Наукові записки

Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка
Серія: біологія

Спеціальний випуск:
Гідроекологія

Тернопільський педуніверситет
ім. Володимира Гнатюка

ББК 28
Н 34

Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету
імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. — 2015. —
№ 3-4 (64). — 794 с.

Друкується за рішенням вченої ради
Тернопільського національного педагогічного університету
ім. Володимира Гнатюка
від 23.06.2015 р. (протокол № 11)

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

М. М. Барна	доктор біологічних наук, професор (*головний редактор*) (Україна)
К. С. Волков	доктор біологічних наук, професор (Україна)
В. В. Грубінко	доктор біологічних наук, професор (*заступник головного редактора)* (Україна)
Н. М. Дробик	доктор біологічних наук, професор (Україна)
О.П. Камеліна	доктор біологічних наук, професор (Росія)
В. З. Курант	доктор біологічних наук, професор (*заступник головного редактора)* (Україна)
В. І. Парпан	доктор біологічних наук, професор (Україна)
О. Б. Столяр	доктор біологічних наук, професор (Україна)
О.Б. Мацюк	кандидат біологічних наук, (*відповідальний секретар*) (Україна)
В. Р. Челак	доктор біологічних наук, професор (Молдова)
Макаї Шандор	доктор габілітований, професор (Угорщина)
І. В. Шуст	доктор біологічних наук, професор (Україна)

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ ВИПУСКУ:

В.Д. Романенко	академік НАН України, доктор біологічних наук, професор (Україна)
Б. Г. Алєксандров	член.-кор. НАН України, доктор біологічних наук, професор (Україна)
О. М. Арсан	доктор біологічних наук, професор (Україна)
С. О. Афанасьєв	доктор біологічних наук, старший науковий співробітник (Україна)
О. К. Віноградов	доктор біологічних наук (Україна)
О. М. Волкова	доктор біологічних наук, старший науковий співробітник (Україна)
Л. В. Воробйова	доктор біологічних наук, професор (Україна)
Д. І. Гудков	доктор біологічних наук, старший науковий співробітник (Україна)
В. Н. Золотарьов	доктор біологічних наук, старший науковий співробітник (Україна)
Н. І. Кірпенко	доктор біологічних наук, старший науковий співробітник (Україна)
П. Д. Клоченко	доктор біологічних наук, професор (Україна)
П. М. Линник	доктор хімічних наук, професор (Україна)
А. В. Ліщук	доктор біологічних наук, старший науковий співробітник (Україна)
Г. Г. Мінічева	доктор біологічних наук, старший науковий співробітник (Україна)
О. С. Потрохов	доктор біологічних наук, старший науковий співробітник (Україна)
О. О. Протасов	доктор біологічних наук, професор (Україна)
В. М. Тімченко	доктор біологічних наук, професор (Україна)
Н. М. Шурова	доктор біологічних наук (Україна)
В. І. Щербак	доктор біологічних наук, професор (Україна)

Літературний редактор: Т.П. Мельник; комп'ютерна верстка: В.О. Хоменчук

Збірник входить до переліку наукових фахових видань ВАК України
Свідоцтво про держреєстрацію: КВ № 15884-4356Р від 27.10.2009

ББК 28
Н 34

Українські, російські та латинські назви рослин і тварин наведені за авторським текстом

© Тернопільський національний педагогічний університет
імені Володимира Гнатюка

ЗМІСТ

ГІДРОЕКОЛОГІЯ..... 18
В.Д. РОМАНЕНКО
ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ В УМОВАХ УРБАНІЗАЦІЇ..... 18
А.Н. АБАКУМОВ, В.З. ПИЦЫК, А.П. КУРАКИН, С.М. СНИГИРЕВ
НОВЫЕ ВИДЫ РЫБ ПРИБРЕЖНЫХ ВОД о. ЗМЕИНЫЙ, ОБНАРУЖЕННЫЕ В 2012-2014 гг..... 22
І.І. АБРАМ'ЮК, С.О. АФАНАСЬЄВ
ЗАСТОСУВАННЯ ГІДРОДИНАМІЧНОГО КРИТЕРІЮ ДЛЯ ВИОКРЕМЛЕННЯ ІХТІОПЛАНКТОНУ (НА ПРИКЛАДІ МОЛОДІ КОРОПОВИХ РИБ) 25
Б.Г. АЛЕКСАНДРОВ
ЗАКОНОМЕРНОСТИ ВСЕЛЕНИЯ НОВЫХ ВИДОВ В ЧЕРНОЕ МОРЕ И НЕКОТОРЫЕ ПОДХОДЫ К ИХ ИЗУЧЕНИЮ 29
О.М. АРСАН, М.О. САВЛУЧИНСЬКА, С.П. БУРМІСТРЕНКО, Ю.М. СИТНИК, М.Г. МАРДАРЕВИЧ
ДИНАМІКА ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ В ТКАНИНАХ МОЛЮСКІВ *UNIO TUMIDUS* РН. ЗА ДІЇ НЕОРГАНІЧНОГО ФОСФОРУ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА..... 33
Л.Є. АСТАХОВА, Г.В. МУЖ
ВИВЧЕННЯ В ЛАБОРАТОРНИХ УМОВАХ ВПЛИВУ СОЛЕЙ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ, СМЗ ТА ГЕРБІЦИДІВ НА МОРФОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ *ELODEA CANADENSIS* 36
О.В. БАРБУХО
ІХТІОПАТОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ВОДОЙМ УПОВІЛЬНЕНОГО ВОДОБМІНУ ЧЕРНІГІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ 39
Е.П. БЕЛОУС, С.С. БАРИНОВА
ФИТОПЛАНКТОН КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ГЕТЕРОГЕННОСТИ РЕКИ ЮЖНЫЙ БУГ 43
В.В. БЕЛЯЕВ, Е.Н. ВОЛКОВА, С.П. ПРИШЛЯК, А.А. ПАРХОМЕНКО
ОСОБЕННОСТИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОЛИГОТРОФНЫХ ВОДОЕМОВ..... 48
В.Я. БИЯК, В.О. ХОМЕНЧУК, В.З. КУРАНТ
БІЛКОВО-НУКЛЕЇНОВИЙ ОБМІН У ОРГАНІЗМІ КОРОПА ІЗ МАЛИХ РІЧКАХ ЗАХІДНОГО ПОДІЛЛЯ 51
Ю.И. БОГАТОВА, А.Г. ТРОПИВСКАЯ
СОЕДИНЕНИЯ ФОСФОРА И ФОСФАТМОБИЛИЗУЮЩИЕ БАКТЕРИИ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВЗМОРЬЯ ДУНАЯ..... 55
О.С. БОНДАРЕНКО
ВИДОВЕ РІЗНОМАНІТТЯ ПОЛІХЕТ ЕВМЕЙОБЕНТОСУ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ
Д.Л. БОНДАРЄВ
ІХТІОФАУНА ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА «ДНІПРОВСЬКО-ОРІЛЬСЬКИЙ» 62
Ю.З. БОРУЦЬКА
КАВІТАЦІЙНИЙ ТА АЕРАЦІЙНИЙ ВПЛИВ ГІДРОДИНАМІЧНИХ БАР'ЄРІВ НА ЯКІСТЬ ПРИРОДНИХ ВОД БАСЕЙНУ р. СТРИЙ..... 66

Г.М. БУЧАЦЬКА
ЗАКОНОМІРНОСТІ ФОРМУВАННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ВОД ЧЕРВОНОГРАДСЬКОГО ГІРНИЧОПРОМИСЛОВОГО РАЙОНУ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ ГІДРОГЕОЛОГІЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ 70
К.В. БІБЧУК, А.О. ЖИДЕНКО
СТАН КОРОПОВИХ РИБ В УМОВАХ ІНТЕНСИВНОГО ЗАСТОСУВАННЯ ГЕРБІЦИДІВ 74
Т.І. БІЛИК, О.М. ТИХЕНКО
ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА АКУМУЛЯЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ МАКРОФІТАМИ ВОДОЙМ МІСТА КИЄВА 78
А.Ю. ВАРИГИН
СЕЗОННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ РАЗВИТИЯ LEKANESPHAERA MONODI (ARCANGELI, 1934) (CRUSTACEA, ISOPODA) В СООБЩЕСТВЕ ОБРАСТАНИЯ ОДЕССКОГО ЗАЛИВА ЧЕРНОГО МОРЯ 82
О.М. ВАСИЛЕНКО
ВПЛИВ ІОНІВ ХРОМУ (III) НА ОСОБЛИВОСТІ ЖИВЛЕННЯ *LYMNAEA CORVUS* (MOLLUSCA: PULMONATA) 85
О.В. ВАСИЛЕНКО, О.І. БОДНАР, Г.Б. ВІНЯРСЬКА
ОСОБЛИВОСТІ ЕНЕРГЕТИЧНОГО ТА АЗОТНОГО ОБМІНУ *CHLORELLA VULGARIS* Beij. ЗА СУМІСНОЇ ДІЇ СЕЛЕНІТУ НАТРІЮ ТА ІОНІВ МЕТАЛІВ 89
А.К. ВИНОГРАДОВ, И.А. СИНЕГУБ
ВАЖНЕЙШИЕ АБИОТИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ И БИОТОПИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА АКВАТОРИЙ МОРСКИХ ПОРТОВ 92
О.М. ВОДЯНІЦЬКИЙ, О.С. ПОТРОХОВ, О.Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ
РЕПРОДУКТИВНІ ВЛАСТИВОСТІ КРАСНОПІРКИ ЗА ДІЇ ЕКОЛОГІЧНИХ ЧИННИКІВ 96
Ю.М. ВОЛІКОВ, Т.С. РИБКА
ОЦІНКА ЕКОЛОГО-САНІТАРНОГО СТАНУ ОСНОВНОГО РІЧКОВОГО РУСЛА КИЇВСЬКОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ЗА ПОКАЗНИКАМИ МАКРОЗООБЕНТОСУ І ЗООПЛАНКТОНУ 100
Г.Б. ВІНЯРСЬКА, О.І. БОДНАР, А.В. СТАНІСЛАВЧУК, В.В. ГРУБІНКО
НАКОПИЧЕННЯ ЕСЕНЦІАЛЬНИХ МЕТАЛІВ МАКРОМОЛЕКУЛАМИ *CHLORELLA VULGARIS* Beij. (CHLOROPHYTA) У ПРИСУТНОСТІ СЕЛЕНІТУ НАТРІЮ 103
Л.В. ВОРОБЬЕВА
МЕЙОБЕНТОС ПЕЛОКОНТУРА ОДЕССКОГО МОРСКОГО РЕГИОНА (ЧЕРНОЕ МОРЕ) 108
В.П. ГАНДЗЮРА
ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ГИДРОЭКОСИСТЕМ, КАЧЕСТВА СРЕДЫ ОБИТАНИЯ И ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ЭФФЕКТОВ ПО ИЗМЕНЕНИЯМ ЭНТРОПИИ СИСТЕМЫ 112
В.П. ГАНДЗЮРА, Ю.С. ТОМИЩ, Н.І. КОРЕВО
ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА РИБ ЗА ХРОНІЧНОГО ТА ПЕРІОДИЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА 116
Д. ГАНЖА, Х. ГАНЖА
НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ, ІОНІВ КАЛІЮ Й КАЛЬЦІЮ ЛИСТКАМИ *PHRAGMITES AUSTRALIS* (CAV.) TRIN. EX STEUD 119

Г.Л. ГОНЧАРОВ
СУЧАСНИЙ СТАН ПОПУЛЯЦІЙ *CARASSIUS CARASIUS* (ACTINOPTERIGII: CYPRINIDAE) У БАСЕЙНІ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ 123
М.Т ГОНЧАРОВА, Л.С. КІПНІС, І.М. КОНОВЕЦЬ, Ю.Г. КРОТ, О.С. НІКОНОРОВ
ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У БІОТИЧНІЙ ТА АБІОТИЧНІЙ СКЛАДОВІЙ ГІДРОЕКОСИСТЕМИ КИЇВСЬКОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА 126
О.М. ГРИБ
НАУКОВЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ТА ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ ЗАХОДІВ ПО УПРАВЛІННЮ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИМ РЕЖИМОМ КУЯЛЬНИЦЬКОГО ЛИМАНУ НА ОСНОВІ МОДЕЛЮВАННЯ ВОДНО-СОЛЬОВОГО БАЛАНСУ ВОДОЙМИ В УМОВАХ ЗМІН ГЛОБАЛЬНОГО КЛІМАТУ 130
Т.В. ГРИГОРЕНКО, С.А. КРАЖАН, А.М. БАЗАЄВА, Н.М. МОСКАЛЕНКО, Н.П. ЧУЖМА
ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ПРИРОДНОЇ КОРМОВОЇ БАЗИ ВИРОЩУВАЛЬНИХ СТАВІВ ПРИ ЗАСТОСУВАННІ РІЗНИХ ДОБРИВ 133
О.О. ГРИГОР’ЄВА, М.А. БЕРЕЗОВСЬКА
ВПЛИВ НАФТОПРОДУКТІВ НА КІЛЬКІСНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ КУЛЬТУРИ *SCENEDESMUS OBLIQUUS* (TURPIN) KüTZ. 137
В.А. ГРОЗА, А.Є. ГАЙ
ФРАКТАЛЬНО-СТАТИСТИЧНІ МЕТОДИ АНАЛІЗУ ДИНАМІКИ РІВНІВ ВОДИ У РІЧКАХ 140
Ю.Ф. ГРОМОВА, О.В. МАНТУРОВА
ФІТО- І ЗООПЛАНКТОН р. ІКВИ (БАСЕЙН р. ПРИП’ЯТІ) 143
Т.В. ГУДЗЕНКО, О.Г. ГОРШКОВА, Т.О. БЄЛЯЄВА, С.І. РАКІТСЬКА, Г.В. ЛІСЮТІН, В.О. ІВАНИЦЯ
БІОТЕХНОЛОГІЯ ОЗДОРОВЛЕННЯ МОРСЬКОГО СЕРЕДОВИЩА З ВИКОРИСТАННЯМ ІММОБІЛІЗОВАНИХ МІКРООРГАНІЗМІВ 146
Д.И. ГУДКОВ, А.Е. КАГЛЯН, В.Г. КЛЕНУС, З.О. ШИРОКАЯ, К.Д. ГАНЖА
СОВРЕМЕННЫЕ УРОВНИ И ДИНАМИКА РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ КОМПОНЕНТОВ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ В ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ 149
О.В. ГУЛАЙ
МОДЕЛЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ВЗАЄМОДІЙ БАКТЕРІЙ *ERYSIPELOTHRIX RHUSIOPATHIAE* З *MYRIOPHYLLUM VERTICILLATUM* 153
Л.В. ГУЛЕЙКОВА
ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ПОТАМОПЛАНКТОНУ РІВНИННИХ РІЧОК 156
Г.Б. ГУМЕНЮК
ПРОГНОЗ ДИНАМІКИ ВОДНЕВОГО ПОКАЗНИКА ТА КОНЦЕНТРАЦІЙ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В РІЧЦІ РІКА ЗАКАРПАТСЬКОЇ ОБЛАСТІ 159
В.П. ГУСЕЙНОВА, Т.С. РИБКА
ПЛАНКТОННІ УГРУПОВАННЯ ТРАНСФОРМОВАНИХ ВОДОЙМ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ 163
Є.Д. ГОПЧЕНКО, В.А. ОВЧАРУК, М.Є. РОМАНЧУК, Н.С. КІЧУК
ПРОБЛЕМИ НОРМУВАННЯ РОЗРАХУНКОВИХ ХАРАКТЕРИСТИК МАКСИМАЛЬНОГО СТОКУ ДОЩОВИХ ПАВОДКІВ І ВЕСНЯНИХ ВОДОПІЛЬ В УКРАЇНІ 167

Л.О. ГОРБАТЮК, О.О. ПАСІЧНА, І.Г. КУКЛЯ, М.О. ПЛАТОНОВ
ПОГЛИНАННЯ ФОСФОРУ ЗАНУРЕНИМ МАКРОФІТОМ *NAJAS GUADELUPENSIS* L. В МОДЕЛЬНОМУ ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ 170
О.А. ДАВИДОВ, Д.П. ЛАРІОНОВА
ТРАНСФОРМАЦІЯ СТРУКТУРИ ЛІТОРАЛЬНОГО АЛЬГОЦЕНОЗУ МІКРОФІТОБЕНТОСУ РІЧКОВОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В МЕЖАХ ПРОМИСЛОВОЇ ЗОНИ М. КИЄВА 174
А.І. ДВОРЕЦЬКИЙ, Л.А. БАЙДАК
РОЛЬ ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ГІДРОБІОЛОГІЧНОЇ ШКОЛИ У ДОСЛІДЖЕННІ ВОДОЙМ ПРИДНІПРОВ`Я 178
Н.Р. ДЕМЧЕНКО
ЗМІНИ КІЛЬКІСНОГО ТА ЯКІСНОГО СКЛАДУ МІКРОМІЦЕТІВ ПОВЕРХНІ ШКІРИ ТА ЗЯБЕР *CYPRINUS SPECULARIS* ЯК ВІДПОВІДЬ НА ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ПОЛЮТАНТАМИ 182
Н.В. ДЕРЕЗЮК
ПІДСУМКИ БАГАТОРІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ СТРУКТУРИ ТА БІОРІЗНОМАНІТНОСТІ ФІТОПЛАНКТОНУ ДНІСТРОВСЬКОГО ЛИМАНУ В ЛІТНІЙ ПЕРІОД (2003-2014 рр.) 185
Ю.М. ДЖУРТУБАЕВ, М.М. ДЖУРТУБАЕВ
МАКРОЗООБЕНТОС ДУНАЙСКИХ ПРОТОК ВИКЕТА И БОЛЬШАЯ РЕПИДА.. 189
Д.В. ДЗЕЦІНА
ГІДРОДИНАМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА МАЛОГО ВОДОСХОВИЩА (НА ПРИКЛАДІ ШУШКІВСЬКОГО – р. ГНИЛИЙ ТІКИЧ) 193
В.Л. ДОЛИНСКИЙ, О.П. КИРИЛЮК
КОМБИНИРОВАННЫЙ МЕТОД ОЦЕНКИ ЧИСЛЕННОСТИ РЫБ 196
С.А. ДОЦЕНКО, Н.Ф. ПОДПЛЕТНАЯ
НЕФТЕПРОДУКТЫ В ВОДАХ ОДЕССКОГО РЕГИОНА СЕВЕРО–ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ В УСЛОВИЯХ УСИЛЕНИЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ 200
С.Е. ДЯТЛОВ, А.В. КОШЕЛЕВ, В.В. АДОБОВСКИЙ, Л.Ю. СЕКУНДЯК, Н.Ф. ПОДПЛЕТНАЯ, Е.В. КИРСАНОВА, Г.Н. ДЕВЯТЫХ, С.А. ЗАПОРОЖЕЦ
ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ДРЕНАЖНЫХ И ЛИВНЕВЫХ ВОД ОДЕССКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ 203
Т.Н. ДЬЯЧЕНКО
ИЗМЕНЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ ФЛОРЫ МАКРОФИТОВ В ЗАЛИВАХ КИЛИЙСКОЙ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ 208
В.О. ДЯКІВ
МОДЕЛЮВАННЯ ВПЛИВУ САМОІЗОЛЯЦІЇ БОРТІВ, ГРАВІТАЦІЙНОЇ ДИФЕРЕНЦІАЦІЇ ТА ХВИЛЬОВОГО ЗМІШУВАННЯ НА ФОРМУВАННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ОЗЕРНИХ ВОД В ПРОЦЕСІ ЗАТОПЛЕННЯ ДОМБРОВСЬКОГО СОЛЯНОГО КАР'ЄРУ (м. КАЛУШ) 211
С.Е. ДЯТЛОВ
ГИС-ТЕХНОЛОГИИ В ОЦЕНКЕ УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ АВАНДЕЛЬТЫ КИЛИЙСКОГО РУКАВА ДУНАЯ 216
Т.В. ЄРМОШИНА, О.М. МАРЧУК, О.М. МОСКАЛЬОВА
СТРУКТУРА ПОСЕЛЕНЬ ПЕРЛІВНИЦЕВИХ БАСЕЙНУ РІЧОК СЛУЧ І УЖ 219

В.А. ЖЕЖЕРЯ, П.М. ЛИННИК, Т.П. ЖЕЖЕРЯ
ВПЛИВ РІЗНИХ ЧИННИКІВ СЕРЕДОВИЩА НА МІГРАЦІЮ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ В СИСТЕМІ “ДОННІ ВІДКЛАДИ – ВОДА” 223
А.А. ЖИДЕНКО, Т.В. МИЩЕНКО, В.В. КРИВОПИША
РЕАКЦИЯ КАРПОВЫХ РЫБ НА ДЕЙСТВИЕ ГЛИФОСАТА 227
Г.М. ЗАДОРОЖНА, Н.Є. СЕМЕНЮК
ДИНАМІКА АВТОТРОФНОЇ ЛАНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА 230
Ю.П. ЗАЙЦЕВ
КЛЮЧЕВАЯ РОЛЬ КОНТУРНЫХ БИОТОПОВ И ИХ БИОЦЕНОЗОВ В ЭКОЛОГИИ МОРСКОЙ СРЕДЫ 235
В. В. ЗАМОРОВ, С. Ю. ЧЕРНИКОВА, Ю. В. КАРАВАНСКИЙ, Е. Ю. ЛЕОНЧИК
ДИНАМИКА СЕТНЫХ УЛОВОВ БЫЧКОВЫХ РЫБ (GOBIIDAE) В ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЕ ОДЕССКОГО ЗАЛИВА 238
М.П. ЗАМОРОВА
ЖИВЛЕННЯ ЛЯЩА *ABRAMIS BRAMA* В ПРИДУНАЙСЬКОМУ ОЗЕРІ КОТЛАБУХ 242
О.Л. ЗАРУБИН, Н.Е. ЗАРУБИНА, И.А. МАЛЮК, В.А. КОСТЮК
ОСОБЕННОСТИ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧАЭС ПОСЛЕ НАЧАЛА ЕГО ТРАНСФОРМАЦИИ (2011-2014 гг.) 245
В.Н. ЗОЛОТАРЕВ, В.В. АДОБОВСКИЙ
РОЛЬ СЕЗОННОГО ТЕРМОКЛИНА В ФОРМИРОВАНИИ СТРУКТУРЫ ПРИБРЕЖНЫХ ПОСЕЛЕНИЙ МИДИЙ *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* ЧЕРНОГО МОРЯ 248
Е.Е. ЗОРИНА-САХАРОВА, А.В. ЛЯШЕНКО, И.С. МАРЧЕНКО
ВЛИЯНИЕ СОЛЕНОСТИ НА СТРУКТУРУ ЗООПЛАНКТОНА АКВАТОРИЙ ПЕРЕДНЕГО КРАЯ КИЛИЙСКОЙ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ 251
Л.М. ЗУБ, Г.О. КАРПОВА
ОСОБЛИВОСТІ ЗАРОСТАННЯ МАКРОФІТАМИ ВОДОСХОВИЩ МАЛИХ ГЕС (НА ПРИКЛАДІ СТЕБЛІВСЬКОГО ТА КОРСУНЬ-ШЕВЧЕНКІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩ р. РОСЬ) 255
Л.М. ЗУБ, О.В. ТОМЧЕНКО
АНТРОПОГЕННА ТРАНСФОРМАЦІЯ ВОДОЗБОРІВ ТА ЕКОЛОГІЧНА СТРУКТУРА УГРУПОВАНЬ МАКРОФІТІВ МАЛИХ РІЧОК 259
И.Б. ЗУБЕНКО
ФОРМЫ МИГРАЦИИ CR(III) И MN(II) В ВОДЕ ПРУДОВ НАЦИОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКА ”ГОЛОСЕЕВСКИЙ” (г. КИЕВ) 263
О.Р. ІВАНЕЦЬ
ТАКСОНОМІЧНИЙ СКЛАД КОЛОВЕРТОК РОДУ *POLYARTHRA* (*ROTIFERA*: *MONOGONONTA*) ТА ЙОГО МОРФО-ЕКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА В УМОВАХ ВОДОЙМ УКРАЇНСЬКОГО РОЗТОЧЧЯ 267
В.О. ІВАНИЦЯ, О.Є. БОБРОВА, А.М. ОСТАПЧУК, Й.Б. КРІСТОФФЕРСЕН, Н.В. КОРОТАЄВА, Г.В. ЛІСЮТІН, М.М. ЧАБАН, М. ШТЕННІКОВ
БІОЛОГІЧНА РІЗНОМАНІТНІСТЬ БАКТЕРІЙ ГРУНТУ БАТІАЛІ ТА ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ЧОРНОГО МОРЯ 270
Н. О. ІВАНОВА
ВОДООБМІН ЯК ФАКТОР ФОРМУВАННЯ СУЧАСНИХ УМОВ ФУНКЦІОНУВАННЯ ЕКОСИСТЕМИ ВОДОСХОВИЩА САСИК 274

Г.В. ИВАНОВИЧ
РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА И ХЛОРОФИЛЛА ”а” В ЗОНЕ ШТОРМОВОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ В ОДЕССКОМ РЕГИОНЕ 277
І.І. ІГНАТЕНКО, В.П. ОСИПЕНКО, Т.В. ЄВТУХ
СЕЗОННА ДИНАМІКА ВМІСТУ І ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ МОЛІБДЕНУ У ВОДІ КИЇВСЬКОГО І КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩ ЗАЛЕЖНО ВІД КОМПОНЕНТНОГО СКЛАДУ РОЗЧИНЕНИХ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН 280
Т.Я. КИРИЗИЙ, Г.Б. БАБИЧ, М.В. МИРОШНИЧЕНКО
ОСОБЕННОСТИ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ ЖИВОТНЫХ ПОНТО-КАСПИЙСКОГО КОМПЛЕКСА НА МЕЛКОВОДЬЯХ КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА 284
Н.А. КИРИЛЕНКО, В.П. ГЕРАСИМЮК
МІКРОФІТОБЕНТОС РІКИ ПІВДЕННИЙ БУГ 287
О.П. КИРИЛЮК, Е.А. ГУПАЛО, О.В. МАНТУРОВА
БИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПЛОТВЫ УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ р. ВИТА 291
Н.И. КИРПЕНКО, Т.О. МУСИЙ, О.М. УСЕНКО
СОДЕРЖАНИЕ УГЛЕВОДОВ В БИОМАССЕ ЗЕЛЕНЫХ ВОДОРОСЛЕЙ ПРИ РАЗНОЙ ДЛИТЕЛЬНОСТИ И ТЕМПЕРАТУРЕ ВЫРАЩИВАНИЯ 294
І.І. КИЦМУР
ЧИННИКИ ФОРМУВАННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ РІЧКОВИХ ВОД У ЗОНІ ТЕХНОГЕНЕЗУ КАЛІЙНИХ РОДОВИЩ ПЕРЕДКАРПАТТЯ 298
О.В. КЛЕПЕЦЬ
ФІТОМАСА ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ р. ВОРСКЛА В УМОВАХ ВПЛИВУ УРБОЛАНДШАФТУ 302
П.Д. КЛОЧЕНКО, Т.Ф. ШЕВЧЕНКО, О.С. ТАРАЩУК
КІЛЬКІСНІ ПОКАЗНИКИ РОЗВИТКУ ЕПІФІТНИХ ВОДОРОСТЕЙ НА РУСЛОВІЙ ДІЛЯНЦІ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА 305
С.П. КОВАЛИШИНА, О.Г.КАЧАЛОВ
МАКРОЗООБЕНТОС ФИЛЛОФОРНОГО ПОЛЯ ЗЕРНОВА В МАЕ-ИЮНЕ 2012 г. 309
В.О. КОВАЛЬ
ВПЛИВ ІОНІВ МАНГАНУ НА ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ КОРОПА ЛУСКАТОГО 314
Н.В. КОВАЛЬОВА, В.І. МЕДІНЕЦЬ
ІНТЕГРАЛЬНА ОЦІНКА ЯКОСТІ МОРСЬКИХ ПРИБЕРЕЖНИХ ВОД ОСТРОВА ЗМІЇНИЙ 317
М.А. КОВАЛЁВА, М.В. МАКАРОВ, Н.А. БОЛТАЧЁВА, Л.В. БОНДАРЕНКО
МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА МАКРОФАУНЫ СКАЛ В АКВАТОРИИ КАРАДАГА (ЧЁРНОЕ МОРЕ) 320
О.В. КІРСАНОВА
ПЕРВИННА ПРОДУКЦІЯ У ОДЕСЬКОМУ РЕГІОНІ ПІВДЕННО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ 325
Е.Ш. КОЗІЙЧУК
ПРОДУКЦІЙНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ФІТОМІКРОБЕНТОСУ ВОДОЙМ ТА ВОДОТОКІВ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ 328
О.П. КОНАРЕВА, Н.В. КОВАЛЬОВА, І.Є. СОЛТИС
МІКРОБІОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ЯКОСТІ ПРИБЕРЕЖНИХ ВОД ОСТРОВА ЗМІЇНИЙ 332

Л.А. КОНСТАНТИНЕНКО, І.П. ОНИЩУК
ВИДОВИЙ СКЛАД ТА ОСОБЛИВОСТІ ЕКОЛОГІЇ КРУГОВІЙЧАСТИХ ІНФУЗОРІЙ (CILIOPHORA, PERITRICHIA) ПОСТІЙНИХ ВОДОЙМ 335
Н.М. КОРНІЙЧУК
СТРУКТУРНА ОРГАНІЗАЦІЯ ВОДОРОСТЕВИХ УГРУПОВАНЬ ОБРОСТАНЬ РІЗНИХ ТИПІВ СУБСТРАТІВ РІЧКИ ТНЯ..... 339
В.П. КОРОТЕЦЬКИЙ, О.В. СИДОРЕНКО, Ю.І. СИЛЬЧУК
ПЕРСПЕКТИВИ ЕФЕКТИВНОГО РОЗВИТКУ ОСЕТРІВНИЦТВА В УКРАЇНІ 343
К.В. КОСТЮК, В.В. ГРУБИНКО
РЕГЕНЕРАЦИЯ КЛЕТОЧНЫХ МЕМБРАН *LEMNA MINOR* L. ПОСЛЕ ТОКСИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ 346
О.В. КОШЕЛЕВ
ЕКОМОРФОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ *ARTEMIA PARTHENOGENETICA* (BOWEN AND STERLING, 1978) В КУЯЛЬНИЦЬКОМУ ЛИМАНІ 351
М.О. КРАВЕЦЬ, А.Г. БЕВЗА, Ю.О. КУТЛАХМЕДОВ
РОЛЬ ВОДНИХ РОСЛИН В ДЕПОНУВАННІ РАДІОНУКЛІДІВ У КАСКАДІ СТАВКІВ У ГОЛОСІЄВО (КИЇВ)..... 354
Л.Л. КРАСОТА
ОЦІНКА ЯКОСТІ ДОВКІЛЛЯ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ ПО РЕЗУЛЬТАТАХ БІОТЕСТУВАННЯ ВОД У 2008-2014 РОКАХ..... 358
Ю.М. КРАСЮК
ВПЛИВ ПІДВИЩЕНОЇ ТЕМПЕРАТУРИ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА ФІЗІОЛОГІЧНИЙ СТАН ПРІСНОВОДНИХ ДВОСТУЛКОВИХ МОЛЮСКІВ 362
С.В. КРУЖИЛІНА
ПОТЕНЦІЙНІ БІОПРОДУКЦІЙНІ МОЖЛИВОСТІ ВОДОСХОВИЩ ДНІПРОВСЬКОГО КАСКАДУ 365
М.І. КУЗЬМЕНКО, В.І. ЮРИШИНЕЦЬ, Л.П. ЮРЧУК
ГІДРОЕКОЛОГІЯ В СИСТЕМІ ПРИРОДНИЧИХ НАУК І ДЖЕРЕЛА ТЕРМІНОЛОГІЇ..... 369
І.І. КУЛАКОВА
СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ТАКСОНОМИЧЕСКОГО РАЗНООБРАЗИЯ СВОБОДНОЖИВУЩИХ НЕМАТОД УСТЬЕВОГО ВЗМОРЬЯ УКРАИНСКОЙ ЧАСТИ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ 372
О. В. КУЛІКОВА, В. В. ЗАМОРОВ, В. О. КУЧЕРОВ, Д. Б. РАДІОНОВ
ДИНАМІКА ГЕНЕТИЧНОЇ СТРУКТУРИ УГРУПОВАННЯ БИЧКА-КРУГЛЯКА *NEOGOBIUS MELANOSTOMUS* В ТИЛІГУЛЬСЬКОМУ ЛИМАНІ ЗА ЛОКУСАМИ ЕСТЕРАЗ..... 376
А.В. КУРЕЙШЕВИЧ, В.А. МЕДВЕДЬ
СВЯЗЬ СОДЕРЖАНИЯ ХЛОРОФИЛЛА *A* ФИТОПЛАНКТОНА С ТЕМПЕРАТУРОЙ ВОДЫ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ ДНЕПРА И р. ДУНАЙ 380
Д.В. КУШНІР, Ю.С. ТУЧКОВЕНКО
МОДЕЛЮВАННЯ ВПЛИВУ ВОДООБМІНУ З МОРЕМ НА МІНЛИВІСТЬ ГІДРОЛОГІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ 384
О.В. КУШНІРИК, О.І. ХУДИЙ
АМІНОКИСЛОТНИЙ СКЛАД *SIMOCEPHALUS VETULUS* (MULLER) ЗА УМОВ ВИКОРИСТАННЯ РІЗНИХ ВИДІВ ДРІЖДЖІВ ЯК КОРМОВИХ СУБСТРАТІВ.... 388

Д.П. ЛАРІОНОВА, О.А. ДАВИДОВ
ТРОФО-САПРОБІОЛОГІЧНИЙ СТАТУС РУСЛОВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ПРИДАТКОВОЇ МЕРЕЖІ РІЧКОВОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ЗА БІОМАСОЮ МІКРОФІТОБЕНТОСУ 392
П.М. ЛИННИК, В.А. ЖЕЖЕРЯ, Р.П. ЛИННИК
РОЗЧИННІ ФОРМИ МЕТАЛІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ: БІОДОСТУПНІСТЬ ТА ПОТЕНЦІЙНА ТОКСИЧНІСТЬ 395
А.І. ЛУЦІВ
ЕНЕРГЕТИЧНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ БІОСИНТЕЗУ ЛІПІДІВ У *CHLORELLA VULGARIS* BEIJ. ЗА ДІЇ ДИЗЕЛЬНОГО ПАЛИВА 399
В.А. ЛЯШЕНКО, Д.В. ЛУКАШОВ
ОЦІНКА РІВНЯ ТОКСИЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ р.УДАЙ У МЕЖАХ НПП «ПИРЯТИНСЬКИЙ» (ПОЛТАВСЬКА ОБЛ.) 403
О.М. ЛЄТИЦЬКА
МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ВИВЧЕННЯ ДОННИХ МАКРОБЕЗХРЕБЕТНИХ ГІРСЬКИХ РІЧОК 406
О.М. ЛЄТИЦЬКА, С.О. АФАНАСЬЄВ, Л.В. ГУЛЕЙКОВА, О.О. ГОЛУБ
ГІДРОБІОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВОДОТОКІВ МЕЖИРІЧЧЯ ТИСА-ТУР ЗА УГРУПОВАНЯМИ ВОДНИХ ТВАРИН 410
Б.Г. ЛИНЕЦКИЙ
ВИЗУАЛЬНО НАБЛЮДАЕМЫЕ РЕАКЦИИ ТАЛИТРИД (CRUSTACEA: AMPHIPODA: TALITRIDAE) СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ПРИЧЕРНОМОРЬЯ НА ПОВЫШЕНИЕ СОЛЕНОСТИ 414
Н.С. ЛОБОДА, О.М. ГРИБ
ОЦІНКА ПЕРСПЕКТИВ ФУНКЦІОНУВАННЯ ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ В УМОВАХ ЗМІН ГЛОБАЛЬНОГО КЛІМАТУ (СЦЕНАРІЙ А1В) НА ОСНОВІ ІМІТАЦІЙНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ВОДНО-СОЛЬОВОГО БАЛАНСУ ВОДОЙМИ 417
Н.В. МАЙСТРОВА
ВОДОРОСТІ ПЛАНКТОНУ ЯК ПРИРОДНИЙ ІНДИКАТОР СТАНУ ЕКОСИСТЕМИ ВОДОСХОВИЩА 420
М.В. МАКАРОВ, М.А. КОВАЛЁВА, Н.А. БОЛТАЧЁВА, В.Г. КОПИЙ, Л.В. БОНДАРЕНКО
МАКРОЗООБЕНТОС ЕСТЕСТВЕННЫХ ТВЁРДЫХ СУБСТРАТОВ В АКВАТОРИЯХ ПРИМЫМЫКАЮЩИХ К КЕРЧЕНСКОМУ ПОЛУОСТРОВУ (КРЫМ) 425
І.В. МАЛІЩУК, Л.М. ЧЕБАН, М.М. МАРЧЕНКО
ОСОБЛИВОСТІ КУЛЬТИВУВАННЯ *ACUTODESMUS DIMORPHUS* (TURPIN) TSARENKO НА СКИДНІЙ ВОДІ ІЗ РИБОВОДНОЇ УСТАНОВКИ ЗАМКНУТОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ 428
О.М. МАРЕНКОВ, О.В. ФЕДОНЕНКО
СТАН ПОПУЛЯЦІЇ ТА ОЦІНКА ЗАПАСІВ ЛЯЩА (*ABRAMIS BRAMA* LINNAEUS, 1758) ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА 432
Н.М. МАТВІЄНКО, С.В. КУРГАНСЬКИЙ, Л.П. БУЧАЦЬКИЙ
ЗАХВОРЮВАННЯ ЛИНА *(TINCA TINCA L.),* ТА ЛЯЩА (*ABRAMIS BRAMA* L.) У КИЇВСЬКОМУ ТА КАНІВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩАХ 436

С.В. МЕДІНЕЦЬ, В.М. МОРОЗОВ, В.М. БОЙКО, С.С. КОТОГУРА, А.П. МІЛЕВА, І.Л. ГРУЗОВА
ОЦІНКА ТА СКЛАДОВІ РІЧКОВОГО СТОКУ СПОЛУК АЗОТУ ТА ФОСФОРУ ДО ДНІСТРОВСЬКОГО ЛИМАНУ 439
В.І. МЕДІНЕЦЬ, Т.В. ПАВЛІК, Є.І. ГАЗЕТОВ, М.В. РОЖЕНКО
ІНСТРУМЕНТАЛЬНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ЗМІН ГРАНИЦЬ ПЛАВНЕВОЇ ЗОНИ І ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ ДНІСТРОВСЬКОГО ЛИМАНУ 443
Е.Б. МЕЛЬНИКОВА, Н.В. ЛЯМИНА
СВЕЧЕНИЕ СООБЩЕСТВ ГИДРОБИОНТОВ В ПРИБРЕЖНЫХ ВОДАХ ЧЕРНОГО МОРЯ 447
К.В. МЕТАЛЬНИКОВА
БИОРАЗНООБРАЗИЕ КИЖУЧА *ONCORHYNCHUS KISUTCH* (WALBAUM, 1792), ОБУСЛОВЛЕННОЕ РАЗНЫМИ МЕСТАМИ ЕГО ОБИТАНИЯ 451
Г.Г. МИНИЧЕВА, Е.В. СОКОЛОВ
СТРУКТУРА ПРИОРИТЕТНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МЕНЕДЖМЕНТА ЛИМАНОВ СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ПРИЧЕРНОМОРЬЯ 456
І.С. МИТЯЙ, П.Г. ШЕВЧЕНКО, В.В. ХОМИЧ
СУЧАСНИЙ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ЛОТАШІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА РІЧКИ ГНИЛИЙ ТІКИЧ 459
Е.Ю. МИХАЛЕЧКО
МОРФОЛОГИЯ ЧЕЛЮСТНО-ГЛОТОЧНОГО АППАРАТА РЫБ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ИХ ЭКОЛОГИИ И ЭТОЛОГИИ 463
Р.В. МІГАС
СТАН РОЗВИТКУ ДЕЯКИХ ПРЕДСТАВНИКИВ МЕРОПЛАНКТОНУ ОДЕСЬКОГО УЗБЕРЕЖЖЯ У 2013-2014 рр. 466
Г.Г. МІНІЧЕВА, А.Б. ЗОТОВ, В.М. БОЛЬШАКОВ, К.С. КАЛАШНІК, Г.В. МАРИНЕЦЬ, Г.В. ШВЕЦЬ 470
АВТОТРОФНІ ПОВЕРХНІ – ІНСТРУМЕНТ ФІТОІНДИКАЦІЇ ДЛЯ МОНІТОРИНГУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ 470
О.М. МОЛДОВАН, О.І. ХУДИЙ
ХАРАКТЕРИСТИКА ПОКАЗНИКІВ ЗАРАЖЕНОСТІ РИБ ДНІСТРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ЦЕСТОДАМИ 473
В.І. МОНЧЕНКО, Л.П. ГАПОНОВА, О.Г. КОСТЕНКО
СЕЗОННА ДИНАМІКА ДЕЯКИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ ВОДОЙМ ПАРКУ «ФЕОФАНІЯ» 477
А.А. МОРОЗОВА
АБИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ ВОДНОЙ СРЕДЫ И ИХ РОЛЬ В ФОРМИРОВАНИИ РЕЖИМА И ДИНАМИКИ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ЗАМКНУТЫХ ВОДОЁМАХ 480
Л. В. МУЗИКА, Г. Є. КИРИЧУК
ВПЛИВ ТРЕМАТОДНОЇ ІНВАЗІЇ НА ВМІСТ КАРОТИНОЇДНИХ ПІГМЕНТІВ В ОРГАНІЗМІ *LYMNAEA STAGNALIS* 484
К. НАЗАРУК, І. ХАМАР
ДОБОВА ВЕРТИКАЛЬНА ДИНАМІКА ЗООПЛАНКТОНУ В ОЗЕРІ ПІСОЧНЕ ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ 489

Е.А. НАУМ
НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ИЗУЧЕНИЯ МОРФОЛОГИИ РАКОВИНЫ РАЗНЫХ ФЕНОТИПИЧЕСКИХ ГРУПП ЧЕРНОМОРСКОЙ МИДИИ *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* ОДЕССКОГО МОРСКОГО РЕГИОНА 493
І.М. НЕЗБРИЦЬКА, А.В. КУРЕЙШЕВИЧ
ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРНОГО ЧИННИКА НА ВМІСТ ФІКОБІЛІНОВИХ ПІГМЕНТІВ У *PHORMIDIUM AUTUMNALE* F. *UNCINATA* (C. AGARDH.) N. V. KONDRAT 495
О.Д. НЕКРАСОВА
НАПРАВЛЕНИЯ МОНИТОРИНГА АМФИБИЙ ВОДНО-БОЛОТНЫХ ЭКОСИСТЕМ 499
С.Е. НИКОНОВА
ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРОСТРАНЕНИЕ ЦИСТ ДИНОФЛАГЕЛЛЯТ В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ 503
Т.Н. НОВОСЕЛОВА, Ю.Ф. ГРОМОВА, А.А. ПРОТАСОВ
ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ГЕТЕРОГЕННОСТЬ ПЛАНКТОНА В ТЕХНО-ЭКОСИСТЕМЕ АЭС
В.И. ОСАДЧИЙ, Н.Н. ОСАДЧАЯ, Л.А. КОВАЛЬЧУК, Ю.Б. НАБИВАНЕЦ 510
СТОХАСТИЧЕСКОЕ РАЗДЕЛЕНИЕ ГИДРОГРАФА РАВНИННОЙ РЕКИ НА ГЕНЕТИЧЕСКИЕ СОСТАВЛЯЮЩИЕ СТОКА 510
О.Ф. ОСИПОВА, Д.И. ОСИПОВ
СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ СПЕЦИАЛЬНЫХ ПРОМЫШЛЕННЫХ ВОДОЁМОВ В-10 И В-11 ПО «МАЯК» 514
О.В. ПАШКОВА
СТАН ЗООПЛАНКТОНУ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА В РІЗНІ ПЕРІОДИ ПІСЛЯ ЗУПИНКИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС 517
І.О. ПЕРШКО
ОСОБЛИВОСТІ КАРІОЛОГІЇ ПРЕДСТАВНИКІВ РОДУ LITHOGLYPHUS (MOLLUSCA: GASTROPODA: PECTINIBRANCHIA: LITHOGLYPHIDAE) ФАУНИ УКРАЇНИ 521
Ю.В. ПЛІГІН, С.Ф. МАТЧИНСЬКА, Н.І. ЖЕЛЕЗНЯК
BUGENSIS + *DREISSENA POLYMORPHA* / ПСАМОПЕЛОКОНХІОФІЛЬНИЙ» КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ПІСЛЯ ГОСТРОЇ ГІПОКСІЇ ВЗИМКУ 2009–2010 рр. 525
И.Н. ПОДРЕЗЕНКО, Н.С. ОСТАПЕНКО, О.К. ТЯПКИН, С.В.КРЮЧКОВА
ОБОСНОВАНИЕ НОВЫХ ВОЗМОЖНОСТЕЙ ОЦЕНИВАНИЯ АНТРОПОГЕННОГО ВЛИЯНИЯ НА ГИДРОЭКОСИСТЕМЫ 528
Н.А. ПОМОРЦЕВА, Д.И. ГУДКОВ
СТРУКТУРНЫЕ НАРУШЕНИЯ ФОРМЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ КРОВИ У КРАСНОПЕРКИ *SCARDINIUS ERYTHROPHTHALMUS* L. ПРИ ХРОНИЧЕСКОМ РАДИАЦИОННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ 532
В. В. ПОРТЯНКО
HARPACTICOIDA (CRUSTACEA, COPEPODA) ПЕЛОКОНТУРА ОДЕССКОГО МОРСКОГО РЕГИОНА (ЧЕРНОЕ МОРЕ) 535
О.С. ПОТРОХОВ, О.Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ, Ю.М. ХУДІЯШ
ГОРМОНАЛЬНИЙ СТАТУС ОКУНЯ ТА ПЛІТКИ ЗА ЗМІНИ ЕКОЛОГІЧНИХ ЧИННИКІВ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА 539

А.Б. ПРИМАК, К.П. КАЛЕНИЧЕНКО
ВЕЛИГЕРЫ МОЛЛЮСКОВ Р. *DREISSENA* В ПЛАНКТОНЕ ВЕРХНЕГО УЧАСТКА КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА 543
М.В. ПРИЧЕПА
ВМІСТ КОРТИЗОЛУ В ТКАНИНАХ ЙОРЖА ТА СУДАКА ЗА РІЗНИХ УМОВ ЗИМІВЛІ 547
С.П. ПРИШЛЯК, О.М. ВОЛКОВА, В.В. БЕЛЯЄВ, О.О. ПАРХОМЕНКО
РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ВИЩИХ ВОДНИХ РОСЛИН ВОДОЙМ УКРАЇНИ У ВІДДАЛЕНИЙ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС ЧАС 550
Е.И. ПРОКОПЧУК, И.Л. СУХОДОЛЬСКАЯ
СВЯЗЫВАНИЕ АММОНИЯ ВЫСШИМИ ВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ В ГИДРОЭКОСИСТЕМАХ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ЕГО СОДЕРЖАНИЯ В ВОДЕ 553
Ю.І. ПРОСЯНИК, Т.В. АНАНЬЄВА
РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ БІЛОГО ТОВСТОЛОБИКА ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА 557
А.А. ПРОТАСОВ, И.А. МОРОЗОВСКАЯ, Г.А. ГУРЬЯНОВА, Н.Н. ЛАСКОВЕНКО
ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЛИМЕРНЫХ НЕОБРАСТАЮЩИХ ПОКРЫТИЙ В УСЛОВИЯХ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА 561
О.В. РАЧИНСЬКА
БІОІНДИКАЦІЯ ЯКОСТІ МОРСЬКОГО ДОВКІЛЛЯ ОДЕСЬКОГО РЕГІОНУ ЗА ПОКАЗНИКАМИ РОЗВИТКУ МІКРОФІТОБЕНТОСУ 565
І. Л. РИЖКО, Ю. В. КАРАВАНСЬКИЙ
ВІДМІННОСТІ ДЕЯКИХ МОРФОЛОГІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ КРОВІ БИЧКА ПІНЧУКА *PONTICOLA CEPHALARGOIDES (PINCHUK, 1976)* ТА БИЧКА РАТАНА *PONTICOLA RATAN (NORDMANN, 1840)* В ОДЕСЬКІЙ ЗАТОЦІ 568
О.В. РОМАНЕНКО, М.М. ГРУША
БІОЕТИЧНІ АСПЕКТИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ 572
В.Д. РОМАНЕНКО, Ю.Г. КРОТ, Т.І. ЛЕКОНЦЕВА, А.Б. ПОДРУГІНА, Т.В. ФРИНОВСЬКА
СТРУКТУРНО–ФУНКЦІОНАЛЬНИЙ СТАН УГРУПОВАНЬ ГАМАРИД МІЛКОВОДНОЇ ЗОНИ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ПІД ВПЛИВОМ ВИСОКИХ ТЕМПЕРАТУР 575
В.Д. РОМАНЕНКО, Ю.О. СТОЙКА, Л.С. КІПНІС
ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРИ ТА ФОТОПЕРІОДУ НА РІВЕНЬ СПОНТАННОГО МУТАГЕНЕЗУ В КЛІТИНАХ РИБ 579
О.В. РОМАНЕНКО
ТОКСИЧНІ ПЕПТИДИ МОЛЮСКІВ *CONUS* ЯК ЕКОЛОГІЧНІ ЧИННИКИ ТА ПОТЕНЦІЙНІ ЛІКАРСЬКІ ЗАСОБИ 583
П.О. РОМАНЕНКО, О.О. ЯРОВИЙ
АСИМІЛЯЦІЯ СПОЛУК ФОСФОРУ МІКРОВОДОРОСТЯМИ ПРИ КУЛЬТИВУВАННІ НА СТІЧНИХ ВОДАХ 587
Н.Є. СЕМЕНЮК
БАГАТОРІЧНА ДИНАМІКА ФІТОМІКРОЕПІФІТОНУ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА 590
И.М. СЕРИКОВА, Ю.Н. ТОКАРЕВ, В.И. ВАСИЛЕНКО, В.Ф. ЖУК
ВЛИЯНИЕ ГИДРОФИЗИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ НА ИНТЕНСИВНОСТЬ ПОЛЯ БИОЛЮМИНЕСЦЕНЦИИ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ В ОСЕННИЙ ПЕРИОД 594

А.А. СИЛАЕВА, Т.Н. НОВОСЕЛОВА, А.А. ПРОТАСОВ
ОЦЕНКА КАЧЕСТВА СРЕДЫ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ АЭС В УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ И БИОТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ 599
А.А. СИЛАЕВА, А.Л. САВИЦКИЙ
ВЫСШИЕ ВОДНЫЕ РАСТЕНИЯ ТЕХНО-ЭКОСИСТЕМЫ ХМЕЛЬНИЦКОЙ АЭС 602
И.А. СИНЕГУБ, А.С. БОНДАРЕНКО, С.А. КУДРЕНКО, А.А. РЫБАЛКО
СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ МАКРОЗООБЕНТОСА ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ ОДЕССКОГО МОРСКОГО РЕГИОНА (ЧЕРНОЕ МОРЕ) 605
С.М. СНИГИРЕВ
ДИНАМИКА УЛОВОВ ОСНОВНЫХ ПРОМЫСЛОВЫХ ВИДОВ РЫБ ДНЕСТРОВСКОГО ЛИМАНА 2009-2014 гг. 609
А.А. СНИГИРЕВА
МИКРОВОДОРОСЛИ ПСАММОНА ОДЕССКОГО ЗАЛИВА (ЧЕРНОЕ МОРЕ) 612
М. О. СОН
МЕСТООБИТАНИЯ СУПРАЛИТОРАЛИ СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ 616
С. В. СТАДНИЧЕНКО
ПРОДУКЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ *MYA ARENARIA* LINNAEUS, 1758 В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ 619
Є.В. СТАРОСИЛА
ДИНАМІКА ПАРАМЕТРІВ МІКРОБОЦЕНОЗУ МІЛКОВОДНОЇ ЗОНИ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА 622
В.О. СТАХ, М.В. ПОВОРОЗНИК, І.С. ХАМАР
ФЕНОТИПНИЙ РОЗПОДІЛ ЗЕЛЕНИХ ЖАБ (*PELOPHYLAX*) ВОДОЙМ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ РІЗНОГО ГОСПОДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ 626
Ю.І. СЕНИК, О.О. РАБЧЕНЮК, В.З. КУРАНТ
ЗМІНИ ФОСФОЛІПІДНОГО СКЛАДУ МІТОХОНДРІЙ КЛІТИН ПЕЧІНКИ КОРОПА ТА ЩУКИ ЗА ДІЇ ЙОНІВ КАДМІЮ 629
Г.В. ТЕРЕНЬКО
ЗИМНИЙ ФИТОПЛАНКТОН ОДЕССКОГО ЗАЛИВА ЧЕРНОГО МОРЯ 633
П.В. ТКАЧЕНКО
О ВСТРЕЧАЕМОСТИ МОРСКОГО СУДАКА *SANDER MARINUS (CUVIER, 1828)* В РАЙОНЕ ЧЕРНОМОРСКОГО БИОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА И ЮГО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ДНЕПРОВСКО-БУГСКОГО ЛИМАНА В ПОСЛЕДНИЕ 20 ЛЕТ 637
Ф.П. ТКАЧЕНКО, И.П. ТРЕТЬЯК
ВОДОРОСЛИ-МАКРОФИТЫ ИМПАКТНЫХ ЗОН ОДЕССКОГО ПРИБРЕЖЬЯ ... 640
Ю.Н. ТОКАРЕВ, Н.И. КОПЫТИНА, О.В. МАШУКОВА
ИССЛЕДОВАНИЕ СВЕЧЕНИЯ МИКРОСКОПИЧЕСКИХ ГРИБОВ ЧЕРНОГО МОРЯ 644
В.В. ТРИЛІС, Т.М. СЕРЕДА, О.Л. САВИЦЬКИЙ 648
НАДХОДЖЕННЯ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН У РІЧКОВУ ЕКОСИСТЕМУ (НА ПРИКЛАДІ МОДЕЛЬНОЇ ДІЛЯНКИ р. ВІТА) 648
А.Г. ТРОПИВСКАЯ, И.К. КУРДИШ
РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ГЕТЕРОТРОФНЫХ И ФОСФАТМОБИЛИЗУЮЩИХ БАКТЕРИЙ НА ВЗМОРЬЕ ДУНАЯ 651

В.М. ТРОХИМЕЦЬ
СУЧАСНИЙ СТАН ЛІТОРАЛЬНОГО ЗООПЛАНКТОНУ НИЖНЬОЇ ЧАСТИНИ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА 656
Ю.С. ТУЧКОВЕНКО, Ю.І. БОГАТОВА, О.А. ТУЧКОВЕНКО
СУЧАСНИЙ ГІДРОХІМІЧНИЙ РЕЖИМ ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ 660
В.М. ТІМЧЕНКО, Г.О. КАРПОВА, О.О.ГУЛЯЄВА, Є.І. КОРЖОВ, С.С. ДУБНЯК, С.В. ДАРАГАН, Н.О. ІВАНОВА
ПРОГНОЗ ВПЛИВУ МОЖЛИВОЇ РЕКОНСТРУКЦІЇ КАХОВСЬКОЇ ГЕС НА ЕКОСИСТЕМИ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА ТА КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА 665
О.І. УВАЄВА
ПЛОДЮЧІСТЬ ПРІСНОВОДНИХ МОЛЮСКІВ *VIVIPARUS CONTECTUS* (MILLET, 1813) 669
Е.Е. УЗУН
КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ РАКУШКОВЫХ РАКОВ (CRUSTACEA, OSTRACODA) ОДЕССКОГО МОРСКОГО РЕГИОНА (ЧЕРНОЕ МОРЕ) 672
О.М. УСЕНКО
ЕНДО- ТА ЕКЗОГЕННІ ФЕНОЛКАРБОНОВІ КИСЛОТИ *TRAPA NATANS* L. І *NUPHAR LUTEA* L. 675
А.Е. УСОВ, Т.В. ОБЕРЕМЧУК
ЧУЖЕРОДНЫЕ ВИДЫ АМФИПОД В РЕКЕ ДЕСНЕ, УКРАИНА 678
К.Є. ФІЛІПОВА
ОСОБЛИВОСТІ СТОКУ ЗООПЛАНКТОНУ В ГИРЛОВІЙ ДІЛЯНЦІ РІЧКИ ВІТИ 681
А.А. ХАЛАИМ
ТАКСОНОМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА МАКРОЗООБЕНТОСА ВОДОХРАНИЛИЩА САСЫК 685
Л.М. ХЛУС, К.М. ХЛУС
АНАЛІЗ МІНЛИВОСТІ ФОРМИ ЧЕРЕПАШКИ *UNIO PICTORUM* L. 689
В.О. ХОМЕНЧУК
МЕХАНІЗМИ КОНТРОЛЮ АКУМУЛЮВАННЯ МЕТАЛІВ У РИБ 692
С.А. ХУТОРНОЙ
СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ИХТОПЛАНКТОНАПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ ЧЕРНОГО МОРЯ У БЕРЕГОВ ОДЕССЫ 699
К.М. ЦАПЛІНА
БАГАТОРІЧНІ ЗМІНИ МАКРОФІТІВ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В УМОВАХ ГЛОБАЛЬНОГО ПОТЕПЛІННЯ КЛІМАТУ 702
А.И. ЦЫБУЛЬСКИЙ
ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ В РАМКАХ ЦЕЛЕЙ ВОДНОЙ РАМОЧНОЙ ДИРЕКТИВЫ ЕС В УКРАИНЕ 706
К.А. ЧЕМЕРСКАЯ, М. М. ДЖУРТУБАЕВ
ВИДОВОЙ СОСТАВ И КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЗОПЛАНКТОНА ПРИДУНАЙСКОГО ОЗЕРА КАГУЛ 710
М.С. ЧЕРТКОВА
ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОТОКІВ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ ЗА СУДИННИМИ МАКРОФІТАМИ 713
З.В. ШАПОВАЛЕНКО, О.М. МАРЕНКОВ, Т.В. АНАНЬЄВА
ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВИДОВОГО СКЛАДУ ІХТІОФАУНИ ПРИБЕРЕЖНИХ БІОТОПІВ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА 717

Т.С. ШАРАМОК, Н.Б. ЄСІПОВА
ВПЛИВ АНТРОПОГЕННИХ ФАКТОРІВ НА ГЕМАТОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ РИБ 722
Т.А. ШАРАПОВА
ИЗМЕНЕНИЕ СОСТАВА И СТРУКТУРЫ ЗООПЕРИФИТОНА ОЗЕР В ШИРОТНО-ЗОНАЛЬНОМ ГРАДИЕНТЕ 726
І.О. ШАХМАН
ЕКОЛОГІЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ПРОЦЕСІВ ТРАНСФОРМОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ НИЖНЬОГО ПОДНІПРОВ'Я В МЕЖАХ ХЕРСОНСЬКОЇ ОБЛАСТІ 730
Л.В. ШЕВЦОВА, П.В. ГЛУХОВСЬКИЙ
ЕКОЛОГІЧНІ ЗАСАДИ УПРАВЛІННЯ РОБОТОЮ ГІДРОВУЗЛІВ НА РІЧЦІ ДНІСТЕР 733
Н.Л. ШЕВЦОВА, Д.И. ГУДКОВ, З.О. ШИРОКАЯ, А.Е. КАГЛЯН
ФОРМИРОВАНИЕ МОЩНОСТИ ПОГЛОЩЕННОЙ ДОЗЫ НА *HELOPHYTA* ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ 736
С.Ю. ШЕВЧУК
СЕЗОННІ ЗМІНИ ДОМІНАНТНОЇ СТРУКТУРИ УГРУПОВАНЬ ГЕТЕРОТРОФНИХ ДЖГУТИКОВИХ РІЧКИ ТЕТЕРІВ 739
Ю.С. ШЕЛЮК
ПОРІВНЯЛЬНО-ФЛОРИСТИЧНИЙ АНАЛІЗ РІЗНОМАНІТТЯ ФІТОПЛАНКТОНУ МАЛИХ РІЧОК 743
З.О. ШИРОКА, В.Г. КЛЕНУС, О.Є. КАГЛЯН, Л.П. ЮРЧУК
ДИНАМІКА ВМІСТУ ^{90}Sr ТА ^{137}Cs У ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИНАХ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС 747
О.О. ШУГУРОВ
ВПЛИВ ЕЛЕКТРОМАГНІТНИХ ХВИЛЬ НА РУХОВУ АКТИВНІСТЬ ВОДНИХ ОЛІГОХЕТ 750
Н.М.ШУРОВА, Г.В. ИВАНОВИЧ, А. В. КУРИЛОВ, Л.М. НИДЗВЕЦКАЯ
ПРОЦЕССЫ УТИЛИЗАЦИИ ВЫБРОСОВ ЗЕЛЕНЫХ ВОДОРОСЛЕЙ НА ПЕСЧАНОМ БИОТОПЕ 753
В.І. ЩЕРБАК
СУКЦЕСІЯ ФІТОПЛАНКТОНУ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ТА ОЦІНКА ЙОГО ТРАНСКОРДОННОЇ ДІЛЯНКИ 757
С.Д. ЩЕРБАК
ОСОБЛИВОСТІ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ *PLUMATELLA EMARGINATA* (BRYOZOA, PHYLACTOLAEMATA) В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОГО БІОТОПУ .. 761
В.І. ЮРИШИНЕЦЬ
СТРУКТУРА СИМБІОЦЕНОЗІВ ГІДРОБІОНТІВ ЯК ПОКАЗНИК ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ . 764
В.О. ЯКОВЕНКО, В. В. БІЛИК
ЗООПЛАНКТОН І ЗООБЕНТОС САМАРСЬКОЇ ЗАТОКИ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА
Б. В. ЯКОВЕНКО, О. П. ТРЕТЯК, О. Б. МЕХЕД, О. В. ЛЕНЬКО
ВПЛИВ НАТРІЙ ЛАУРИЛСУЛЬФАТУ НА ДЕЯКІ БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ КРОВІ КОРОПА 772

В.М. ЯКУШИН, Г.М. РОМАНИШИН, К.П. КАЛЕНІЧЕНКО, М. І. ЛІНЧУК
ГІДРОХІМІЧНА ТА МІКРОБІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ОЗ. БАБИНОГО, РОЗТАШОВАНОГО В М. КИЄВІ 776
N.M. AL-ABRI, Yu.V. BRYANTSEVA
DIVERSITY OF THE PHYTOPLANKTON IN THE COASTAL WATERS OF OMAN (ARABIAN SEA) 779
H.I. FALFUSHYNSKA, L.L GNATYSHYNA, O.O. FEDORUK, O.B. STOLIAR
VITELLOGENESIS AND BIOTRANSFORMATION ACTIVITIES IN FROGS EXPOSED TO COBALT, ZINC AND THEIR ORGANIC COMPLEXES 784
H.I. FALFUSHYNSKA, L.L. GNATYSHYNA, I.V. YURCHAK, O.B. STOLIAR
ENDOCRINE DISRUPTION AND CYTOTOXICITY IN BIVALVE MOLLUSK UNDER THE COMPLEX EXPOSURE TO ZINC NANOOXIDE 787
L.V. SAMCHYSHYNA, YU.V. DUBROVSKY
CLADOCERAN ASSEMBLAGE OF KYIV SMALL WATER BODIES: RESULTS OF MONITORING IN 2010-2011..... 791

ГІДРОЕКОЛОГІЯ

УДК [556.53+574]

В.Д. РОМАНЕНКО

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ В УМОВАХ УРБАНІЗАЦІЇ

В статті висвітлюються сучасні аспекти впливу урбанізації на гідроекосистеми. Описано шляхи збереження біорізноманіття в цих умовах та значення міжнародної співпраці у вирішення цієї проблеми. Обговорюється роль наукових та освітніх організацій в екологічному вихованні молоді.

Ключові слова: гідроекосистеми, біорізноманіття, урбанізація, антропогенні фактори, екологічне виховання, міжнародна співпраця

У світі XX та початок XXI століть характеризуються стрімкими темпами урбанізації. Це явище спостерігається і в Україні, де 2/3 населення є мешканцями міст, найбільше з яких – Київ. У ньому чисельність населення перевищує три мільйони осіб. Мільйон і більше жителів у Харкові, Дніпропетровську, Донецьку, Одесі, Запоріжжі, Львові, Кривому Розі [9].

Населені пункти міського типу розташовуються, переважно, неподалік водних об'єктів. На екологічний стан останніх суттєво впливають особливості формування водного стоку в місті, використання водних ресурсів галузями комунального господарства та промисловості тощо. Зокрема, факторами впливу на гідрологічний цикл є салітебна та промислова забудова; зони відпочинку, приурочені до розташованих на території міста водних об'єктів; наявність в місті численних ділянок з поверхнями, які слабко проникні або взагалі непроникні для води, що спричинює послаблення інфільтрації та порушення природних зв'язків між поверхневими та підземними водами; зміни в умовах формування стоку та скидання вод у водоприймачі, що пов'язано з розбудовою міських дренажно-каналізаційних систем, з модифікаціями гідрографічної мережі; надходження у водоприймач міських стічних вод, які очищені слабко або неочищені взагалі; використання джерел водопостачання, що не мають природного зв'язку з басейнами місцевих водних об'єктів; наявність в атмосферному повітрі міста речовин-забруднювачів, що здатні впливати на процеси випаровування та кількість опадів, тощо [10].

Попередня порівняльна характеристика факторів антропогенного впливу на водні об'єкти в місті може відштовхуватися від урахування наявності проявів таких чинників урбанізації: житлової забудови в межах санітарної зони; промислової забудови в межах санітарної зони; зливового стоку з житлової забудови; зливового стоку з промислової забудови; водного транспорту; стоянок для маломірного флоту; працюючих гідротехнічних об'єктів; штучно змінених людиною природних морфометричних характеристик водойми; розташування поблизу неї автомобільних доріг; розташування поблизу неї автомобільних стоянок; її використання для рекреації; її використання для аматорського рибальства [15, 19].

Так, в останні декілька десятиліть відбулися гідротехнічні роботи з намивання ґрунту в ході розбудови розташованих неподалік Дніпра міських житлових масивів. Наприклад, в Києві значні трансформації рельєфу пов'язані з намивом понад 10 000 000 м^3 ґрунту. Наслідком

гідротехнічних робіт з видобування піску стають не тільки суттєві зміни морфометричних ознак водного об'єкта, його гідрологічного та гідрохімічного режимів, а й біотичних складових екосистеми, що викликає особливу стурбованість [16, 21]. При цьому відбувається загибель бентосних організмів, а у випадку видобування піску у багатій на макрофіти прибережній ділянці водного об'єкта, останні знищуються, що у свою чергу спричинює різке погіршення умов для нересту багатьох видів риб та нагулу їхньої молоді. Крім того внаслідок згаданих гідротехнічних робіт відбувається каламучення води і до 1 % розробленого піщаного ґрунту та до 5 % розроблених ґрунтів інших типів може набувати завислого стану. Через це у фітопланктоні порушується фотосинтез, що у свою чергу спричинює зменшення насичення води киснем (це має негативний вплив на життєдіяльність гідробіонтів та процеси самоочищення водойми), а у безхребетних тварин-фільтраторів (молюсків, ракоподібних) – діяльність органів фільтрації, що стає причиною загибелі названих тварин.

Проблема збереження біоти, пов'язана з наведеним вище, є вкрай актуальною у зв'язку, з одного боку, наявними планами забудови територій, прилеглих до заплав Дніпра [7], а з іншого – з роботою в напрямку формування в Україні екомережі та включення її до Всеєвропейської екомережі, створення якої передбачено Всеєвропейською стратегією збереження біологічного та ландшафтного різноманіття [14]. Важливою складовою такої мережі має бути меридіональний Дніпровський екологічний коридор, що територією України простягатиметься від кордону з Білоруссю на півночі до узбережжя Чорного моря на півдні, а перетинатимуть його усі широтні екологічні коридори національного рівня [6, 8, 17, 18]. При цьому розробка і впровадження заходів охорони природи повинні враховувати розташування на берегах Дніпра численних промислових центрів (Києва, Дніпропетровська, Запоріжжя, Херсона, Черкас тощо).

З Дніпровським екологічним коридором має поєднуватися Національний природний парк (НПП) «Голосіївський» як ключова територія національного рівня. Він знаходиться в північній частині Лісостепу, прилягає до Дніпра з заходу, розташований в південній частині Києва і являється єдиним в Україні НПП, локалізованим в межах великого міста. Створення НПП «Голосіївський» відбулося згідно Указу Президента України від 27 серпня 2007 року № 794 [5].

Водно-болотні комплекси, наявні в НПП «Голосіївський», знаходяться, з одного боку, в його північні частині – на території, приуроченій до Голосіївського лісу, а з іншого – в його південній частині поблизу північного, північно-західного та західного кордонів ботанічного заказника загальнодержавного значення «Лісники», також включеного до складу цього НПП.

Місце розташування вказаного заказника перетинає мала річка Віта, що галузиться на численні рукави і стариці, весною обводнені, а влітку подекуди пересихаючі; на згаданій території знаходиться озеро Шапарня довжиною 3,87 кілометри і площею близько 40 га, що набуло сучасних розмірів внаслідок гідротехнічних робіт з отримання торфу з раніше наявної тут невеличкої болотистої водойми. Представлені в південній частині НПП «Голосіївський» водно-болотні комплекси в заплаві річки Віта, заплавні біотопи правого берега Дніпра, значних розмірів озеро Шапарня є середовищами існування цінного біорізноманіття, що зумовлює намагання дослідників до їх вивчення і збереження [11, 12]. На лучно-болотних ділянках трапляються 5 видів орхідей, а в озері Шапарня – латаття біле (*Nymphaea alba*), латаття сніжно-біле (*N. candida*), водна папороть сальвінія плаваюча (*Salvinia natans*), що занесені до Червоної книги України. Середовище, де мешкають угруповання харових водоростей, підлягає в Європі охороні у відповідності до Бернської конвенції. До Зеленої книги України занесені наявні в озері Шапарня угруповання стрілолиста стрілолистого та сальвінії плаваючої (*Sagittaria sagittifolia + Salvinia natans*). Ця водойма багата на безхребетних та хребетних тварин.

Разом з тим в біоценозах водних та лучно-болотних екосистем НПП «Голосіївський» відмічаються процеси трансформації, спричинені антропогенними факторами [1, 2, 13]. Серед них виділяють водний стік з території міської забудови, рекреаційне навантаження, занесення адвентивних видів тощо. Останнім пояснюється поява в ставках Голосіївського лісу коропа (*Cyprinus carpio*), товстолоба білого (*Hypopthalmichthys molitrix*), ротаня-головешки (*Perccottus glenii*) та чебачка амурського (*Pseudorasbora parva*), який живиться ікрою інших риб [2].

На досягнення «доброго» екологічного статусу поверхневих вод спрямована Директива 2000/60/ЕС Європейського Парламенту та Ради від 23 жовтня 2000 року про встановлення рамок діяльності Співтовариства у сфері водної політики [3, 22]. Зараз відбуваються заходи з її імплементації в Україні. Зважаючи, що в названій Директиві, де регламентуються підходи до оцінки екологічного статусу водних об'єктів, не виділяються в окрему категорію локалізовані на урбанізованих територіях водойми, які піддаються комплексному впливу численних антропогенних факторів, вченими започатковано дослідження з адаптації до її положень прийнятих в Україні методів екологічної оцінки стану водойм, наявних в мегаполісі, за структурними та функціональними характеристиками, з одного боку, фітопланктону і фітомікроперифітону, а з іншого – макрофауни водних безхребетних [15, 20].

Впровадження в природоохоронну діяльність в Україні підходів, апробованих і прийнятих Європейською спільнотою, передбачає підготовку кадрового потенціалу сучасних фахівців у відповідних галузях. Цьому має сприяти створення інноваційного освітньо-наукового середовища у вищих навчальних закладах, спрямування їх діяльності на формування ключових компетенцій в майбутніх біологів та екологів [4].

Реалізація ідеї збереження біорізноманіття передбачає об'єднання зусиль науковців, освітян, громадськості, впровадження демократичних підходів у справу управління природоохоронною сферою, популяризацію неформальних підходів до еколого-просвітницької діяльності, наприклад залучення учнівської та студентської молоді до відзначення Всесвітнього Дня водно-болотних угідь, якого було започатковано з нагоди ухвали 2 лютого 1971 року в місті Рамсар, розташованому на березі Каспійського моря, Конвенції про водно-болотні угіддя, що мають міжнародне значення. У 2015 році цей День відзначався міжнародною спільнотою під символічним девізом: «Водно-болотні угіддя для нашого майбутнього».

1. *Берест З. Л.* Антропогенний тиск на представників фауни в умовах НПП «Голосіївський» / З. Л. Берест, О. Л. Андрієвська, О. О. Байдашніков // Національні природні парки – минуле, сьогодення, майбутнє. Матеріали міжнародної науково-практичної конференції до 30-річчя створення Шацького національного природного парку (Світязь, 23-25 квітня 2014 року). – К.: ЦП "КОМПРИНТ", 2014. – С. 413–418.
2. *Берест З. Л.* Екологічне значення видів-вселенців тварин у біоценозах НПП «Голосіївський» / З. Л. Берест, О. О. Байдашніков, О. М. Цвелих, О. Л. Андрієвська // Цілі збалансованого розвитку України: Матеріали Міжнародної конференції (Київ, 18-19 червня 2013 року). – К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2013. – С. 185–189.
3. *Водна Рамкова Директива* ЄС 2000/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення / EU Water Framework Directive 2000/60/EC. Definitions of Main Terms. – К., 2006. – 240 с.
4. *Грубінко В. В.* Біологічна наука і освіта в контексті освітніх євроінтеграційних процесів / В.В. Грубінко, В.Д. Романенко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2009. – № 1–2 (39). – С. 3–10.
5. *Дробот Б.* Національний природний парк «Голосіївський» / [Б. Дробот, М. Клєстов, Р. Арап та ін.] // Рідна природа. – 2008. – С. 71–72.
6. *Дубина Д. В.* Раритетні угруповання болотної та вищої водної рослинності ключових територій проектованої екомережі правобережного лісостепу України / Д. В. Дубина, П. М. Устименко // Екологія водно-болотних угідь і торфовищ (збірник наукових статей); головний редактор В.В. Коніщук. – К.: ТОВ «НВП Інтерсервіс», 2014. – С. 84–90.
7. *Дубняк С. С.* Еколого-гідроморфологічний аналіз умов та наслідків підвищення рівня ґрунтових і поверхневих вод в районі оз. Вирлиця в м. Києві / С. С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. збірник; відп. редактор В. К. Хільчевський. – 2009. – Т. 17. – С. 62–76.
8. *Зав'ялова Л. В.* Фітозабруднення Дніпровського екологічного коридору / Л.В. Зав'ялова, О.М. Корнієнко // Екологія водно-болотних угідь і торфовищ (збірник наукових статей); головний редактор В. В. Коніщук. – К.: ТОВ «НВП Інтерсервіс», 2014. – С. 90–93.
9. *Микитюк О. М.* Екологія людини. Підручник / [О.М. Микитюк, О. З. Злотін, В. М. Бровдій та ін.]. – 3-є вид., випр. і доп. – Харків: «ОВС», 2004. – 254 с.
10. *Мольчак Я. О.* Луцьк: Сучасний екологічний стан та проблеми / Я. О. Мольчак, В.О. Фесюк, О.Ф. Картава. – Луцьк: РВВ ЛДТУ, 2003. – 488 с.

11. *Прядко О. І.* Водно-болотні комплекси НПП «Голосіївський» – середовища існування цінного біорізноманіття (м. Київ) / [О. І. Прядко, Р.Я. Арап, О.Л. Андрієвська та ін.] // Заповідна справа в Україні. – 2013. – Т. 19, вип. 1. – С. 89–93.
12. *Прядко О. І.* Озеро Шапарня – важлива складова водно-болотних комплексів НПП «Голосіївський» / О. І. Прядко, О. Л. Андрієвська, З. Л. Берест, Р. Я. Арап // Екологія водно-болотних угідь і торфовищ (зб. Наук. статей); гол. ред. В.В. Коніщук. – К.: ТОВ "НВП «Інтерсервіс», 2014. – С. 195–198.
13. *Прядко О. І.* Антропогенний вплив на природні екосистеми національного природного парку «Голосіївський» / [О. І. Прядко, Р. Я. Арап, Л. П. Вакаренко та ін.] // Цілі збалансованого розвитку для України: Матеріали Міжнародної конференції (Київ, 18–19 червня 2013 р.). – К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2013. – С. 146–150.
14. *Романенко В. Д.* Актуальні гідроекологічні проблеми в контексті європейської водної політики / В. Д. Романенко // Наукові записки Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. «Гідроекологія». – 2005. – № 3 (26). – С. 378–381.
15. *Романенко В. Д.* Биоиндикация экологического состояния водоемов в черте г. Киева / В. Д. Романенко, А. В. Ляшенко, С. А. Афанасьев, Е. Е. Зорина-Сахарова // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, № 2. – С. 3–24.
16. *Романенко В. Д.* Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты / В. Д. Романенко, О. П. Оксиюк, В. Н. Жукинский [и др.]; отв. ред. Ю.П. Зайцев; АН УССР, Ин-т гидробиологии АН УССР. – К.: Наукова думка, 1990. – 256 с.
17. *Устименко І. П.* Роль і місце НПП «Голосіївський» у національній екологічній мережі / І. П. Устименко, О. Т. Крижановська, О. В. Волохова, А. С. Хрутьба // Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія «Лісництво та декоративне садівництво»; редкол.: Д.О. Мельничук (відп. ред.) та ін. – К.: ВЦ НУБіП України, 2012. – Вип. 171, ч. 1. – С. 226–228.
18. *Шеляг-Сосонко Ю. Р.* Концепция, методы и критерии создания экосети Украины / Ю. Р. Шеляг-Сосонко, М. Д. Гродзинський, В. Д. Романенко. – К.: Фитосоциоцентр, 2004. – 144 с.
19. *Щербак В. І.* Порівняльна оцінка ступеню урбанізації водойм за різноманіттям фітопланктону / В. І. Щербак, Н. Є. Семенюк // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. «Гідроекологія». – 2005. – № 3 (26). – С. 498–500.
20. *Щербак В. І.* Адаптація методів оцінки екологічного стану водойм мегаполісів України за фітопланктоном і фітомікроперифітоном відповідно до Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС / В. І. Щербак, Н. Є. Семенюк, Н. В. Майстрова // Доп. НАН України. – 2009. – № 10. – С. 206–211.
21. *Щербак В. І.* Екологічні наслідки видобування піску в різнотипних водних об'єктах мегаполіса / В. І. Щербак, В. М. Якушин, Н. В. Майстрова, Н. Є. Семенюк // Доп. НАН України. – 2011. – № 9. – С. 180–183.
22. *Directive* 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Off. J. Eur. Community. – 2000. – L. 327.

В.Д. Романенко
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ В УСЛОВИЯХ УРБАНИЗАЦИ

В статье освещаются современные аспекты влияния урбанизации на гидроэкосистемы. Описываются пути сохранения биоразнообразия в этих условиях и значение международного сотрудничества в решении этой проблемы. Обсуждается роль научных и учебных организаций в экологическом воспитании молодежи.

Ключевые слова: гидроэкосистемы, биоразнообразие, антропогенные факторы, экологическое воспитание, международное сотрудничество

V.D. Romanenko
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

HYDROECOLOGICAL PROBLEMS IN THE CONDITIONS OF URBANIZATION

The article highlights the modern aspects of urbanization influence on hydroecosystems. The ways of biodiversity preservation under these conditions and importance of international cooperation in this problem solution are described. The role of scientific and educational organizations in the youth environmental awareness is discussed.

Keywords: hydroecosystems, biodiversity, urbanization, anthropogenic factors, environmental awareness, international cooperation

УДК 591.5:591.9:59.5(477.74)(210.7)

А.Н. АБАКУМОВ[1], В.З. ПИЦЫК[1], А.П. КУРАКИН[2], С.М. СНИГИРЕВ[1]

[1]Одесский национальный университет им. И.И. Мечникова, Региональный центр экологического мониторинга природной среды
ул. Маяковского, 7, Одесса, 65082, Украина
[2]Инситут биологии моря НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

НОВЫЕ ВИДЫ РЫБ ПРИБРЕЖНЫХ ВОД о. ЗМЕИНЫЙ, ОБНАРУЖЕННЫЕ В 2012-2014 гг.

В работе представлены данные о первых находках 6 новых видов в прибрежных водах о. Змеиный рыб в период 2012-2014 гг. Всего в течение 2003-2014 гг. в районе острова Змеиный обнаружено 65 видов рыб, принадлежащих к 17 отрядам, 40 семействам, 54 родам. Более половины обнаруженных видов рыб (52,3%) имеют охранный статус.

Ключевые слова: ихтиофауна, остров Змеиный, Черное море

Остров Змеиный расположен в его северо-западной части на расстоянии около 37,0 км к востоку от Килийского гирла реки Дунай. Географические координаты острова – 45°10'-45°20' северной широты и 30°00'-30°20' восточной долготы. Этот уникальный природный комплекс – тектоническое поднятие на огромном пространстве черноморского шельфа отличается значительным биоразнообразием [2, 5, 10]. В прибрежных водах острова отмечены большие скопления различных видов беспозвоночных и рыб. Так на сравнительно небольшом по площади участке моря обнаружено более 25,0% от всех видов рыб, зарегистрированных в Черном море и более 85,0% редких и исчезающих видов общего числа всех охраняемых в Черном море рыб [5, 10]. С 2003 г. в прибрежных водах острова проводятся регулярные работы по изучению ихтиофауны сотрудниками научно-исследовательской станции «Остров Змеиный» Одесского национального университета имени И. И. Мечникова. В 2013-2014 гг. в рамках научно-исследовательской темы 506 «Оцінити дострокові зміни та обґрунтувати заходи щодо стабілізації екологічного стану прибережних вод та берегової смуги острову Зміїний», а также при поддержке международных проектов FP7 PERSEUS и EMBLAS в районе острова были продолжены исследования.

Цель данной работы уточнение видового списка ихтиофауны прибрежных вод о. Змеиный.

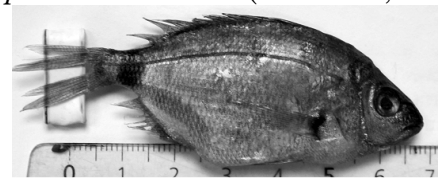
Материал и методы исследований

Сбор материала проводили по стандартным ихтиологическим методам [3, 4] во время комплексных экспедиций на о. Змеиный в течение 2012-2014 гг. Для лова рыбы использовали мелкоячеистые жаберные ставные сети (ячея 20-30 мм). Подводные наблюдения осуществляли с использованием легководолазного снаряжения согласно методическим указаниям [8]. Определение видов рыб проводили в полевых условиях по определителям [1, 9]. Всего было проведено около 70 сетных ловов и 37 водолазных спусков.

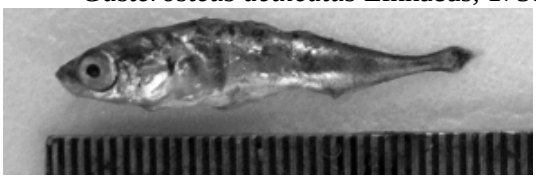
Результаты исследований и их обсуждение

В 2012-2014 гг. в прибрежных водах острова впервые отмечены шесть ранее известных для северо-западной части Черного моря вида рыб (рис. 1): морской карась европейский или ласкирь *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758), черноморская змеевидная игла-рыба или морское шило *Nerophis ophidion* (Linnaeus,1758) (Красная книга Черного моря), колюшка трехиглая *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758, осетр русский *Acipenser gueldenstaedtii* Brandt & Ratzeburg, 1833 (Красный список МСОП, Красная книга Украины, Красная книга Черного моря), арноглосс Кесслера *Arnoglossus kessleri* Schmidt, 1915 (Красная книга Украины) и солнечный окунь или царек *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758).

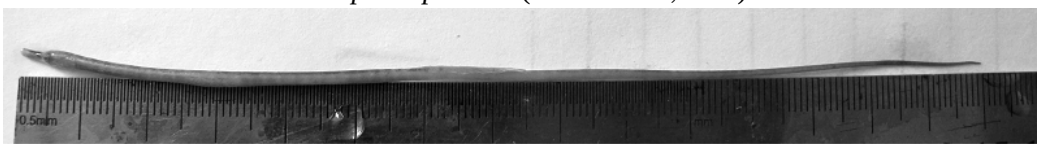
Diplodus annularis (Linnaeus, 1758)



Gasterosteus aculeatus Linnaeus, 1758



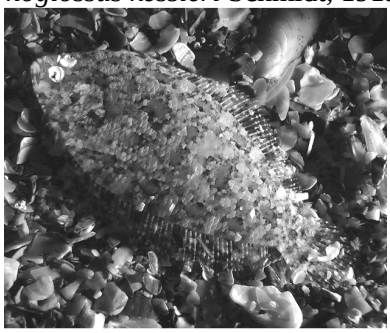
Nerophis ophidion (Linnaeus,1758)



Acipenser gueldenstaedtii Brandt & Ratzeburg, 1833 (в центре)



Arnoglossus kessleri Schmidt, 1915*



Lepomis gibbosus (Linnaeus, 1758)

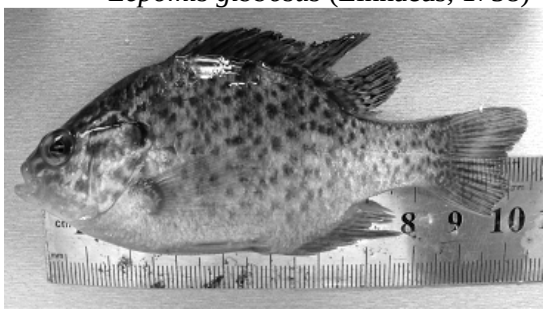


Рис. 1. Новые виды рыб прибрежных вод о. Змеиный, обнаруженные в 2012-2014 гг.
Примечание: * – фото Куракина А.П.

Две особи Diplodus annularis (Linnaeus, 1758) были впервые выловлены в прибрежных водах с северной стороны острова Змеиный в декабре 2012 года. Еще 2 особи этого вида рыбы (общая длина 7,8 и 10,5 см, масса – 8,0 и 20,9 г соответственно) были обнаружены в сетях в мае 2014 г. В октябре этого же года три особи ласкиря были отмечены визуально на глубине 15 м во время проведения подводных исследований с северной стороны острова. Это придонный, морской, теплолюбивый вид. Растет быстро, половой зрелости достигает к 2-3 годам. Нерест происходит с мая по сентябрь. Плодовитость до 806,0 тыс. икринок, икрометание порционное, икра пелагическая. Питается как растительной, так и животной пищей, преимущественно, ракообразными, полихетами, моллюсками [1].

В мае 2013 года (12.05.2013) при проведении визуальных наблюдений с восточной стороны острова на глубине 2,0 м среди макрофитов была отмечена 1 особь черноморской змеевидной иглы-рыбы.

Nerophis ophidion (Linnaeus,1758) (общая длина тела – 15,1 см). Согласно данным литературы это демерсальный, немигрирующий, солоноватоводный, морской, теплолюбивый вид. Половой зрелости достигает в 1,5-2,0 года. Питается планктонными организмами (Acartia, Calanus, Sagitta), пелагическими личинками десятиногих ракообразных и полихет [1].

В этот же период (21.05.2013) у береговой линии с северной стороны острова были обнаружены 2 особи колюшки трехиглой *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758. Общая длина найденных особей составляла 1,7 см каждой. Колюшка трехиглая является придонным, солоноватоводным, морским, оседлым видом. Вероятно, обнаруженная молодь колюшки, оказалась в районе острова случайно в период весеннего половодья, увеличившего сток р. Дунай.

В декабре 2013 года с северной стороны острова был пойман осетр русский *Acipenser gueldenstaedtii* Brandt & Ratzeburg, 1833 (общая длина – 27,7 см, масса – 283,0 г). Это редкий для Черного моря, демерсальный, проходной анадромный, пресноводный, солоноватоводный, морской вид. Растет медленно, половой зрелости достигает к 9-10 годам. Питается преимущественно моллюсками, ракообразными, полихетами, а также рыбой [1].

В течение 2012 г в прибрежных водах с восточной стороны острова при проведении нескольких водолазных спусков на глубине 14,0 м и более на песчаном и ракушечном субстрате были обнаружены особи арноглосса Кесслера *Arnoglossus kessleri* Schmidt, 1915 (общая длина особей около 6,5-7,0 см). Арноглосс Кесслера демерсальный**,** солоноватоводный, морской, теплолюбивый вид. Собственно морской. Растет быстро. Половой зрелости достигает при длине 4,7 см. Нерест происходит в мае-сентябре [1]. Находка особей арноглосса у острова может свидетельствовать с одной стороны об относительно благополучном состоянии экосистемы района острова Змеиный, а также о сокращении площади распространения и снижении продолжительности заморных явлений в северо-западной части Черного моря с другой.

В мае 2014 года (14 и 25.05.2014) с северной стороны острова были выловлены 2 экземпляра солнечного окуня *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) (общая длина и масса выловленных особей – 8,8 и 10,2 см, 16,4 и 20,1 г, соответственно). Это придонный, пресноводный, оседлый, теплолюбивый вид, вселенец. В прибрежных водах острова случайный вид. Интересно отметить, что особи солнечного окуня были выловлены в местах скопления губана пятнистого *Symphodus ocellatus* (Forsskål, 1775), самцы которого имеют относительно схожую окраску. После вылова один экземпляр *L. gibbosus* около 2 месяцев прожил в аквариумных условиях, выдерживая повышенную до 25,0–27,0‰ соленость воды. При этом особь активно питалась, проявляя свойственные виду особенности агрессивного поведения.

Выводы

Всего в течение 2003-2014 гг. в районе острова Змеиный обнаружено 65 видов морских, солоноватоводных, проходных и пресноводных рыб, принадлежащих к 17 отрядам, 40 семействам, 54 родам. Из обнаруженных видов рыб 15 занесены в Красную книгу Украины [6], 21 вид – в Красную книгу Черного моря [7], 6 видов занесены в списки в Красный список МСОП. Более половины обнаруженных видов рыб (52,3%) имеют охранный статус. Доли «краснокнижных» видов указанных для региона Севастополя и в Одесском заливе от общего числа обнаруженных в этих районах моря рыб меньше и составляют 47,2% и 44,7% соответственно. В связи с этим, значимость прибрежных вод острова в качестве природоохранной территории становится еще более очевидной. Как было отмечено ранее [2, 5, 10] одним из главных условий сохранения уникального разнообразия прибрежных вод острова является запрет на проведение какой-либо хозяйственной деятельности как в приостровной акватории, так и на самом острове

1. *Васильева Е. Д.* Рыбы черного моря. Определитель морских, солоноватоводных, эвригалинных и проходных видов с цветными иллюстрациями, собранными С. В. Богородским / Е. Д. Васильева – М.: Изд-во ВНИРО, 2007. – 238 с.
2. *Острів* Зміїний: екосистема прибережних вод: монографія / В. А. Сминтина, В. І. Медінець, В. В. Заморов, С. М. Снігірьов [та ін.]; відп. ред.: В. І. Медінець; Одеський національний університет ім. І.І. Мечникова. – Одеса: Астропринт, 2008. – Т. XII. – 228 с.
3. *Методи г*идроекологічних досліджень поверхневих вод / Під ред. В. Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – С. 156–180.

4. *Пряхин Ю. В.* Методы рыбохозяйственных исследований / Ю. В. Пряхин, В. А. Шкицкий. – Ростов-на-Дону: Изд-во ЮНЦ РАН, 2008. – 256 с.
5. *Снигирев С. М.* Донная ихтиофауна прибрежных вод о. Змеиный: автореф. дисс. На соискание научной степени кандидата биологических наук : специальность 03.00.10 – Ихтиология. – К.: Институт гидробиологии НАН Украины, 2011. – 20 с.
6. *Червона* книга України. Тваринний світ / [за ред. І.А. Акімова]. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 600 с.
7. *Black* Sea Red Data Book / [Ed. by H. J. Dumont]. – New York: United Nations Office for Project Services, 1999. – 413 p.
8. *Halford A.* Visual census surveys of reef fish / A. Halford, A. A. Thompson. – Townsville: Australian institute of marine science, 1994. – 22 p.
9. *Miller J.* Fish of Britain and Europe / J. Miller, M. J. Loates. – Harper Collins Publishers, London, 1997. – 288 p.
10. *Snigirov S.* The fish community in Zmiinyi Island waters: structure and determinants / S. Snigirov, O. Goncharov, S. Sylantyev // Marine Biodiversity (DOI 10.1007/s12526-012-0109-4). – 2012. – Vol. 42, № 2. – P. 225–239.

О.Н. Абакумов[1], В.З. Піцик[1], О.П. Куракін[2], С.М. Снігірьов[1]
[1]Одеський національний університет ім. І. І. Мечникова, Україна
[2]Інститут біології моря НАН України, Одеса

НОВІ ВИДИ РИБ ПРИБЕРЕЖНИХ ВОД о. ЗМІЇНИЙ у 2012-2014 рр.

У роботі наведено дані про перші знахідки 6 нових видів риб у прибережних водах о. Зміїний у 2012-2014 рр. Всього протягом 2003-2014 рр. в районі о. Зміїний виявлено 65 видів риб, які належать до 17 рядів, 40 родин, 54 родів. Більше половини виявлених видів риб (52,3%) мають охоронний статус.

Ключові слова: іхтіофауна, острів Зміїний, Чорне море

O.N. Abakumov[1], V.Z. Pitsyk[1], O.P. Kurakin[2], S.M. Snigirov[1]
[1]I.I.Mechnykov Odesa National University, Ukraine
[2]Institut of Marine Biology of NAS of Ukraine, Odesa

NEW FISH SPECIES IN THE ZMIINYI ISLAND COASTAL WATERS 2012-2014.

Information on the findings of 6 new fish species of fish in the coastal waters of the Zmiinyi Island in 2012-2014 has been presented. Altogether 65 species belonging to 17 orders, 40 families and 54 genera were found in the Zmiinyi Island area in 2003-2014. More than half of the identified species (52.3%) have protected status.

Keywords: ichthyofauna, Zmiinyi Island, Black Sea

УДК 574.583: 597.551.2: 627.223.3

І.І. АБРАМ’ЮК, С.О. АФАНАСЬЄВ

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ЗАСТОСУВАННЯ ГІДРОДИНАМІЧНОГО КРИТЕРІЮ ДЛЯ ВИОКРЕМЛЕННЯ ІХТІОПЛАНКТОНУ (НА ПРИКЛАДІ МОЛОДІ КОРОПОВИХ РИБ)

У статті наведені результати експериментальних досліджень з визначення критичної швидкості течії (КШТ) для молоді коропових риб – краснопірки, плітки, плоскирки, гірчака, верховодки і вівсянки. На основі власних та літературних даних з КШТ розраховані числа Рейнольдса для молоді різних стадій розвитку. Встановлено, що досягнення критичного значення $Re = 5{,}0 \cdot 10^3$,

яке вказує на завершення планктонного етапу, відбувається при переході від личинкового до малькового періоду розвитку.

Ключові слова: іхтіопланктон, критична швидкість течії, число Рейнольдса

Планктон і нектон, безсумнівно, являють собою два принципово різні екологічні угруповання, перше з яких, за загальними уявленнями, є пасивним і не здатним чинити опір течії, а друге – активно плаваючим. Таке визначення в цілому правильне, проте недостатньо точне, адже більшість організмів, що традиційно вважаються планктонними, так само здатні до активного руху, і віднесення їх до того чи іншого угруповання буде залежати від наявності та швидкості течії. І навпаки, багато видів риб досить великі проміжки часу, наприклад кілька місяців зимівлі, можуть проводити практично без руху, зависаючи у товщі води. Крім того, для тих гідробіонтів, які впродовж онтогенезу проходять і планктонну, і нектонну стадії, питання такого розмежування залишається досить складним.

Межа між планктоном і нектоном досить умовна. Критерієм відмежування цих угруповань може бути наявність специфічних пристосувань, які у планктону направлені на збільшення питомої поверхні тіла та зменшення його обтічності, а у нектону, навпаки, на зменшення питомої поверхні та досягнення максимальної обтічності. Однак, наявність таких морфологічних ознак у більшості випадків не може однозначно вказувати на належність організму до планктону або нектону. Для її уточнення потрібно аналізувати поведінку гідробіонтів, наприклад, здатність рухатись проти течії різної швидкості та робити відповідні розрахунки.

Матеріал і методи досліджень

Личинок коропових риб вибірками по 30–40 особин відловлювали у р. Дніпро та його правобережній притоці – р. Віта, одразу доставляли до лабораторії у пластикових пляшках з водою з річки. Після цього їх разом з водою переливали у кристалізатори об’ємом 8–10 дм^3. Личинок при потребі підгодовували наупліями циклопів, дафніями та коловертками. У дослідах використовували личинок шести видів риб: краснопірки, плітки, плоскирки, гірчака, верховодки і вівсянки на стадіях *B*–*D*$_2$. Показники критичної швидкості течії для пізніх личинок і мальків (стадії *E*–*G*) були запозичені з літератури [5]. Експерименти проводили у той самий день або наступного дня з використанням оригінальної дослідної установки. Вона є видовженим акриловим каркасним акваріумом довжиною 1,5 м, шириною 0,2 м і висотою 0,3 м, в якому течія створюється помпою (у наших дослідах використовували електричну занурену помпу "Atman" потужністю 1100 л/год), а її швидкість регулюється за допомогою крана, встановленого на вихідному отворі помпи. Акваріум розділений на два поздовжніх відсіки перегородкою з оргскла; розташування вхідного і вихідного отвору помпи по різні боки перегородки забезпечує циркуляцію води, створюючи течію. Експеримент проводили у відсіку з боку вхідного отвору, де турбулізацію потоку зводили до мінімуму за допомогою перфорованої акрилової пластини. Потраплянню риб у помпу запобігала обмежуюча сітка з газу № 11. Личинок за допомогою склянки пересаджували безпосередньо у робочий відсік і поступово відкривали кран до того моменту, коли личинка була вже не здатна протидіяти потоку води. Швидкість наростання потужності потоку завжди була однаковою, причому загальний час експерименту не перевищував 1–2 хвилини для запобігання втомі личинок та викривленню результату. Швидкість течії замірювали поплавковим методом. Значення, при якому рух риби проти течії ставав неможливим, ми вважали критичною швидкістю течії (далі КШТ). Всіх личинок одразу після досліду виловлювали та фіксували формаліном, визначення проводили згідно з стандартною методикою [4, 3] з використанням бінокулярного мікроскопа МБС-9.

Ю.Г. Алєєвим [2] було показано, що планктон і нектон відрізняються за гідродинамічним критерієм – відношенням сил інерції до сил тертя, яке називається числом Рейнольдса (*Re*):

$$Re = lVv^{-1} \quad (1)$$

де l – характерний лінійний розмір, що характеризує процес руху, V – швидкість потоку, що обтікає організм, v – кінематична в'язкість рідини.

Зі зміною числа Рейнольдса змінюється структура течії у так званому примежовому шарі – безпосередньо прилягаючій до тіла області обтікаючого потоку, в межах якої в'язкість рідини впливає на характер течії. При малих значеннях *Re* у примежовому шарі мають місце лише ламінарні течії, а при великих значеннях *Re* навколо плаваючого тіла виникає турбулентність [7, 6].

Значення *l* у формулі (1) означає довжину тіла без хвостового плавця, оскільки ниткоподібні і листовидні придатки не визначають загальної картини обтікання тіла [1]. Значення *V* дорівнює КШТ, визначеній експериментально. Кінематична в'язкість води *v* у температурному діапазоні 20–25°С і тиску 1 атм (умови експерименту) в середньому становить 0,01 см^2/с.

Результати досліджень та їх обговорення

У результаті експерименту нами були отримані такі значення КШТ: для личинок плітки розміром 5,0–8,0 мм – від 4,7 до 8,5 см/с; для красноперки 5,0–7,5 мм – від 4,2 до 9,8 см/с; для гірчака 8,0–8,5 мм – від 8,9 до 9,1 см/с; для верховодки 5,5–6,5 мм – від 6,3 до 7,0 см/с; для вівсянки 7,5 мм – від 7,9 до 8,3 см/с; для плоскирки розміром 5,0 мм (1 екземпляр) КШТ становила 9,0 см/с. Для плітки, красноперки та об'єднаної вибірки риб шляхом апроксимації були отримані залежності КШТ від довжини тіла личинки, які мають лінійний характер, тобто зі збільшенням розміру личинки КШТ зростає (рисунок).

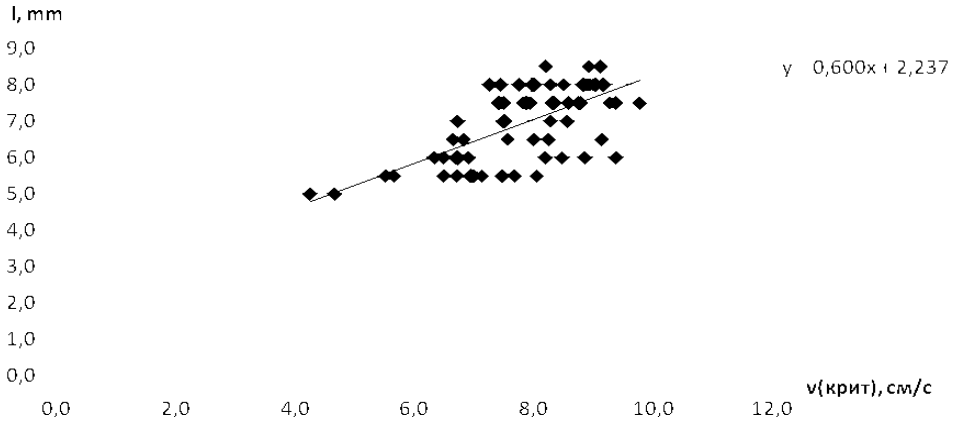


Рис. Критична швидкість течії для личинок коропових риб

Отримані значення *Re* для всіх досліджених видів коливались у межах від 212 (красноперка, стадія *B*) до 775 (гірчак, стадія D_2).

Відомо, що найнижчою межею існування нектону є *Re* = $5{,}0 \cdot 10^3$ [2]. За рідкісними винятками, наведене значення *Re* приблизно відповідає абсолютній довжині нектонта близько 2–3 см, з чого випливає, що абсолютна довжина нектонних тварин, як правило, не буває меншою 2 см. Нижче цього значення немає передумов для формування добре обтічної, «нектонної» форми тіла, оскільки в цьому діапазоні значень *Re* при будь-якій формі тіла різко домінує опір тертя [1].

Отже, особини досліджених стадій розвитку далеко не досягають критичних значень числа Рейнольдса $5{,}0 \cdot 10^3$, відтак за гідродинамічним критерієм однозначно є планктонними. Це також підтверджується і морфологічним критерієм – наявністю плавцевої облямівки, яка є пристосуванням до планктонного способу життя, тому що збільшує гідродинамічний опір тіла личинки.

Розрахувавши *Re* за даними з КШТ, отриманими Д. С. Павловим [5], та об'єднавши їх із власними даними, ми виявили, що значення, близькі до $5{,}0 \cdot 10^3$ досягаються при таких середніх значеннях довжини тіла розглянутих риб: у річкових плітки і верховодки – відповідно 21 і 18,6 мм, у цих же видів з водосховища – відповідно 21,7 і 19,5 мм. Ці дані свідчать про меншу опірність плітки до течії порівняно з верховодкою як більш реофільним видом, а також про

різницю у межі між планктоном і нектоном у стоячих і проточних водоймах. У річці обидва види досягають критичних значень *Re* при менших розмірах, тобто риби у річках швидше переходять до плавання в режимі турбулентного обтікання (нектонної стадії). Зазначені розміри здебільшого відповідають остаточному завершенню личинкової стадії і переходу до малькової. При цьому переході відбувається редукція планктонних органів, що збільшують питому поверхню тіла, натомість з'являються пристосування, напрямлені на її зменшення, а також на ламінаризацію примежового шару (виражена обтічна форма тіла, лусковий покрив).

Отримані дані свідчать про те, що значення числа Рейнольдса має визначальний вплив на формування комплексу адаптацій гідробіонтів до руху у в'язкому середовищі води. Для крупних і швидко плаваючих риб (великі значення *Re*) вирішальне значення будуть мати сили інерції, для дрібних і повільно плаваючих (малі значення *Re*) – сили в'язкості. При малих значеннях *Re* риба має бути пристосована до руху в умовах переважаючого впливу сил в'язкості, тобто у відносно в'язкому середовищі при порівняно малій інерційності. Навпаки, при великих значеннях *Re* тварина повинна бути пристосована до руху в умовах переважаючого впливу сил інерції, тобто у відносно в'язкому середовищі при порівняно великій інерційності. Ці відмінності у спрямуванні комплексу адаптацій, пов'язаних з рухом, в основному і формують відмінності між планктоном і нектоном.

Висновки

У гідродинамічні рамки іхтіопланктону входять всі етапи личинкової стадії розвитку досліджених видів риб (краснопірка, плітка, плоскирка, гірчак, верховодка, вівсянка). У переважній більшості випадків досягнення критичних значень числа Рейнольдса $Re = 5{,}0 \cdot 10^3$ відбувається при перетворенні личинки в малька та остаточному формуванні лускового покриву, що з певним наближенням можна вважати початком нектонного етапу у житті риб.

Як показують результати наших досліджень, число Рейнольдса є важливим біогідродинамічним критерієм при визначенні переходу від планктонного періоду існування до нектонного. Остаточне зникнення планктонних ознак у молоді риб при досягненні критичних значень *Re* вказує на тісний зв'язок їх морфологічних та біогідродинамічних характеристик.

Опірність молоді риб до течії залежить від типу водойми, в якій вони мешкають. Так, у личинок та мальків річкових риб вона вища, ніж у риб стоячих водойм. Так само цей показник дещо відрізняється у різних видів.

Отримані нами дані дозволяють попередньо уточнити межі прісноводного іхтіопланктону як окремого екологічного угруповання гідробіонтів та є основою для подальших досліджень на більш широкому матеріалі. Дані з критичних швидкостей течії для ранніх стадій онтогенезу риб також можуть мати практичне значення при розробці методів захисту від травмування чи загибелі молоді риб внаслідок потрапляння у різноманітні гідротехнічні споруди – водозабори, турбіни ГЕС тощо.

1. *Алеев Ю. Г.* Экоморфология / Ю. Г. Алеев. – К.: Наукова думка, 1986. – 424 с.
2. *Алеев Ю. Г.* О биогидродинамических различиях планктона и нектона / Ю. Г. Алеев // Зоол. журн. – 1972. – Т. 51, вып. 1. – С. 5–12.
3. *Васнецов В. В.* Этапы развития костистых рыб / В. В. Васнецов // Очерки по общим вопросам ихтиологии. – М., 1953. – С. 207–217.
4. *Коблицкая А. Ф.* Определитель молоди пресноводных рыб / А. Ф. Коблицкая. – М.: Лег. и пищ. пром-сть, 1981. – 208 с.
5. *Павлов Д. С.* Биологические основы управления поведением рыб в потоке воды / Д. С. Павлов. – М.: Наука, 1979. – 319 с.
6. *Світлий Ю. Г.* Гідравлічний транспорт (монографія) / Ю. Г. Світлий, В. С. Білецький. – Донецьк: Східний видавничий дім, 2009. – 436 с.
7. *Шлихтинг Г.* Теория пограничного слоя / Г. Шлихтинг; [перев. с немец. Г. А. Вольперта]. – М.: Наука, 1974. – 713 с.

И.И. Абрамюк, С.А. Афанасьев
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ПРИМЕНЕНИЕ ГИДРОДИНАМИЧЕСКОГО КРИТЕРИЯ ДЛЯ ВЫДЕЛЕНИЯ ИХТИОПЛАНКТОНА (НА ПРИМЕРЕ МОЛОДИ КАРПОВЫХ РЫБ)

В статье представлены результаты экспериментальных исследований по определению критической скорости течения (КСТ) для молоди карповых рыб – красноперки, плотвы, густеры, горчака, уклеи и верховки. На основе собственных и литературных данных по КСТ рассчитаны числа Рейнольдса для молоди разных стадий. Установлено, что достижение критического значения $Re = 5{,}0 \cdot 10^3$, указывающего на завершение планктонного этапа, происходит при переходе от личиночного к мальковому периоду развития.

Ключевые слова: ихтиопланктон, критическая скорость течения, число Рейнольдса

I.I. Abramiuk, S.O. Afanasyev
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

APPLICATION OF HYDRODYNAMIC CRITERION TO DISTINGUISH ICHTHYOPLANKTON (BY EXAMPLE OF JUVENILE FISH OF FAM. CYPRINIDAE)

The paper presents the results of experimental studies to determine the critical flow velocity (CFV) of juvenile fish of fam. Cyprinidae: common rudd, roach, bleak, European bitterling, sunbleak and silver bream. On the basis of original and literature data on CFV, the Reynolds number for different stages of juvenile fish was calculated. Considered fishes were shown to reach a critical value of $Re = 5{,}0 \cdot 10^3$ when turning from larva to fry, which indicates completion of the planktonic phase.

Keywords: ichthyoplankton, critical flow velocity, Reynolds number

УДК 265.5: 574.2

Б.Г. АЛЕКСАНДРОВ
Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

ЗАКОНОМЕРНОСТИ ВСЕЛЕНИЯ НОВЫХ ВИДОВ В ЧЕРНОЕ МОРЕ И НЕКОТОРЫЕ ПОДХОДЫ К ИХ ИЗУЧЕНИЮ

Описаны особенности пространственного распределения инвазионных видов, проникающих в Черное море. Сформулированы задачи приоритетных исследований видов вселенцев.

Ключевые слова: инвазионные виды, вселенцы, Черное море, биологическое загрязнение

Проблемы биологического загрязнения или вселения новых видов в водные и наземные экосистемы чрезвычайно актуальны и определяются экономическими затратами на борьбу с проникшими организмами, либо сдерживание их развития. Только в Европе на это ежегодно тратится свыше 12,5 млрд. евро [10]. В связи с низким биологическим разнообразием Черного моря, обусловленным низкой соленостью, а также нарушенной устойчивостью его экосистемы из-за эвтрофирования, отмечается стремительный рост численности зарегистрированных здесь чужеродных видов. С 1990-х годов число вселенцев в Черном море возросла более, чем в 20 раз и к 2013 году достигла 365 видов [9]. Для мониторинга новых вселений, а также ранней диагностики их разрушительного воздействия на сообщества аборигенных организмов в Черном море выделены зоны повышенного риска биологического загрязнения, основанные на сформулированной концепции ускорения микроэволюции экосистем за счет вселения чужеродных организмов [8]. В работе использована база данных о видах-вселенцах, разработанная консультативной группой по биологическому разнообразию Секретариата комиссии по охране Черного моря от загрязнения с участием специалистов всех черноморских

стран. Помимо интенсификации судоходства и увеличения общего объема балластных вод, существенное влияние на усиление инвазий оказывают глобальные изменения климата. Под влиянием характерного периода атлантической осцилляции поля ветра, в ближайшее десятилетие ожидается не только увеличение температуры приповерхностного слоя моря, но и существенное усиление притока средиземноморской воды в Черное море по данным измерений температуры и солености в верхнем стометровом слое [4]. Данный факт объясняет эффект «медитерранизации» Черного моря, т.е. увеличение случаев регистрации здесь видов средиземноморского происхождения. Увеличение численности таких активно перемещающихся гидробионтов как рыб, родом из Средиземного моря, в районе южного берега Крыма последние десятилетия может быть объяснено минимальным расстоянием до Босфора и благоприятными гидрологическими условиями. По свидетельству Валериана Имнаишвили (начальника госуправления государственного судового регистра и контроля госфлага Грузии), основная зона сброса балластных вод в Черном море площадью около 43730 км^2, находится на удалении 100 км от Босфора. По его оценке, ежегодно здесь сбрасывается не менее 100 млн тонн балласта. Усиление общего притока средиземноморской воды в Черное море с придонным течением, интенсификация сброса балластных вод недалеко от Босфора способствуют расселению инвазивных видов, проникающих естественным путем и с помощью человека. Они подхватываются циклоническим вдольбереговым течением и заселяют прибрежную зону черноморских стран при благоприятных абиотических условиях. Если рассчитать процентную долю общих видов вселенцев попарно сравниваемых стран Черного моря по отношению к их общему количеству, то наиболее тесная связь окажется между странами, идущими по ходу движения черноморского вдольберегового течения начиная с Турции. Минимальный процент численности общих инвазионных видов между соседними государствами отмечен для Болгарии и Турции (32%), а максимальный – для Украины и России (64,0%) и для Украины и Румынии (61,2%). Общее число зарегистрированных видов вселенцев хорошо коррелирует с протяженностью береговой линии государств. Биологические инвазии являются естественным компенсационным механизмом стабилизации растущего воздействия человека на природную среду. Неслучайно резкое усиление числа вселившихся и акклиматизировавшихся новых для Черного моря видов было отмечено после нарушения равновесия его экосистемы, вследствие крупномасштабного эвтрофирования в начале 1970–х годов. При этом было отмечено, что акклиматизировавшиеся вселенцы имеют максимальную продукцию и возглавляют списки доминирующих видов в составе донных и пелагических сообществ. Позднее данная закономерность была подтверждена и для континентальных водоемов [5]. Виды-вселенцы стабилизируют нарушение равновесия в балансе вещества и энергии антропогенно преобразованных природных экосистем. Не менее важным аспектом антропической эволюции является проблема ускорения мутагенеза под воздействием загрязнения. В частности, установлены тесные корреляционные связи между мутагенной активностью бактерий тест-системы *Salmonella typhimurium* ТА 98 и присутствием в воде тяжелых металлов. В воде Нефтяной гавани Одесского порта средние значения мутагенной активности превышали уровень спонтанных мутаций в 6,8 раза [1]. Спонтанный уровень хромосомного мутагенеза в клетках гидробионтов, независимо от их таксономической принадлежности, не превышает 2%. В условиях загрязнения уровень мутагенеза может превышать 5%, т.е. вдвое больше спонтанного. При этом существенно увеличивается доля животных, например, червей, переходящих от вегетативного к половому размножению. Неблагоприятные условия среды влияют на активизацию полового размножения, которое увеличивает адаптивные возможности популяции. Известно, что бесполое размножение, сохраняя и закрепляя ценные гетерозиготные типы и обеспечивая тем самым высокую жизнеспособность, ограничивает возможности генетической изменчивости и снижает адаптивные потенции популяций в изменяющейся среде [6]. Помимо прибрежных зон хронического загрязнения к зонам риска акклиматизации чужеродных организмов относятся авандельты рек. С одной стороны, в этих районах для повышения плавучести судов, следующих из моря в реку, происходит частичный сброс части балластных вод с потенциальными вселенцами. С другой стороны, зона смешения пресных и морских вод

относиться к природному стресс-фактору, влияющему на мутагенез. Появление в Черном море двух гибридов черноморской мидии (троссулюс–подобной – короткоживущей, предпочитающей опресненные районы моря, и эдулис–подобной – долгоживущей) стало одной из причин сокращения запасов мидии в северо-западной части Черного моря. Процентная доля троссулюс–подобных мидий с более высокой смертностью в опресненных районах, например, в авандельте Дуная, может достигать 80–90% [7]. Тенденция роста температуры и снижения солености воды в поверхностном слое Черного моря, вызванная климатическими изменениями, может стать причиной дальнейшего сокращения запасов мидий. Не исключено, что между гибридами могут проявиться антагонистические отношения аналогичные тем, что отмечены для пресноводного вселенца карася китайского (*Carassius auratus*) и карася обыкновенного (*C. carassius*) – аборигенного вида, который за последние 50 лет из промыслового объекта превратился в вид, находящийся под угрозой существования [2]. По мере развития человеческого общества, сопровождаемого техническим прогрессом и интенсификацией потребления ископаемых видов топлива, происходит концентрирование энергии, приходящейся на единицу площади земной поверхности [3]. Экосистемы третьей природы, или искусственные экосистемы, увеличиваются по площади с ростом народонаселения Земли. Их воздействие на природные организмы будут усиливать мутагенез, как способ адаптации к меняющимся условиям среды обитания. Проблема, связанная с видами-вселенцами, трактуется, как правило, в негативном аспекте. Не случайно ее синонимом является «биологическое загрязнение». Вселение любого нового вида уже плохо по определению. Принято считать, что виды-вселенцы представляют угрозу аборигенным видам, с которыми вступают в жесткие конкурентные отношения в пределах сходных экологических ниш и часто рассматриваются как угроза биологическому разнообразию экосистем, в которые они попадают. Если на искусственное расселение организмов посмотреть иначе, можно обосновать диаметрально противоположное мнение. Интродукция новых видов – чрезвычайно полезна, если экосистема нарушена антропогенным воздействием, т.е. выведена из естественного равновесия. В таких условиях местные виды не справляются с потоком вещества и энергии. Инвазивные виды, если их удельная продукция оказывается выше массовых аборигенных, могут заменить последних и более эффективно использовать избыток доступного вещества и энергии. Новые биологические инвазии ускоряют процесс микроэволюции, максимально эффективно вписывая новые виды в природные условия, измененные человеком. Вместе с тем, инвазии могут иметь ряд опасных последствий, которые необходимо предвидеть. В процессе совершенствования технологий производственной деятельности человека происходит концентрирование используемой им энергии. С одной стороны, это способствует повышению эффективности производства, с другой – усиливает антропогенные воздействия, в том числе за счет увеличения их энергоемкости. Такая закономерность будет приводить к повышению гетерогенности пространственного распределения загрязнения, например, для водных экосистем в результате усиления его поступления от локальных береговых источников. Загрязнение является источником мутагенной активности организмов разного таксономического ранга и будет усиливать данный эффект по мере нарастания. Как правило, виды-вселенцы, натурализовавшиеся в экосистеме-реципиенте, оказываются наиболее приспособленными к условиям, которые вывели ее из равновесного состояния. Именно они, в первую очередь, будут подвержены мутагенному воздействию и первыми приживутся в новых условиях. Модифицированные гены обладают плейотропным эффектом в разных условиях среды. Следствием может оказаться сокращение биологического разнообразия в целом, ухудшение качества водной среды, снижение продуктивности, либо полное исчезновение ценных объектов промысла. Многие вселенцы в новых условиях по сравнению с районом их происхождения могут существенно отличаться по морфологическим и физиологическим показателям. Исследования в области биологических инвазий в большей мере должны быть ориентированы не на учете видового разнообразия и динамики расширения пространственного распределения вселенцев, а на оценку их генотипической изменчивости, изучению популяционных характеристик, чувствительности к приоритетным видам воздействующих

факторов естественной и антропогенной природы, а также взаимоотношениям с доминирующими нативными видами.

1. *Иваница В. А.* Мутагенная активность поллютантов морской воды Одесского залива / В. А. Иваница, А. Е. Бухтияров, Н. Ю. Васильева [и др.] // Мікробіологія і біотехнологія. – 2013 (в печати).
2. *Куліш А. В.* Структура і динаміка поселень карасів (*Carassius* jarocki, 1822) водойм східної України : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук / А. В. Куліш. – Київ, 2013. – 23 с.
3. *Одум Г.* Энергитический базис человека и природы / Г. Одум, Э. Одум. – М.: Прогресс, 1978.– 379 с.
4. *Полонский А. Б.* Долгопериодная изменчивость температуры пикноклина в Черном море в XX и начале XXI столетия / А. Б. Полонский, И. Г. Шокурова // Доп. НАН України. – 2011.– № 9. – С. 103–110.
5. *Слынько Ю. В.* Анализ эффективности инвазий пелагических видов рыб в водохранилище Волги / Ю. В. Слынько, В. И. Кьяшко // Российский журн биол. инвазий. – 2012.– № 1.– С. 73–87.
6. *Цыцугина В. Г.* Оценка радиационного, химического и сочетанного воздействия на природные популяции гидробионтов в 30–км зоне ЧАЭС, Днепре, Дунае и Черном море цитогенетическими методами / В. Г. Цыцугина, Г. Г. Поликарпов // Радиоэкологический отклик Черного моря на чернобыльскую аварию / Под ред. Г. Г. Поликарпова и В. Н. Егорова. – Севастополь: НПЦ «ЭКОСИ–Гидрофизика», 2008.– С. 396–414.
7. *Шурова Н. М.* Структурно–функциональная организация популяции мидий Mytilus galloprovincialis Черного моря / Н. М. Шурова. – К.: Наукова думка, 2013. – 207 с.
8. *Aleksandrov B. G.* New approach to solve the problem of biological invasions / B. G. Aleksandrov // Abstracts book of IV International Symposium “Invasion of alien species in Holarctic (Borok–4)” (22–27 September, 2013) Borok, Russia.– Yaroslavl: Publ. bureau “Filigran”, 2013.– P. 24.
9. *Aleksandrov B.* Non–native species of the Black Sea / B. Aleksandrov, M.–T. Gomoiu, E. Mikashavidze [et al.] // Abstracts book of 4–th Black Sea Scientific Conference “Challenges toards good environmental status” (28–31 October, 2013, Constanta), Romania.– Constanţa: Editura Boldaş, 2013.– P. 62–63.
10. *Kettunen M.* Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) – Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission) / M. Kettunen, P. Genovesi, S. Gollasch [et al.] // Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium.– 2008. – 44 p.

Б.Г. Александров
Інститут морської біології НАН України, Одеса

ЗАКОНОМІРНОСТІ ВСЕЛЕННЯ НОВИХ ВИДІВ В ЧОРНЕ МОРЕ І ДЕЯКІ ПІДХОДИ ДО ЇХ ВИВЧЕННЯ

Описано особливості просторового розподілу інвазійних видів, що проникають в Чорне море. Сформульовані завдання пріоритетних досліджень видів-вселенців.

Ключові слова: інвазійні види, вселенці, Чорне море, біологічне забруднення

B.G. Aleksandrov
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

REGULARITIES OF NEW SPECIES INVASIONS INTO THE BLACK SEA AND SOME APPROACHES TO THEIR STUDY

The features of spatial distribution of invasive species, penetrating into the Black Sea. Descriptions of the problems of invasive species research priorities.

Keywords: invasive species, introduced species, Black Sea, biological contamination

УДК 577.12:594.1(577.112:577.151.6:546.18)

О.М. АРСАН, М.О. САВЛУЧИНСЬКА, С.П. БУРМІСТРЕНКО, Ю.М. СИТНИК, М.Г. МАРДАРЕВИЧ

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ДИНАМІКА ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ В ТКАНИНАХ МОЛЮСКІВ *UNIO TUMIDUS* PH. ЗА ДІЇ НЕОРГАНІЧНОГО ФОСФОРУ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

Досліджено вплив різних концентрацій (0,3; 0,5 і 1,0 мг/дм^3) неорганічного фосфору водного середовища на його накопичення, вміст загального білку, активність АТФ-ази, аланінамінотрансферази (АлАТ) та аспартатамінотрансферази (АсАт) в тканинах молюсків. Встановлено залежність величини цих показників від концентрації та виду тканин молюсків.

Ключові слова: неорганічний фосфор, молюски, гепатопанкерас, зябра, рідина мантійної порожнини, адаптація

Антропогенний вплив на водні об’єкти призвів до їх забруднення фосфорними сполуками. Вони, надходячи у воду та накопичуючись у донних відкладах і особливо у гідробіонтах, негативно впливають на метаболічні процеси в їх організмі, що призводить до зниження біопродуктивності. Важливу роль у забрудненні водних об’єктів, крім промислових, комунальних стічних вод та застосування мінеральних добрив, фосфоровмісними сполуками, відіграють миючі засоби, до складу яких входить від 30 до 45% триполіфосфату натрію. Вони погано піддаються очищенню на станціях очистки стічних вод [1, 3]. Виходячи з того, що інформацію щодо впливу фосфоровмісних речовин на молюсків у фаховій літературі висвітлено недостатньо, ми досліджували динаміку фізіолого-біохімічних показників в тканинах за дії різних концентрацій неорганічного фосфору водного середовища.

Матеріал і методи досліджень

Об’єктом досліджень слугували молюски *Unio tumidus* Ph. масою 40,1–47,9 г, зібрані у липні 2014 р у гирлі р. Десна (с. Новосілки) біля Києва. Молюсків по 10 екземплярів поміщали в ексикатори з прожареним піском (2 кг), які переносили у 100 дм^3 акваріуми з відстояною водопровідною водою та обладнаними газо- і терморегуляторами.

Неорганічний фосфор (Фн) вносили у воду акваріумів одноразово розчиненням безводної солі Na_2HPO_4, створюючи його концентрації 0,3; 0,5 і 1,0 мг/дм^3. Контролем слугував акваріум, у воду якого не вносили Na_2HPO_4. Молюсків кормили раз у два дні розтертим у порошок гранульований рибний комбікорм. Експозиція дослідів становила 14 діб. Такий період є достатнім для формування процесів адаптації водяних тварин до дії чинників довкілля [4, 7]. Після цього з кожного акваріуму забирали по 5 молюсків, а решту – через 21 добу експерименту для визначення в їх тканинах величин фізіолого-біохімічних показників.

За період експерименту воду в акваріумах не міняли. Вміст кисню у ній коливався в межах 9,41–11,97 мг/дм^3, pH – 8,3–8,5. Температура води протягом досліду підтримувалась автоматично на рівні 24–26 ˚С.

Для досліджень використовували зябра, гепатопанкреас та рідину мантійної порожнини молюсків. Активність аланінамінотрансферази (АлАТ) (КФ 2.6.1.2) і аспартатамінотрансферази (АсАТ) (КФ 2.6.1.1) визначали за [6] і виражали в мкмоль пірувату/мг білку за хвилину. Про загальну АТФ-азну активність (мкмоль Р/мг білку за год.) судили за [8]. Загальний вміст білку (мг/г) визначали за [9], а неорганічного фосфору в тканинах (мкг PO_4^{3-}/мг) і рідині мантійної порожнини (мкг PO_4^{3-}/мл) – за [5]. Досліди проводили у п’ятикратній повторності.

Отримані результати досліджень оброблено статистично [2].

Результати досліджень та їх обговорення

В результаті досліджень встановлено, що концентрація неорганічного фосфору в рідині мантійної порожнини молюсків залежить від його наявності у водному середовищі. Так, на 14 добу досліду вміст неорганічного фосфору в цій рідині молюсків зростав від 6,07±0,30 мкг/мл (контроль) до 7,50±0,50 і 8,34±0,82 мкг/мл або на 25–37 % зі збільшенням його концентрації у воді до 0,5 і особливо до 1,0 мг/дм^3. Слід зазначити, що з подовженням терміну досліду до 21 доби вміст неорганічного фосфору в рідині мантійної порожнині мав тенденцію до зниження за всіх досліджуваних концентраціях його у водному середовищі.

На відміну від рідини мантійної порожнини в зябрах та гепатопанкреасі молюсків не відмічено вірогідних змін вмісту неорганічного фосфору за їх 14 добової адаптації до різних (0,3–1,0 мг Р/дм^3) концентрацій фосфору у воді. Однак, зі збільшенням часу перебування молюсків у воді до 21 доби вірогідне зростання Фн на 25% відмічено лише в зябрах за концентрації його у воді 1,0 мг/дм^3 і вірогідне зниження на 28% – у гепатопанкреасі при концентрації 0,3 мг/дм^3. Відмічений факт можна пояснити перерозподілом неорганічного фосфору у тканинах молюсків за таких умов водного середовища, тобто наявністю в їх організмі механізмів, що дозволяють досить ефективно регулювати рівні цього елементу.

Накопичення неорганічного фосфору в досліджуваних тканинах молюсків при їх адаптації до різних його концентрацій у водному середовищі спричинило неоднозначний вплив на вміст загального білку в цих тканинах. Так, в гепатопанкреасі молюсків зі збільшенням концентрації неорганічного фосфору у воді від 0,3 до 1,0 мг /дм^3 та тривалості досліду (14 і 21 добу) вміст загального білку вірогідно не змінювався порівняно з контролем і був на рівні 42-50 мг/г. Лише за максимальної концентрації неорганічного фосфору у воді (1,0 мг/дм^3) вміст загального білку на 21 добу зростав на 15 % відносно контролю.

Натомість в зябрах молюсків при 14 добовій експозиції до підвищених концентрацій (0,3–1,0 мг/дм^3) неорганічного фосфору у воді спостерігалась тенденція до зростання (в межах 26–35 мг/г) вмісту загального білку. При перебуванні молюсків 21 добу в таких умовах вміст загального білку в цій тканині вірогідно зростав на 25, 29 і 15% порівняно з контролем.

На відміну від зябер та гепатопанкреасу, в рідині мантійної порожнини молюсків при їх 14 добовій адаптації до підвищених концентрацій неорганічного фосфору у воді в діапазоні від 0,3 до 1,0 мг/дм^3 вміст загального білку поступово зростав від 1,57 мг/мл (в контролі) до 1,8; 1,96 і 2,17 мг/мл. А на 21 добу перебування молюсків в таких умовах водного середовища вміст загального білку у цій рідині зменшувався відповідно на 10,5; 20 і 52 % порівняно з контролем. Ці зміни вмісту загального білку в рідині мантійної порожнини, зябрах та гепатопанкреасі молюсків за таких умов можуть бути пов’язані з його перерозподілом між даними тканинами або з посиленням його синтезу в гепатопанкреасі (за дії 1,0 мг/дм^3 неорганічного фосфору) і особливо у зябрах.

Щодо АТФ-ази, то її активність в зябрах молюсків при 14 добовій адаптації до 0,3, 0,5 і 1,0 мг/дм^3 неорганічного фосфору у воді поступово знижувалась з 7,10 до 5,30 мкг Р/мг білку × год., а при 21 добовій експозиції – була ще меншою (1,62 мкг Р/мг білку × год.).

На відміну від зябер, в гепатопанкреасі молюсків на 14 добу спостерігалася тенденція до зростання АТФ-азної активності (на 7–13%) відносно контролю (3,59±0,68 мкг Р/мг білку за год.) зі зростанням концентрації неорганічного фосфору до 0,3 і 0,5 мг/дм^3. Однак за дії на молюсків 1,0 мг/дм^3 неорганічного фосфору АТФ-азна активність в гепатопанкреасі різко збільшувалась (на 44,85%) порівняно з контролем. При 21 добовій адаптації молюсків до підвищених концентрацій неорганічного фосфору у воді (0,3; 0,5 і 1,0 мг/дм^3) активність АТФ-ази в цій тканині вірогідно зростала (відповідно у 2,0, 1,3 та 2,3 рази) відносно контролю. Відмічений факт свідчить про зростання енергозабезпечення організму молюсків при адаптації до таких умов водного середовища.

Крім АТФ-ази, визначали активність трансаміназ (АлАТ та АсАТ) у зябрах та гепатопанкерасі молюсків при їх 14 і 21 добовій адаптації до різних концентрацій (0,3, 0,5 та 1,0 мг/дм^3) неорганічного фосфору у воді. Ці ферменти відіграють важливу роль як в процесах глюконеогенезу, так і в енергетичному обміні. Їх активність є надійним показником інтенсивності метаболізму, а, отже, міри розвитку захисно-пристосувального процесу.

Траснамінази каналізують процес зворотного міжмолекулярного переносу аміногруп між α-кетокислотами та амінокислотами.

Як показали результати наших досліджень, активність АсАТ тканин молюсків характеризується досить широкою амплітудою коливань залежно від концентрації неорганічного фосфору у воді, періоду експозиції та виду тканин. Причому активність АлАТ була вищою, ніж АсАТ.

Висновки

В результаті досліджень встановлено, що активність АлАТ в зябрах та гепатопанкреасі молюсків мало реагує на наявність підвищених концентрацій неорганічного фосфору у воді, хоча спостерігається лише певна тенденція до змін її активності в цих тканинах зі зростанням концентрації неорганічного фосфору у воді та тривалості досліду.

В зябрах молюсків при 14 добовому періоді адаптації до підвищених (0,3, 0,5 і 1,0 мг/дм^3) концентрацій неорганічного фосфору у воді спостерігалась лише тенденція до зниження активності АсАТ, тоді як при 21 добовій адаптації їх до таких умов – вірогідне зниження активності цього ферменту порівняно з контролем.

В гепатопанкреасі молюсків при адаптації 14 діб до наявності неорганічного фосфору у воді 0,5 мг/дм^3 активність АсАТ вірогідно зростала на 80%, тоді як на 21 добу – вірогідно зростала при 0,3 і 1,0 мг/дм^3 відповідно на 66,6 та 86,8 % щодо контролю.

1. *Горбатюк Л. О.* Особливості акумуляції фосфору гідрофітами водойми в районі Бортницької станції аерації (м. Київ) / Л. О. Горбатюк, О. О. Пасічна, О. М. Арсан. [та ін.] // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2014. – № 1 (58). – С. 20–25.
2. *Лакин Г. Ф.* Биометрия / Г. Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1990. – 351 с.
3. *Лузовіцька Ю. А.* Винос біогенних елементів із водозбору річки Десна / Ю. А. Лузовіцька, Н. М. Осадча, В. І. Осадчий // Наук. праці Укр НДГМ. – 2011. – С. 117
4. *Методы* биохимических исследований / Под ред. М. И. Прохоровой – Л.: Изд-во Ленинградского ун-та 1982. – 272 с.
5. *Определение* неорганического фосфата // Практикум по биохимии: учебное пособие / Под ред. С. Е. Северина и Г. А. Соловьевой. – 2-е изд. – М.: Изд-во МГУ, 1989. – С. 33–36.
6. *Пасхина Т. С.* Инструкция по определению глутамино-аспарагиновой и глутамино-аланиновой трансаминаз (аминотрансфераз) в сыроватке крови человека / Т. С. Пасхина – М.: Здоровье, 1974. – 22 с.
7. *Хлебович В. В.* Акклимация животных организмов / В. В. Хлебович. – Л.: Наука, 1981. – 135 с.
8. *Dang Z.* Na^+/K^+-ATPase immunoreactivity in branchial chloride cells of Oreochromis mossambicus exposed to copper / Z. Dang, R Lock, G. Flik // J. Exp. Biol. – 2000. – Vol. 203. – P. 379–387.
9. *Loury O. H.* Protein measurement with the Folin phenol reagent / O. H. Loury, N. J. Rosbrough, A. L. Farr, Randall R. J. // J. Biol. Chem. – 1951. – Vol. 191. – P. 265–275.

О.М. Арсан, М.А. Савлучинская, С.П. Бурмистренко, Ю.М. Ситник, М.Г. Мардаревич
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ДИНАМИКА ФИЗИОЛОГО-БИОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ В ТКАНЯХ МОЛЛЮСКОВ (*UNIO TUMIDUS* РН.) ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ НЕОРГАНИЧЕСКОГО ФОСФОРА ВОДНОЙ СРЕДЫ

Исследовано влияние различных концентраций (0,3; 0,5 і 1,0 мг/дм^3) неорганического фосфора водной среды на его накопление, содержание общего белка, активность АТФ-азы, аланинаминотрансферазы (АлАТ) и аспартатаминотрансферазы (АсАт) в тканях моллюсков. Установлена зависимость величины этих показателей от концентрации, периода єкспозиции и вида тканей моллюсков.

Ключевые слова: неорганический фосфор, моллюски, гепатопанкреас, жабры, жидкость мантийной полости, адаптация

O.M. Arsan, M.O. Savluchynska, S.P. Burmistrenko, Yu.M. Sytnik, M.G. Mardarevich
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

DYNAMICS OF PHYSIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL INDICES IN THE TISSUES OF MOLLUSKS (*UNIO TUMIDUS* PH.) UNDER THE INFLUENCE OF INORGANIC PHOSPHORUS IN THE AQUATIC ENVIRONMENT

The influences of various concentrations of inorganic phosphorus (0.3, 0.5 and 1.0 mg/L) registered in the aquatic environment on its accumulation in the tissues of mollusks, on the total content of protein, and also on the activity of adenosine triphosphatase, alanine aminotransferase, aspartate aminotransferase, was investigated. Relationship was established between these indices and the concentration of inorganic phosphorus, duration of exposure, and the type of mollusks tissues.

Keywords: inorganic phosphorus, mollusks, hepatopancreas, gills, adaptation

УДК [581.52]

Л.Є. АСТАХОВА, Г.В. МУЖ

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська,40, Житомир, 10008, Україна

ВИВЧЕННЯ В ЛАБОРАТОРНИХ УМОВАХ ВПЛИВУ СОЛЕЙ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ, СМЗ ТА ГЕРБІЦИДІВ НА МОРФОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ *ELODEA CANADENSIS*

У статті наведені результати лабораторних досліджень впливу розчинів солей важких металів, синтетичних миючих засобів та гербіцидів на морфологічні показники *Elodea canadensis*. Найбільш токсичну дію на рослини спричиняють СМЗ, які пригнічують ріст та розвиток елодеї значно раніше і в менших концентраціях, ніж інші досліджувані токсиканти. Виявлені тест-реакції рослин можуть бути використані у системі біомоніторингу водного середовища.

Ключові слова: біотестування, тест-реакція, морфологічні показники, токсиканти, Elodea canadensis

Проблема забруднення водного середовища токсичними речовинами загострюється з кожним роком і набуває глобальних масштабів. Для оцінки стану водних екосистем широкого використання набув біоіндикаційний метод, який дозволяє оцінити ступінь забруднення навколишнього середовища за станом біоти, серед якої важлива роль належить макрофітам [1]. Зручним тест-об'єктом в біологічному моніторингу прісноводних екосистем є елодея канадська (*Elodea canadensis*), які відзначається високою чутливістю до зміни умов середовища. Мета нашого дослідження полягала у вивченні змін морфологічних показників *E. canadensis* шляхом хронічного біотестування.

Матеріал і методи досліджень

Для постановки токсикологічного експерименту використані: розчини синтетичних миючих засобів (СМЗ) – засобу для посуду «Gala» та прального порошку «Persil expert» з концентраціями 0,1; 0,2 та 0,5 мг/дм^3; розчини гербіцидів «Астера» – 1,0; 2,0 і 5,0 мл/дм^3 та «Дикамба Форте» – 1,6; 3,2 та 8,0 мл/дм^3 та солі важких металів – $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ – 1,0; 2,0 і 5,0 мг/дм^3 та $Pb(NO_3)_2$ – 0,1; 0,2 і 0,5 мг/дм^3. Розчини усіх взятих токсикантів відповідали 1, 2 і 5 ГДК.

При проведенні експерименту по п'ять пагонів *E. canadensis* довжиною 10 см без ушкоджень верхівки, без бічних відгалужень та коренів поміщали у скляні ємності об'ємом 1 дм^3, заповнені досліджуваними розчинами токсикантів відповідних концентрацій. Контролем слугували рослини, що знаходились у дехлорованій воді. Тривалість проведення експерименту становила 14 діб. Заміну розчинів здійснювали через кожні 48 год. У лабораторії підтримували постійний світловий та температурний режим. В якості тест-реакцій елодеї використані такі

морфологічні показники: приріст пагону, формування нових листків, біомаса, хлороз та некроз пагонів. Фіксацію тест-показників здійснювали на 3, 7 та 14 добу. Отримані результати опрацьовані методами варіаційної статистики [2].

Результати досліджень та їх обговорення

Під час фіксації морфологічних змін у дослідних пагонів *E. canadensis*, що знаходились у розчинах солей важких металів, відмічені суттєві відмінності у приростi пагонів, порівняно із контрольною групою рослин. Якщо у контрольної групи приріст пагонів на 3-тю, 7-му і 14 доби склав 7, 23 і 40% відповідно, то у всіх розчинах $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ він збільшився на 3-тю добу – на 2%; на 7-му добу – на 5%, а на 14-ту добу у розчинах з 1, 2 і 5 ГДК – на 10, 7 та 5% відповідно. Це свідчить про пригнічення ростових процесів у рослин в розчинах $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, що корелює із збільшенням концентрації токсиканту. Причому, у розчинах з 5 ГДК, при 14-денній експозиції фіксували взагалі припинення росту пагонів. Якщо у розчинах $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ різних концентрацій до 7-ї доби відмічені однакові закономірності у приростi пагонів, то у розчинах $Pb(NO_3)_2$ з 1, 2 і 5 ГДК відмінності ростових процесів уже проявлялись з самого початку. Так, на 3-тю добу цей показник склав 7, 3 і 1%; на 7-му добу – 9, 5 і 2%, на 14-ту добу – 13, 7 і 2% відповідно. Приблизно така ж тенденція до зменшення морфометричних показників із збільшенням концентрації токсикантів проявилась і у формуванні нових листкових пластинок та зміні біомаси пагонів (таблиця).

Таблиця

Зміна тест показників *Elodea canadensis* у розчинах токсикантів різних концентрацій

Діюча речовина / час експозиції (доба)		Морфометричні показники					
		Довжина пагону (см)		Кількість листків (шт.)		Біомаса (г)	
		1	14	1	14	1	14
Контроль (H_2O)		10,0	14,0±0,33	96±0,14	123±0,09	1,88±0,06	3,50±0,11
$ZnSO_4$ x $7H_2O$	1 ГДК	10,0	11,0±0,16	95±0,28	106±0,16	1,76±0,05	2,24±0,09
	2 ГДК	10,0	10,6±0,21	94±0,12	103±0,21	1,74±0,09	2,11±0,07
	5 ГДК	10,0	10,4±0,56	96±0,17	101±0,14	1,77±0,03	2,02±0,02
$Pb(NO_3)_2$	1 ГДК	10,0	11,3±0,29	96±0,29	110±0,11	1,82±0,07	2,32±0,04
	2 ГДК	10,0	10,7±0,34	92±0,16	104±0,09	1,76±0,05	2,15±0,06
	5 ГДК	10,0	10,5±0,43	92±0,31	97±0,22	1,73±0,06	2,01±0,05
Засіб для посуду «Gala»	1 ГДК	10,0	10,7±0,36	94±0,28	103±0,31	1,75±0,05	2,07±0,03
	2 ГДК	10,0	10,3±0,28	95±0,30	98±0,27	1,78±0,06	1,71±0,04
	5 ГДК	10,0	9,6±0,31	94±0,45	93±0,33	1,75±0,03	1,61±0,06
Пр.пор. «Persil expert»	1 ГДК	10,0	10,4±0,17	96±0,25	96±0,41	1,76±0,05	1,68±0,02
	2 ГДК	10,0	9,9±0,23	94±0,36	86±0,34	1,73±0,04	1,46±0,03
	5 ГДК	10,0	8,8±0,24	94±0,33	79±0,26	1,74±0,03	1,29±0,05
Гербіцид «Астера»	1 ГДК	10,0	10,3±0,17	95±0,21	99±0,22	1,77±0,04	1,81±0,02
	2 ГДК	10,0	10,1±0,27	96±0,32	96±0,17	1,81±0,05	1,73±0,04
	5 ГДК	10,0	10,0±0,31	95±0,43	90±0,41	1,78±0,08	1,58±0,03
Гербіцид «Дикамба Форте»	1 ГДК	10,0	10,1±0,29	94±0,33	96±0,23	1,75±0,03	1,77±0,01
	2 ГДК	10,0	10,1±0,34	96±0,26	84±0,34	1,82±0,07	1,62±0,03
	5 ГДК	10,0	9,8±0,44	96±0,54	79±0,42	1,83±0,08	1,44±0,04

При візуальному обстеженні рослин, що знаходились у розчинах солей важких металів, перші відмінності у зовнішньому вигляді помічені на 7-й день експерименту, які проявлялися у частковій депігментації стебла та листків (при основі пагонів) у розчинах обох токсикантів з 2 і 5 ГДК. На 14-й день відзначений повний хлороз пагонів елодеї.

Негативний вплив розчинів миючого засобу для посуду «Gala» і прального порошку «Persil expert» з концентраціями 1, 2 і 5 ГДК позначився на рослинах при значно менших концентраціях, ніж у розчинах солей важких металів. Вже з перших днів експерименту в усіх розчинах СМЗ спостерігалось сповільнення приросту пагонів та формування нових листків. Якщо в контрольній групі рослин на 3, 7 і 14 добу кількість утворених нових листків зросла на

8,3, 20,8 та 28,1% відповідно, то в розчинах «Gala» з 1 ГДК вона зросла на 6,4, 8,5 та 9,6% відповідно, з 2 ГДК – на 3 і 7-му доби – на 2,1 і 3,2% відповідно, а після 7-ї доби утворення нових листків взагалі не відбувалось. У розчині з 5 ГДК утворення нових листків відмічено лише до 3-ї доби, при цьому їх кількість зросла на 2,1%, а наприкінці 14-ї доби кількість їх зменшилась на 1,06% в результаті некротичних процесів. У розчинах прального порошку «Persil expert» утворення нових листків спостерігали лише у розчинах з концентраціями 1 та 2 ГДК до 3-ї доби, де їх кількість зросла лише на 1,06%. У наступні дні експерименту їх кількість зменшувалась і наприкінці 14-доби це зменшення становило 1,04 та 8,5% відповідно. У розчинах з 5 ГДК формування нових листків не відмічено взагалі. При такій концентрації протягом 14 діб їх кількість зменшилась майже на 16%. Візуальні зміни зовнішніх морфологічних ознак пагонів елодеї у розчинах СМЗ фіксували з перших днів експерименту – від часткових хлорозів на початку і до некрозів – наприкінці дослідження. Такі зміни не могли не позначитися на зменшенні біомаси пагонів. Імовірно, спричинена дією токсикантів депігментація пагонів впливає на зниження інтенсивності фотосинтезу, що відповідно відображається на зниженні біомаси.

Розчини гербіцидів «Астера» та «Дикамба Форте» спричиняли на пагони елодеї менш токсичну дію, ніж СМЗ. Проте, з перших днів перебування у розчинах цих токсикантів з концентраціями 1, 2 і 5 ГДК у рослин відмічено сповільнення ростових процесів. Помірний приріст пагонів фіксували до 7-ї доби експерименту, а після спостерігалось його зменшення. У розчинах «Астера» з 1 і 2 ГДК цей показник склав 2–3%, у розчині з 5 ГДК – 1%. Після 7-ї доби у розчині з 1 ГДК ріст пагонів припинився, а в розчинах з 2 і 5 ГДК відмічено його зменшення внаслідок некротичних процесів. У розчинах «Дикамба Форте» з 5 ГДК за 14 днів експерименту приросту пагонів взагалі не відмічали. Незначний його ріст помічений у елодеї в розчинах гербіциду з 2 і 5 ГДК до 7-ї доби на 2 і 1,5% відповідно, а у наступні дні його зменшення.

Такі ж закономірності проявлялись і у формуванні нових листків та зміні біомаси пагонів. Перші візуальні зміни рослин відмічені на 7-й день у пагонів, що знаходились у розчинах «Дикамба Форте» з 5 ГДК. Вони проявлялись у частковому хлорозі країв листкових пластинок. На 14-ту добу такі зміни були чітко виражені у рослин в усіх інших дослідних групах. Крім того, на цей час відмічені і некротичні процеси у рослин в розчинах обох гербіцидів з концентраціями 2 і 5 ГДК. При порівнянні впливу розчинів гербіцидів з однаковими концентраціями на *E. canadensis* слід відзначити більш негативний вплив розчинів «Дикамба Форте», ніж «Астера».

Висновки

В ході вивчення впливу розчинів досліджуваних токсикантів з концентраціями 1, 2 і 5 ГДК на пагони *E. canadensis* виявлені зміни морфометричних параметрів та візуальних ознак, які проявлялись у зменшенні приросту пагонів, сповільненні процесу формування нових листків, зменшенні біомаси, хлорозах і некрозах пагонів рослин. Виявлено, що за однакових концентрацій більш пригнічуючий вплив на рослини спричиняють СМЗ. Таким чином, здатність *E. canadensis* активно реагувати на антропогенне забруднення водного середовища може бути використано в системі біомоніторингових досліджень.

1. *Гидроэкологическая* токсикометрия и биоиндикация загрязнений / Ред. И. Т. Олексив. – Львов: Мир, 1995. – 440 с.
2. *Лакин Г. Ф.* Биометрия / Г. Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1990. – 352 с.

Л.Е. Астахова, Г.В. Муж
Житомирский государственный университет имени Ивана Франко, Украина

ИЗУЧЕНИЯ В ЛАБОРАТОРНЫХ УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ СОЛЕЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ, СМС И ГЕРБИЦИДОВ НА МОРФОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ELODEA CANADENSIS

В статье приведены результаты лабораторных исследований влияния растворов солей тяжелых металлов ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ и $Pb(NO_3)_2$), синтетических моющих средств (СМС) (средства для посуды «Gala» и стирального порошка «Persil expert») и гербицидов («Астера» и «Дикамба

Форте») с концентрациями 1, 2 и 5 ПДК на морфологические показатели *Elodea canadensis*. Обнаружено, что при 14-дневной экспозиции в растворах исследуемых токсикантов с концентрациями 5 ПДК происходит прекращение роста побегов растений и снижения биомассы, наблюдается депигментация листьев и стебля. Наиболее токсическое действие на растения вызывают СМС, которые подавляют рост и развитие элодея значительно раньше и в меньших концентрациях, чем другие исследуемые токсиканты. Это проявлялось в интенсивной депигментации и некротизации побегов растений в растворах СМС «Persil expert» с концентрациями 2 и 5 ПДК и «Gala» – с 5 ПДК. Обнаруженные тест-реакции растений могут быть использованы в системе биомониторинга водной среды.

Ключевые слова: биотестирования, тест-реакция, морфологические показатели, токсиканты, Elodea canadensis

L.E. Astahova, G.V. Muzh
Ivan Franko Zhytomyr State University, Ukraine

STUDY OF EFFECTS OF HEAVY METALS SALTS, HERBICIDES AND SD ON MORPHOLOGICAL INDICATORS *ELODEA CANADENSIS* UNDER LABORATORY CONDITIONS

The results of laboratory studies of effects of heavy metal salt solutions ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ and $Pb(NO_3)_2$), synthetic detergents (SD) (tableware «Gala» and detergent «Persil expert») and herbicides ("Astera" and "Dicamba Forte") with concentrations of 1, 2 and 5 MTC on morphological indicators *Elodea canadensis* are presented in the article. It was discovered that after the 14 days exposure in solutions of researched toxicants with concentration of 5 MTC occurs the termination of shoot growth and reduction of biomass, as well as depigmentation of leaves and stem. SD that suppress the growth and development elodea much earlier and in lower concentrations than other studied toxicant have the most toxic effect on plants. It was shown through intensive depigmentation and necrotization of shoots of plants in solutions SD «Persil expert» with concentrations of 2 and 5 MTC, and SD «Gala» - with 5 MTC. Discovered test parameters of plants can be used in the biomonitoring system of aquatic environment.

Keywords: biotesting, test parameters, morphological indicators, toxicants, Elodea canadensis

УДК [597-12:574.632]

О.В. БАРБУХО
Чернігівський економічний коледж НАСОА
вул. Горького, 25, Чернігів, 14000, Україна

ІХТІОПАТОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ВОДОЙМ УПОВІЛЬНЕНОГО ВОДОБМІНУ ЧЕРНІГІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Наведено дані спостережень іхтіопатологічної ситуації у водоймах уповільненого водообміну Чернігівської області впродовж 2013–2014 рр. На основі клінічного огляду та патолого-анатомічних досліджень проаналізовано частоту трапляння хворої риби та сформульовано припущення щодо ролі антропогенної складової у поширенні захворювань.

Ключові слова: моніторинг, риба, патологічні зміни, водойми уповільненого водообміну, Чернігівська область

Основною екологічною проблемою Чернігівської області впродовж останніх декількох років залишається питання забруднення та стан поверхневих водних об’єктів [1]. Першочерговим чинником впливу на якісний стан водойм області є антропогенне навантаження, зокрема надходження недостатньо очищених стічних вод, забруднення тваринницькими стоками,

залишками мінеральних добрив та пестицидів зі складів їх зберігання та безпосередньо при застосуванні. З огляду на це, серйозне занепокоєння викликає стан іхтіофауни антропогенно трансформованих водойм.

Відомо [3], що за несприятливих умов у риб знижується стійкість до умовно-патогенних симбіонтів, зумовлюючи ризик захворювання інфекційними та інвазійними хворобами, наслідком чого може бути зниження темпів росту риб, їх репродуктивної здатності, а в більшості випадків – загибель риб, що, передусім, негативно позначається на чисельності іхтіопопуляцій. З літератури відомо, що серед особливо неблагополучних за частотою зустрічаємості хворих риб, переважають водойми з уповільненим водообміном, що є підставою для дослідження особливостей поширення цього явища в водоймах Чернігівської області.

Матеріал і методи досліджень

В основу роботи покладені результати іхтіологічних спостережень за частотою трапляння хворих риб (з клінічними ознаками захворювань) у водоймах уповільненого водообміну Чернігівської області з березня до вересня 2013 і 2014 рр. Як модельні водойми було обрано: озеро Коноплянка (смт. Короп), оз. Вольжин (Куликівський район, поблизу с. Кладьківка), оз. Чернече (поблизу с. Салтикова Дівиця), оз. Трубин (Борзнянський район, біля с. Ядути), оз. Бихове (Менський район, поблизу с. Остапівка), оз. Тихе (Сосницький район, поблизу с. Спаське), Київське водосховище (Козелецький район, поблизу с. Тужар). Середня температура води в обстежених водоймах коливалась від 6,5–8,2 °С навесні до 17,8–19,2 °С восени, при вмісті у воді кисню від 5,5 до 10,6 мг/дм^3 залежно від сезону, та значеннях pH — 7,0–7,7.

Кількість риби з зовнішніми ознаками патології реєстрували в аматорських уловах рибалок районів та уловах, вилучених під час природоохоронних рейдів на озерах області. Проводили клінічний огляд риби, в окремих випадках – патолого-анатомічні дослідження. Всього проаналізовано понад 3400 екземплярів риб, а саме: щука, судак, окунь, йорж, плітка, лящ, карась, з різними розмірно-ваговими характеристиками.

Частку хворої риби (%) в акваторії конкретної екосистеми визначали як відношення між кількістю риб з клінічними ознаками захворювань до загальної кількості риб у вибірці іхтіологічного матеріалу.

Результати досліджень та їх обговорення

Результати іхтіопатологічного моніторингу водойм уповільненого водообміну Чернігівської області наведені в таблиці.

Впродовж досліджуваного періоду частка риб з ознаками захворювань в обстежених водоймах області коливалась від 0,8–9,9% у 2013 році, до 3,7–12,6% у 2014 р. залежно від водойми. Необхідно відзначити, що найбільша кількість хворих особин серед обстежених акваторій впродовж двох років спостережень зареєстрована в озерах Коноплянка (5,6%), Вольжин (5,0%), Чернече (3,1%) та Київському водосховищі (3,4%). При цьому відсоток ураженої риби тут був достатньо високим як у весняний, так і в осінній період. Висока частота зустрічаємості уражених хворобами риб в вибірках іхтіологічного матеріалу з цих водойм може свідчити про те, що умови існування в даних біотопах не є сприятливими для збереження індивідуальної цілісності організму та підтримання стійкості риб до захворювань. Аналіз літератури засвідчує [1], що оз. Конопянка дійсно зазнає негативного впливу внаслідок скиду у дану природну водойму стічних вод з перевищенням нормативів гранично допустимого скиду забруднюючих речовин, що певним чином може впливати як на розвиток популяцій риб взагалі, так і на швидкість поширення захворювань серед представників іхтіофауни зокрема.

Однією з можливих причин несприятливої екологічної ситуації в озерах Вольжин та Чернече Куликівського району, який за своєю специфікою є сільськогосподарським [2], може бути надходження у воду хімічних засобів захисту рослин з весняними паводками та безпосередньо при їх застосуванні з прилеглих сільськогосподарських угідь, значна частина яких є водозбірною територією цих водних об’єктів. Несприятлива іхтіопатологічна ситуація у Київському водосховищі, найбільш забрудненому радіонуклідами і важкими металами в результаті аварії на ЧАЕС [4], є цілком закономірною.

Таблиця

Частка хворої риби в екосистемах водойм уповільненого водообміну Чернігівської області (2013–2014 рр.)

Водойма	Рік		Кількість обстеженої риби, екз.	Частка хворої риби, %
оз. Коноплянка	2013	травень	230	3,0
		вересень	160	6,9
	2014	квітень	185	7,0
		вересень	90	5,6
оз. Вольжин	2013	квітень	163	4,3
		серпень	130	4,6
	2014	квітень	92	6,5
		вересень	155	4,5
оз. Чернече	2013	квітень	40	0,0
		вересень	98	5,1
	2014	квітень	111	7,2
оз. Трубин	2013	травень	246	2,4
		вересень	150	2,0
	2014	квітень	109	3,7
оз. Бихове	2013	квітень	220	0,0
		вересень	125	0,8
	2014	травень	218	0,0
		серпень	54	0,0
оз. Тихе	2013	травень	177	0,0
		вересень	90	0,0
	2014	квітень	155	0,0
Київське водосховище	2013	березень	210	6,2
		серпень	158	3,2
	2014	березень	120	4,2

Слід відзначити, що значну кількість особин з проявами захворювання було виявлено у вибірках риб в межах акваторії озера Трубин. Проведений іхтіопатологічний аналіз даної екосистеми дозволяє зробити припущення, що риби з цієї водойми були піддані значному рівню негативного впливу певного фактору, що, окрім вищезазначених перерахованих патологій, призвів до значного посвітління тіла риб, зябер та появи невеличких пухлин на тілі (діаметром близько 0,5–0,8 см), наявність яких фіксували у двох особин щук та трьох – плітки. В даному випадку, на формування несприятливої екологічної обстановки у цій водоймі може мати вплив розміщення неподалік розташованого складу зі зберігання непридатних та заборонених до використання пестицидів, а відтак – можливість надходження їх певної частки у воду. За уточненими даними, станом на 01.01.2014 р. в Борзнянському районі Чернігівської області залишається 29 т непридатних до використання хімічних засобів захисту рослин [1]. При цьому стан їх місця зберігання є вкрай незадовільним, що створює реальну загрозу забруднення природних водойм та ускладнення екологічної ситуації.

Аналіз частоти зустрічаємості уражених хворобами риб в оз. Тихе показав, що ця акваторія має підстави для означення її як не порушеної антропогенною складовою. За весь період досліджень тут не виявлено жодної особини з клінічними проявами будь-якої патології. Аналогічна тенденція спостерігалась і в межах оз. Бихове, за виключенням 0,8 % особин з симптомами захворювань восени 2013 року.

У переважної більшості обстежених риб, при їх клінічному огляді, серед найпоширеніших патологій домінували: обширні виразки на поверхні тіла, значні крововиливи на шкірі, плавцях та в рогівку обох очей, куйовдження луски, почервоніння та вип’ячування ануса, екзофтальмія, ватоподібні розростання сіро-білого кольору на тілі риб з залученням в патологічний процес внутрішніх органів (рисунок).

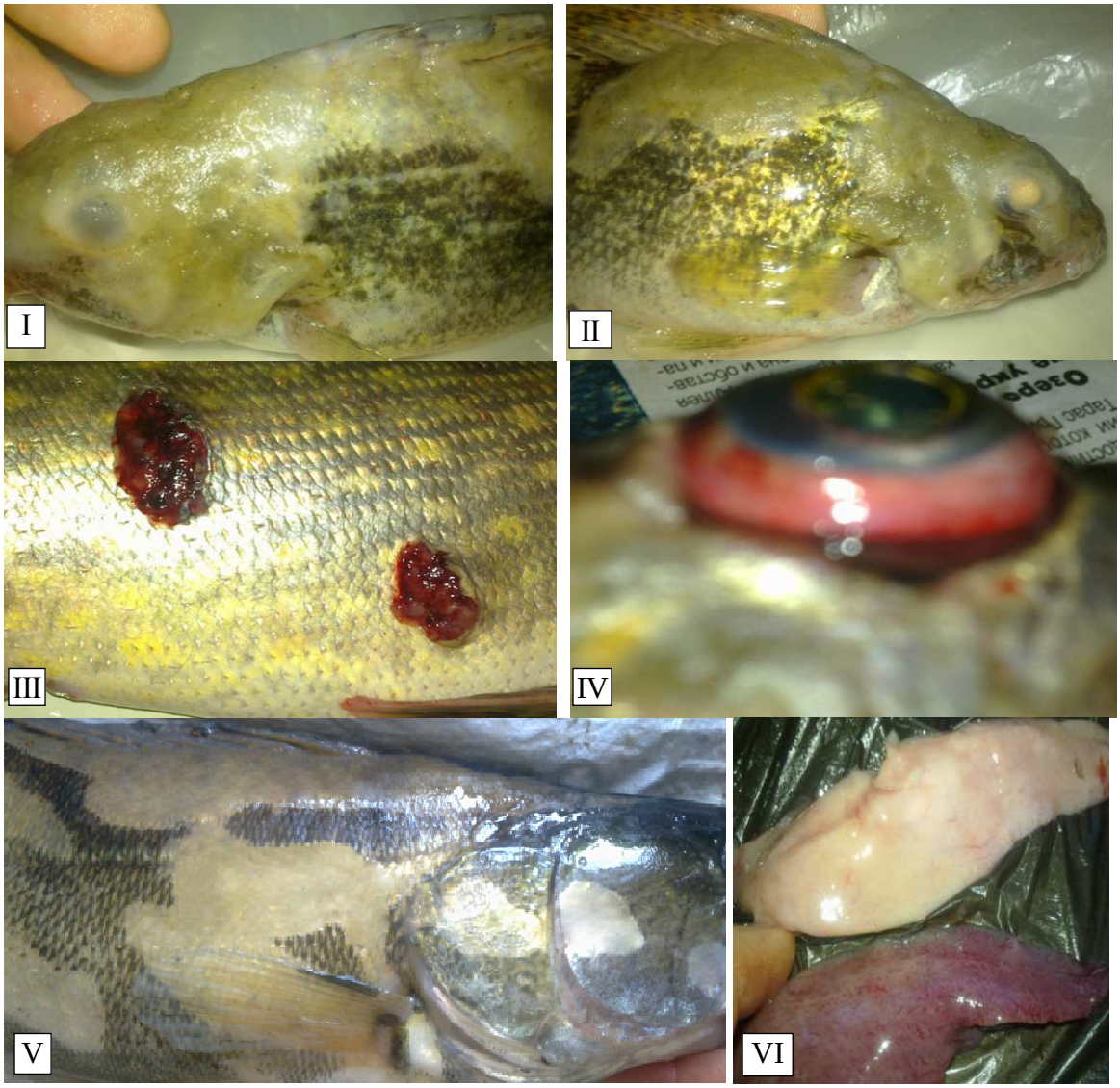


Рис. I–V — найпоширеніші патології серед риб у водоймах уповільненого водообміну Чернігівської області; VI — печінка судака в нормі та при захворюванні

Вищенаведене свідчить про необхідність подальшого ретельного дослідження найрозповсюдженіших забруднювачів обстежених водойм, їх ролі у поширенні захворювань, а також особливостей складу бактеріоценозів риб в водоймах уповільненого водообміну різного ступеня трансформації й загального стану іхтіоценозів акваторій області.

Висновки

Проведені дослідження показали, що у водоймах уповільненого водообміну Чернігівської області має місце тенденція щодо зростання частки хворої риби з 0,8–9,9% у 2013 році до 3,7–12,6% у 2014 році. Частота трапляння риб з ознаками захворювань є високою в озерах Коноплянка, Вольжин, Чернече, Трубин, Київському водосховищі, благополучною ситуація залишається в озерах Тихе та Бихове.

Вагомим чинником у поширенні захворювань може бути ступінь забруднення води токсичними речовинами, відповідно частота трапляння хворої риби – джерелом інформації несприятливої екологічної обстановки в гідроекосистемах.

1. *Екологічний* паспорт Чернігівської області 2013 / [відп. за підгот. Н. І. Радченко та ін.]. – Чернігів: Держуправління охорони навкол. природного середовища в Черніг. обл., 2014. – 125 с.

2. *Куликівський* районний центр [Електронний ресурс] // Дневник, 2008. – Режим доступу до ресурсу : http://www.liveinternet.ru/ showjournal.php?journalid=2766782&keywordid=979306.
3. *Микитюк П. В.* Хвороби прісноводних риб / П. В. Микитюк, О. М. Якубчак. – К.: Урожай, 1992. – С. 5.
4. *Формирование* связей паразитов и их хозяев в антропогенно измененных гидробиоценозах / О. Н. Давыдов, Л. Я. Куровская, Ю. Д. Темниханов, С. И. Неборачек // Гидробиол. журн. – 2011. – Т. 47, № 3. – С. 80–90.

Е.В. Барбухо
Черниговский экономический колледж НАСУА, Украина

ИХТИОПАТОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ВОДОЕМОВ ЗАМЕДЛЕННОГО ВОДООБМЕНА ЧЕРНИГОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Представлены результаты наблюдений ихтиопатологической обстановки в водоемах замедленного водообмена Черниговской области на протяжении периода 2013–2014 гг. Проанализирована частота встречаемости больной рыбы и сформулировано предположение относительно роли антропогенной составляющей в распространении заболеваний.

Ключевые слова: мониторинг, рыба, патологические изменения, водоемы замедленного водообмена, Черниговская область

O.V. Barbukho
Chernihiv Economic College NASAA, Ukraine

ICHTHYOPATHOLOGICAL MONITORING OF SLOW WATER EXCHANGE RESERVOIRS IN CHERNIHIV REGION

Observation of ichthyopathological situation in reservoirs with slow water exchange of Chernihiv region during the period of 2013–2014 is presented. Frequency of the diseased fish is analyzed and a hypothesis about the role of anthropogenic component in spreading of diseases is formulated.

Keywords: monitoring, fish, pathological changes, slow water exchange reservoirs, Chernigov region

УДК 581.526.325 (282.247.318)

Е.П. БЕЛОУС[1], С.С. БАРИНОВА[2]

[1]Ин-т гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина
[2]Институт эволюции, Хайфский университет
Маунт Кармель, Хайфа, 3498838, Израиль

ФИТОПЛАНКТОН КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ГЕТЕРОГЕННОСТИ РЕКИ ЮЖНЫЙ БУГ

Впервые осуществлено деление реки Южный Буг на основе использования одного из биологических параметров – планктонных водорослей. Сопоставлены имеющиеся варианты разграничения реки на участки по географическому принципу с выделением отрезков по особенностям фитопланктона. Полученный материал является дополнением к имеющимся вариантам деления реки и может способствовать уточнению границы уже предложенных ранее участков с привлечением отдельных характеристик биоты.

Ключевые слова: видовой состав, фитопланктон, пространственная динамика, гетерогенность, Южный Буг, Украина

Южный Буг – одна из крупных Европейских рек, чей бассейн полностью расположен в пределах Украины. Особенностью реки является ее гидрологическая неоднородность: относительно равнинные участки прерываются порогами, образующимися в результате

перепада высот и выхода кристаллических пород. Помимо этого, русло реки Южный Буг сильно модифицировано по сравнению с природным состоянием, а его экосистема подвержена антропогенному воздействию.

Эти причины и ряд других (специфика рельефа, почв, гидрологические условия и т.д.) способствовали условному делению реки на верхний (до г. Винницы), средний (г. Первомайск) и нижний участки (до устья) [1, 2]. Кроме того, существует деление реки, основанное на типологии реки с учетом гидроморфологических условий. При этом участки находятся в следующих границах: верхний – от истока до г. Ладыжин, средний – от г. Ладыжин до г. Южноукраинск, нижний – от г. Южноукраинск до устья реки [9].

Безусловно, гидроморфологические условия русла реки влияют на биологические параметры ее экосистемы. Учитывая накопленные нами к настоящему времени данные о фитопланктоне реки Южный Буг, представляется возможным провести деление русла реки по фитопланктону в целом и сравнить его с имеющимся гидролого-географическим.

Исследование вопросов экологического районирования имеет свою предысторию. Одной из первых таких попыток можно назвать схему, предложенную О.Г. Поддубным [6], который выделил среди плесов участки, а в них – ярусы (зоны), потом – станции и биотопы. Позднее О.Г. Поддубный [5] развил схему экологического районирования в целях разработки научных основ управления продуктивностью и качеством среды, как одну из форм аналитического обобщения гидробиологической информации о взаимовлиянии и взаимосвязи организма и среды. Исходной структурной единицей экологического районирования О.Г. Поддубного является не акватория водоема, а ее биоценоз, который занимает характерные биотопы. По интегральному признаку, которым, по мнению автора, является гидродинамическая активность толщи воды, выделяются биотопы литорали, сублиторали и профундали.

Использование характеристик биоты для деления водных объектов на участки возможно как по совокупности биологических параметров, так и по одному из них. Например, известен принцип деления рек и водохранилищ на участки на основе характеристик фитопланктона [3, 7, 8, 10].

Целью настоящего исследования является выявление гетерогенности видового состава фитопланктона и разделение русла реки Южный Буг на этой основе.

Материал и методы исследований

Материалом для настоящего исследования послужили 123 пробы фитопланктона, собранные в июле 2007-2011 гг. на верхнем и среднем (1–35 станции) и в июле 2014 г. на нижнем участке (станции 36–41) реки Южный Буг. Станции на реке сверху вниз расположены следующим образом: *1* – с. Холодец; *2* – с. Волчья Гора; *3* – с. Алешин; *4* – г. Хмельницкий; *5* – с. Копыстин; *6* – с. Голосков; *7* – пгт Меджибож; *8* – пгт. Летичев; *9* – с. Новоконстантинов; *10* – с. Березна; *11* – г. Хмельник; *12* – с. Широкая Гребля; *13* – с. Уладовка; *14* – с. Гущинцы; *15* – пгт. Стрижавка, *16* – Пятничаны (район г. Винницы); *17* – Винница (центр); *18* – Сабаров (район г. Винницы); *19* – г. Гнивань; *20* – пгт. Тывров; *21* – с. Стрельчинцы; *22* – с. Печера; *23* – пгт. Брацлав; *24* – с. Семенки; *25* – г. Ладыжин; *26* – с. Губник; *27* – с. Глубочок; *28* – с. Маньковка; *29* – с. Джулинка; *30* – с. Луговое; *31* – г. Гайворон; *32* – пгт. Завалье; *33* – с. Луполово; *34* – с. Долгая Пристань; *35* – г. Первомайск; *36* – ниже г. Первомайск; *37* – с. Мигея; *38* – г. Южноукраинск; *39* – пгт. Александровка; *40* – г. Новая Одесса; *41* – г. Николаев (рис.1).

Отбор проб осуществлен батометром Рутнера, с последующим их сгущением методом отстаивания. Дальнейшая обработка фитопланктона проведена методом прямого микроскопирования в камере Нажотта.

Полученные списки водорослей для каждой станции были унифицированы с целью переведения их в одну систему и унификации синонимов.

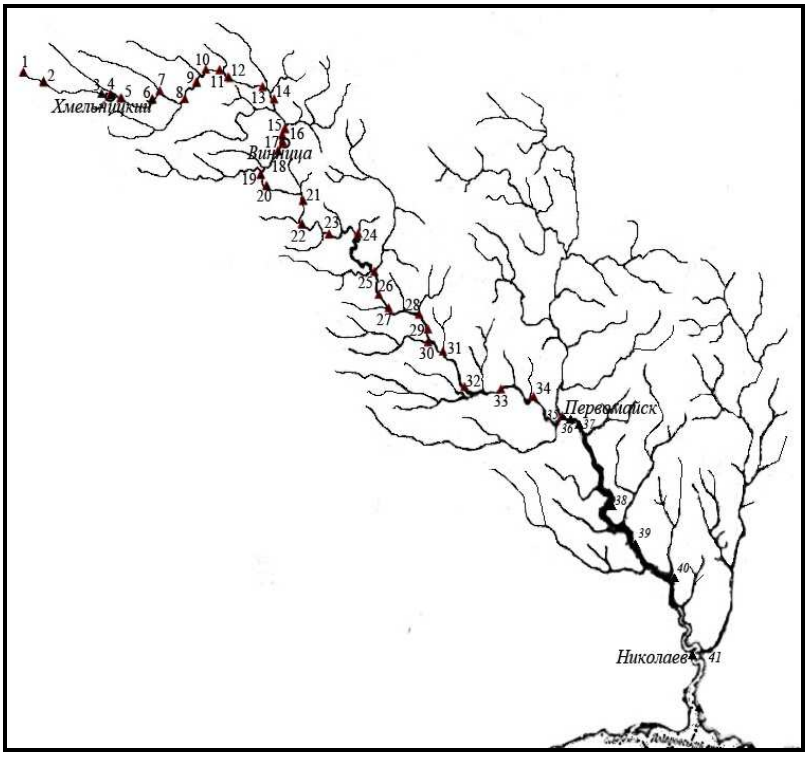


Рис. 1. Карта-схема станций отбора проб на р. Южный Буг

Сравнение видового состава планктонных водорослей на станциях проведено с использованием программного модуля «*GRAPHS*» [4]. Дендрит построен на основе коэффициентов сходства видового состава фитопланктона на станциях, а дендрограмма – на основе Эвклидова расстояния.

Результаты исследований и их обсуждение

В результате изучения фитопланктона реки Южный Буг выявлена широкая амплитуда изменчивости видового богатства (количество видов изменялось с 14 до 70 видов). При этом важно было оценить гетерогенность видового состава. Его анализ проведен в два этапа с помощью программы «GRAPHS». На рис. 2 представлен дендрит, построенный на основе коэффициента флористической общности Сёренсена-Чекановского. Видно, что видовой состав отражает высокую гетерогенность условий, в которых он формируется. Коэффициенты сходства варьировали от 25 до 73 %. Однако, оказалось возможным выделить группы станций с однородными планктонными комплексами. Так, станции 1–8 (с. Холодец – пгт. Летичев) имеют много общего со станцией 34 (с. Долгая Пристань) и их возможно выделить в отдельную группу. Станции с 31 (г. Гайворон) по 41 (г. Николаев) образуют сходную между собой совокупность. Остальные станции объединяются с 9 (с. Новоконстантинов) по 30 (с. Луговое). Таким образом, проведенный анализ позволил выделить 3 участка, которые можно условно назвать – верхний (с. Хододец – пгт. Летичев), средний (с. Новоконстантинов – с. Луговое) и нижний (г. Гайворон – г. Николаев).

Предложенный вариант деления реки заметно отличается от существующих [1, 2, 9]. С большой вероятностью можно заключить, что ни существующие ранее, ни представленный нами в полной мере не отображает эколого-региональную специфику, сложившуюся на реке. Южный Буг – антропогенно модифицированная река, и представление о верхней, средней и нижней частях, видимо, для нее не актуально и не отражает адекватно ее своеобразия. Следовательно, целесообразно провести разделение реки на более дробные участки, увеличив их количество, с целью более точного отражения имеющихся условия на реке.

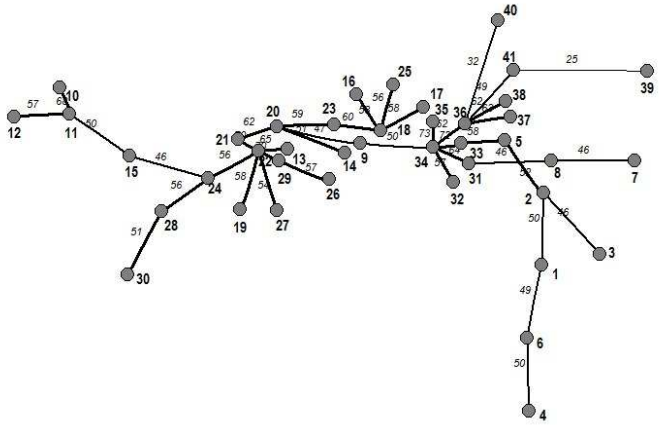


Рис. 2. Дендрит сходства видового состава фитопланктона реки Южный Буг на основе коэффициента Сёренсена-Чекановского

Для выполнения поставленных целей также построено дендрограмму, которая визуально отражает матрицу сходства на основе объединения каждой пары наиболее близких кластеров (рис. 3).

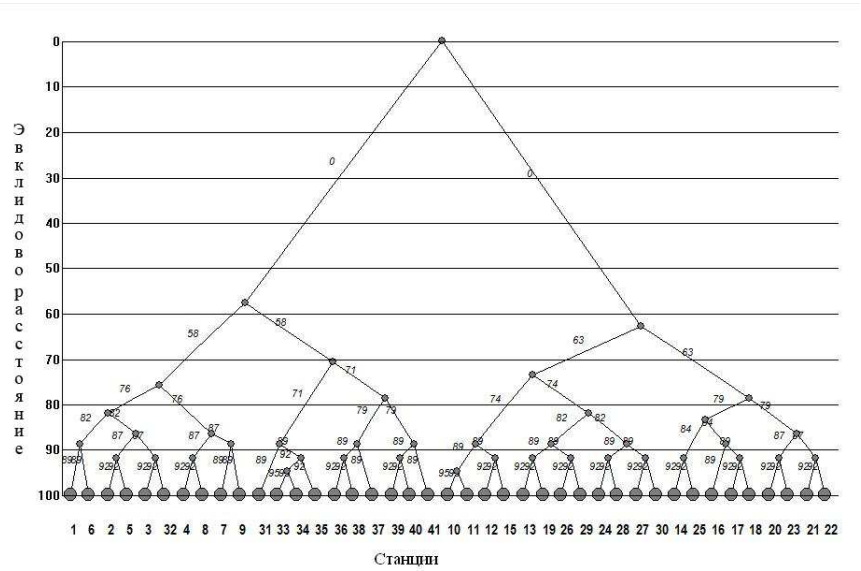


Рис. 3. Дендрограмма распределения фитопланктона по станциям реки Южный Буг (методом Варда)

Как видим из рис. 3, наблюдается разделение станций по фитопланктону на 4 кластера, соответствующие 5 отдельным участкам (отрезкам) – от ст. 1 (с. Холодец) до ст. 9 (с. Новоконстантинов), 10–15 (с. Березна – пгт. Стрижавка), 16–23 (Пятничаны – пгт. Брацлав), 24–30 (с. Семенки – с. Луговое), и 31–41 (г. Гайворон – г. Николаев).

Выводы

Деление русла реки на основе статистического сравнения видового состава фитопланктона оказалось более дробным, чем ранее проведенные по географическим и гидрологическим параметрам реки. Полученные результаты дают возможность предположить, что такое деление реки на участки сможет не только дополнить уже имеющиеся данные по биоте реки Южный Буг, но и позволит детальнее провести типизацию ее русловой части.

1. *Вишневський В. І.* Річки і водойми України. Стан і використання / В. І. Вишневський. – К.: Вінол, 2000. – 376 с.
2. *Денисик Г. І.* Поверхневі води: річки та болота / Г. І. Денисик, О. М. Гусак // Середнє Побужжя. – Вінниця: Гіпаніс, 2002. – С. 67–81.

3. *Малашенков Д. В.* Пространственно-временная изменчивость фитопланктона в реке Москве: автореф. дис. на соиск. научн. степени канд. биол. наук: спец. 03.00.18 / Д. В. Малашенков – М., 2009. – 23 с.
4. *Новаковский А. Б.* Возможности и принципы работы программного модуля «GRAPHS». Автоматизация научных исследований / А. Б. Новаковский. – Сыктывкар: Коми научный центр УрО РАН, 2004. – Вып. 27. – 28 с.
5. *Поддубный А. Г.* Использование результатов экологического районирования водоема в практике народного хозяйства / А. Г. Поддубный // Тр. Ин-та биологии внутр.вод. – 1990. – Вып. 62 (65). – С. 145–164.
6. *Поддубный А. Г.* Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах / А. Г. Поддубный. – Л.: Наука, 1971. – 307 с.
7. *Ролл Я. В.* Спроба районування Дніпра за складом його фітопланктону / Я. В. Ролл // Вісті АН УРСР. – 1940. – № 10. – С. 48–58.
8. *Середа Т. М.* Фітопланктон Десни як показник стану річкової екосистеми : автореф. дис. на здоб. наукового ступеня канд. біол. наук: спеціальність 03.00.17 – Гідробіологія / Т. М. Середа. – К., 2008. – 23 с.
9. *Типологія* водних тіл басейну Південного Бугу у відповідності до вимог водної рамкової директиви ЄС / Ю. Гавриков, Н. Бедзь, І. Вікторов [та ін.]. – Вінниця-Київ, 2011. – 19 с.
10. *Шкундина Ф. Б.* Горизонтальные изменения сообществ фитопланктона Павловского водохранилища (Республика Башкортостан, Россия) / Ф. Б. Шкундина, А. О. Полева // Альгология. – 2014. – Т. 24, № 2. – С. 163–182.

О.П. Білоус[1], С.С. Баринова[2]
[1]Інститут гідробіології НАН України, Київ
[2]Інститут еволюції, Хайфський університет, Ізраїль

ФІТОПЛАНКТОН ЯК ПОКАЗНИК ГЕТЕРОГЕННОСТІ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ

Вперше здійснено поділ річки Південний Буг на основі використання одного із біологічних параметрів – планктонних водоростей. Зпівставлено відомі варіанти поділу річки на ділянки на основі географічного принципу із виокремленням відрізків за результатами розподілу її фітопланктону. Отримані матеріали слугують доповненням до існуючих варіантів поділу річки та сприятимуть уточненню меж раніше виокремлених ділянок за участі біоти.

Ключові слова: видовий склад, фітопланктон, просторова динаміка, гетерогенність, Південний Буг, Україна

O.P. Bilous[1], S.S. Barinova[2]
[1]Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv
[2]Institute of Evolution, University of Haifa, Israel

PHYOPLANKTON AS INDICATOR OF HETEROGENEITY OF THE SOUTHERN BUG RIVER

First time made the separation of the Southern Bug River on the basis of one of the biological parameters – planktonic algae. Compared received options division of the river into sections based on the principle of distinguishing geographic segments in this distribution of phytoplankton. The resulting material will serve as a complement to the existing division of the river and could help to clarify the borders involving biota allocated earlier.

Keywords: species composition, phytoplankton, spatial dynamics, heterogeneity, Southern Bug, Ukraine

УДК [577.34:556.531:574.5](285)

В.В. БЕЛЯЕВ, Е.Н. ВОЛКОВА, С.П. ПРИШЛЯК, А.А. ПАРХОМЕНКО

Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

ОСОБЕННОСТИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОЛИГОТРОФНЫХ ВОДОЕМОВ

Изучены особенности радиоактивного загрязнения олиготрофного озера. Описано распределение и свойства донных отложений. Плотность загрязнения ^{137}Cs песков была 25–70 кБк/м^2, ^{90}Sr до 300 Бк/м^2. Плотность загрязнения ^{137}Cs илов до 30 кБк/м^2, ^{90}Sr – до 200 Бк/м^2.

Ключевые слова: водоемы, донные отложения, радионуклиды

В круговороте вещества водоемы играют роль транзита или аккумуляции. В полной мере это относится и к радионуклидам. Исследования, выполненные в начале эпох глобальных выпадений [1, 8], выявили основные закономерности распределения искусственных радионуклидов в пресноводных экосистемах. Большинство искусственных радиоактивных изотопов в пресноводных водоемах концентрируются в донных отложениях, при этом интенсивность накопления радионуклидов донными отложениями обратнопропорциональна диаметру слагающих их частиц, и, соответственно, удельная активность песков во много раз меньше, чем глинистых илов. Многочисленные радиоэкологические исследования загрязненных вследствие аварии на Чернобыльской АЭС водоемов показали, что в илистых донных отложениях концентрируется 90–100 % активности радионуклидов, присутствующих в водоеме [3–7, 9].

Особенностью радиоактивного загрязнения малопродуктивных водоемов является то, что в таких водоемах уровни содержания радионуклидов в ихтиофауне во много раз выше, чем в рядом расположенных высокопродуктивных водоемах [1, 3]. Изучению радиоактивного загрязнения других компонентов малопродуктивных водоемов уделялось меньше внимания. Эпизодические исследования [4] выявили, что в малопродуктивных водоемах радиоактивное загрязнение песков сопоставимо или превышает радиоактивное загрязнение илов. Поэтому целью работы было исследование особенностей радиоактивного загрязнения донных отложений малопродуктивного водоема.

Работа была выполнена при поддержке НАН Украины, договора №№ К-8-51/2013 и К-8-51/2014 «Визначення об’ємів допустимих скидів радіонуклідів підприємствами ядерного паливного циклу у водойми різного трофічного статусу з урахуванням швидкості очищення водних мас від штучних радіонуклідів».

Материал и методы исследований

Исследование распределения радионуклидов проведено на примере олиготрофного оз. Белое, расположенного во Владимирецком районе Ровенской области. Центр озера имеет координаты 26°1′30″ в.д. и 51°38′51″ с.ш. Согласно гидрохимическому районированию, озеро относится к Волынскому Полесью. Это замкнутое озеро, не имеющее наземного притока и стока, вытянутое в меридиальном направлении. Максимальная длина озера 1500 м, максимальная ширина – 740 м, длина береговой линии – 3,7 км. По нашим расчетам площадь озера составляет 833000 м^2. (Использована картографическая информация геопортала Роскосмоса, www.geoportal.ntsomz.ru). По сообщениям местных жителей максимальная глубина озера достигает 29 м. Восточный берег возвышается над окружающей местностью. На удалении 20–40 м от уреза воды западного берега возвышается гряда. Северо-западный берег низкий. В восточном и северном направлениях расположена дренажная система.

Радиоэкологические исследования на озере проводятся с 1998 г. В воде и рыбах озера были зарегистрированы аномально высокие концентрации ^{137}Cs [4, 7]. При этом специальные исследования донных отложений не проводились. Съемка донных отложений была проведена в 2013–2014 гг. Пробы донных отложений отбирали пробоотборником СДЧ-250. Вдоль

береговой линии на глубинах до 1 м, пробы отбирали цилиндрической трубкой и определяли тип донных отложений до глубины 1,6 м. Обследование некоторых участков проводили с помощью легководолазного снаряжения. Водно-физические свойства донных отложений и потери при прокаливании (ППП) определяли по [2]. Содержание ^{90}Sr определяли по оксалатной методике [2]. Содержание гамма-излучающих радионуклидов определяли гамма-спектрометрическим методом [2]. Использовали гамма-спектрометрическую установку с полупроводниковым детектором ДГДК-100Б и анализатором SBS-30 и оригинальной пассивной защитой. Эффективность регистрации гамма-квантов ^{137}Cs около 0,7 %. Удельная активность донных отложений приведена в Бк/кг сухой массы.

Результаты исследований и их обсуждение

Известно, что накопление радионуклидов донными отложениями зависит от их типа (гранулометричного состава), поэтому, сначала приведем краткую характеристику донных отложений. Установлено, что до глубины 1,7–2 м дно водоема покрывают пески, далее наблюдается резкий склон с перепадом в 2–3 м. Это склон перекрыт слоем ила толщиной 5–10 см и интенсивно зарастает погруженной водной растительностью, преимущественно урутью колосистой и рдестом пронзеннолистым, реже встречаются элодея канадская и роголистник темно-зеленный. Визуально заросли растительности наблюдаются до глубины 5–6 м. До глубины 13–14 м мощность слоя ила составляет 5–15 см, больше толщина слоя на ровных участках и в углублениях, меньше на склонах. На больших глубинах мощность слоя илистых отложений превышает 30 см.

На глубинах до 2-х м влажность песков составляет 16–23 %, объемная масса скелета 1,5–1,7 г/см^3, ППП – 0,3–0,7 %. На больших глубинах показатели влажности и ППП увеличиваются в 2–2,5 раза до 37–57 % и 1–1,7%, соответственно, закономерно уменьшается объемная масса скелета до 1,1–1,4 г/см^3. Влажность верхнего слоя глинистых илов составляет 215–1880 %, объемная масса скелета 0,05–0,39 г/см^3. Илы преимущественно сформированы органическим веществом, про что свидетельствуют величины ППП – 11–71 % (в основном 40–65 %). Для илов величины ППП и объемной массы скелета обратнопропорциональны.

В августе 2013 г. удельная активность растворенного в водных массах ^{137}Cs составляла 111±6 Бк/м^3, что в несколько раз больше, чем концентрация радионуклида в воде Киевского водохранилища. Содержание растворенного в воде озера ^{90}Sr (22,2±1,9 Бк/м^3) было в 5 раз меньше, чем ^{137}Cs. Содержание сорбированного на взвесях ^{137}Cs было 3083±2251Бк/кг, ^{90}Sr – 606 ±581 Бк/кг. Доля сорбированных на взвесях радионуклидов была незначительной – около 3,6 %, что обусловлено незначительной мутностью – 1,3 г/м^3.

На глубинах до 1,5 м содержание ^{137}Cs в верхнем (0–10 см) слое песка составляло от 140 до 212 Бк/кг. Удельная активность слоя 10–15 см была в 1,5 раза меньше. Содержание радионуклида в расположенных ниже слоях не превышала 6 Бк/кг. Плотность загрязнения верхнего 30-ти сантиметрового слоя составляла от 25 до 58 кБк/м^2. На больших глубинах в песках максимальное содержание радионуклида наблюдалось в слое 10–20 см, в расположенных ниже слоях удельная активность ^{137}Cs резко уменьшалась. Плотность загрязнения достигала 70 кБк/м^2. В местах с мощностью ила более 3 см содержание ^{137}Cs в песках не превышало 30 Бк/кг. Содержание ^{90}Sr в песках не превышало 1 Бк/кг, плотность загрязнения – 300 Бк/м^2. Удельная активность ^{137}Cs в верхнем слое илов регистрировалась в значительных пределах – от 50 до 5344 Бк/кг. Наибольшая активность наблюдалась в верхнем 2–3 сантиметровом слое. Удельная активность ^{137}Cs экспоненциально снижалась к слою 20–25 см. Удельная активность ^{90}Sr в илах достигала 100 Бк/кг, в основном составляла до 30 Бк/кг. Плотность загрязнения илов оз. Белое составляла не более 30 кБк/м^2 ^{137}Cs и не более 200 Бк/м^2 ^{90}Sr. Разница плотности радиоактивного загрязнения илов и песков объясняется незначительным количеством сухого вещества в радиоактивно-загрязненном слое илов.

Выводы

Особенностью загрязнения илов олиготрофного оз. Белое является то, что наибольшие уровни загрязнения регистрируются до глубины 14 м, в более глубоких местах удельная активность ^{137}Cs намного меньше. Также следует отметить, что в местах, где мощность илов не превышает

20 см, весь слой илов загрязнен искусственными радионуклидами. Плотность загрязнения илов ^{137}Cs не превышает 30 кБк/м^2, ^{90}Sr – 200 Бк/м^2.

По сравнению с такими эвтрофными водоемами как Киевское, Каневское водохранилища и водоем-охладитель ЧАЭС, в олиготрофном оз. Белое плотность загрязнения ^{137}Cs песков в несколько раз выше, чем илов. В перечисленных эвтрофных водоемах плотность загрязнения илов ^{137}Cs выше, чем песков в десятки раз. Так же, в отличие от эвтрофных водоемов, в оз. Белое меньше мощность слоя донных отложений (илистого и песчаного типа), загрязненного ^{137}Cs.

1. *Марей А. Н.* Санитарная охрана водоемов от загрязнений радио-активными веществами / А. Н. Марей. – М.: Атомиздат, 1976. – 224 с.
2. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В. Д. Романенка. – НАН України. Інститут гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
3. *Моделирование* и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии. / Заключительный отчет проекта экспериментального сотрудничества. Под ред. У. Сансоне и О. В. Войцеховича. – К.: Чорнобильтехінформ, 1996. – 195 с.
4. *Параметри* розподілу радіонуклідів у водоймах різного трофічного статусу / О. М. Волкова, В. В. Беляєв, О. О. Пархоменко, С. П. Пришляк // Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр. / за заг. Ред. Ф. В. Зузука. – Луцьк: Східноєвроп. нац. ун-т ім. Лесі Українки, 2014. – № 11. – С. 127–132.
5. *Радиоактивное* и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на чернобыльской АЭС / В. Д. Романеко, М. И. Кузьменко, Н. Ю. Евтушенко и др. – К.: Наукова думка, 1992. – 194 с.
6. *Радиогеоэкология* водных объектов зоны влияния аварии на ЧАЭС / под ред. О. В. Войцеховича; – К.: Чернобыльинтеринформ, 1997. – Т. 1 – 308 с.
7. *Радіонукліди* у водних екосистемах України / М. І. Кузьменко, В. Д. Романенко, В. В. Деревець [та ін.] – К.: Чорнобильінтерінформ, 2001. – 318 с.
8. *Тимофеева-Ресовская Е. А.* Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов / Е. А. Тимофеева-Ресовская. – Свердловск: УФАН СССР, 1963. – 78 с.
9. *Чернобыль:* Радиоактивное загрязнение природных сред / Ю. А. Израэль, С. М. Вакуловский, В. А. Ветров и др. – Л.: Гидрометеоиздат, 1990. – 296 с.

В.В. Беляєв, О.М. Волкова, С.П. Пришляк, О.О. Пархоменко
Інститут гідробіології НАН України, Київ

ОСОБЛИВОСТІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ОЛІГОТРОФНИХ ВОДОЙМ

Вивчені особливості радіоактивного забруднення оліготрофного озера. Наведено розподіл та властивості донних відкладів. Щільність забруднення ^{137}Cs пісків була 25 – 70 кБк/м^2, ^{90}Sr до 300 Бк/м^2. Щільність забруднення ^{137}Cs шару мулів була до 30 кБк/м^2, ^{90}Sr до 200 Бк/м^2.

Ключеві слова: водойми, донні відклади, радіонукліди

V.V. Beliaiev, O.M. Volkova, S.P. Prishlyak, O.O. Parhomenko
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

PECULIARITIES OF RADIOACTIVE CONTAMINATION OF OLIGOTROPHIC WATER BODIES

Peculiarities of radioactive contamination of oligotrophic lake were studied. Distribution and properties of bottom sediments have been described . The density of contamination ^{137}Cs of sand was 25–70 kBq/m^2, 90Sr to 300 Bq/m2. The density of contamination ^{137}Cs mud reached 30 kBq/m2, ^{90}Sr – 200 Bq/m^2.

Keywords: water bodies bottom sediments, radionuclides

УДК 597.55: 577.12: 574.2

В.Я. БИЯК, В.О. ХОМЕНЧУК, В.З. КУРАНТ

Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна

БІЛКОВО-НУКЛЕЇНОВИЙ ОБМІН У ОРГАНІЗМІ КОРОПА ІЗ МАЛИХ РІЧКАХ ЗАХІДНОГО ПОДІЛЛЯ

Проведено порівняльний аналіз особливостей вмісту нуклеїнових кислот та їх співвідношення, загального білку та білку фракцій нуклеопротеїдів печінки та м'язів коропа із малих річок Західного Поділля. Встановлено, що зміни величин цих показників залежать від умов середовища існування.

Ключові слова: короп, нуклеїнові кислоти, білок, м'язи, печінка

Вивчення біохімічних показників представників окремих популяцій в їх екотопах при оцінці якості води дає досить надійні результати [3]. Надходження у водні екосистеми не властивих їм компонентів, особливо антропогенного походження, проявляється у метаболічних змінах в організмі гідробіонтів, в тому числі риб, і є прямим віддзеркаленням зовнішніх впливів [1, 2, 7].

Оскільки пошкодження біо-, екосистем токсикантами є системними, то їх діагностика має встановлюватися, в першу чергу, за результатами порушення речовинно-енергетичних процесів системи в цілому та енергетичного і субстратного балансу на метаболічному рівні (порушення гомеостазу системи) [4]. При цьому, модуляція фізіолого-біохімічних показників, враховуючи їх спрямованість на найважливіші функціональні характеристики організму гідробіонтів, може бути використана як один із елементів комплексної оцінки стану водойм.

Матеріал і методи досліджень

Для експерименту використовували коропа масою 300-350 г, яких відловлювали з річок Серет, Стрипа та Золота Липа. Для дослідження риб брали з водойм безпосередньо перед експериментом, після чого їх транспортували в лабораторію, де відразу тканини брали для досліджень. Досліджували тканини білих м'язів спини та передньої долі печінки. Загальний вміст білків у тканинах риб визначали біуретовим методом з деякими видозмінами [5], а їх кількість в екстрактах ферментних препаратів та субклітинних фракціях за методом Лоурі та ін. Нуклеїнові кислоти визначали спектрофотометрично за Цанєвим Р. Г. і Марковим Г. Г. Для обчислення концентрації нуклеїнових кислот використовували формулу та коефіцієнти молярної екстинції фракцій РНК і ДНК при певній довжині хвилі, віднесені до молю фосфору і виражали в мг % Р.

Одержані результати обробляли статистично за загальноприйнятою методикою з використанням t-критерія Стьюдента для визначення вірогідної різниці [6].

Результати досліджень та їх обговорення

Отримані нами результати свідчать, що печінка та м'язи коропів, виловлених в різних річках, суттєво відрізняються за вмістом нуклеїнових кислот та білків (рис. 1). Так, зокрема, найвищий вміст РНК в печінці виявлено у коропа із р. Серет. Удвічі нижчий він у особин цього виду, виловлених в р. Стрипа та Золота Липа.

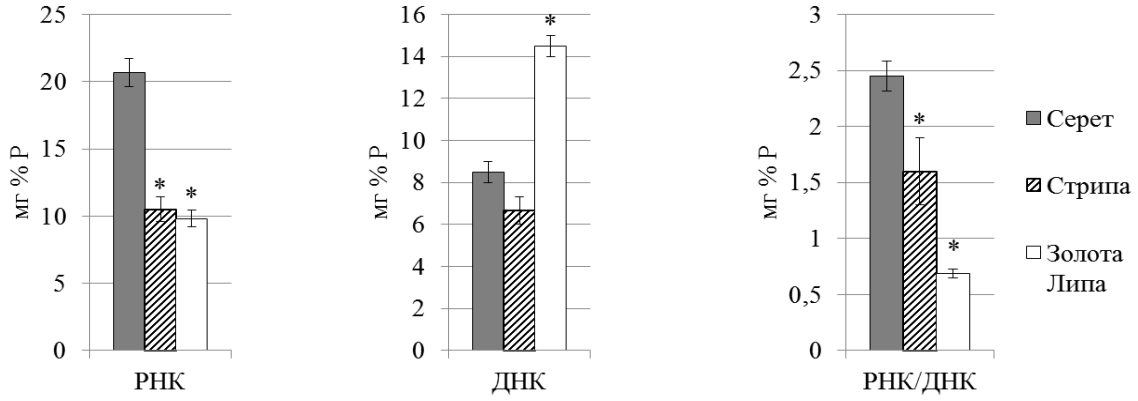


Рис. 1. Вміст нуклеїнових кислот та їх співвідношення в печінці коропа із малих річок Західного Поділля (мг % Р; M±m, n=5)

Примітка. * – тут і на рис. 2, 3, 4 відхилення порівняно з видами із р. Серет статистично вірогідні ($p<0,05$)

Вміст нуклеїнових кислот в м'язах досліджуваних видів риб значно нижчий, ніж в печінці (рис. 2). Найбільшу кількість РНК виявлено в м'язах коропа з р. Серет. У риб цього виду із р. Стрипа даної кислоти менше на 46,8%, а у особин з р. Золота Липа на – 63,6%. Отримані нами результати узгоджуються з результатами автора [13], що засвідчили дуже низький вміст цих кислот у м'язах зазначеного класу хребетних. Вміст ДНК у м'язах цього виду найвищий у особин, виловлених у річці Серет, а найнижчий – у риб із р. Золота Липа (рис. 2).

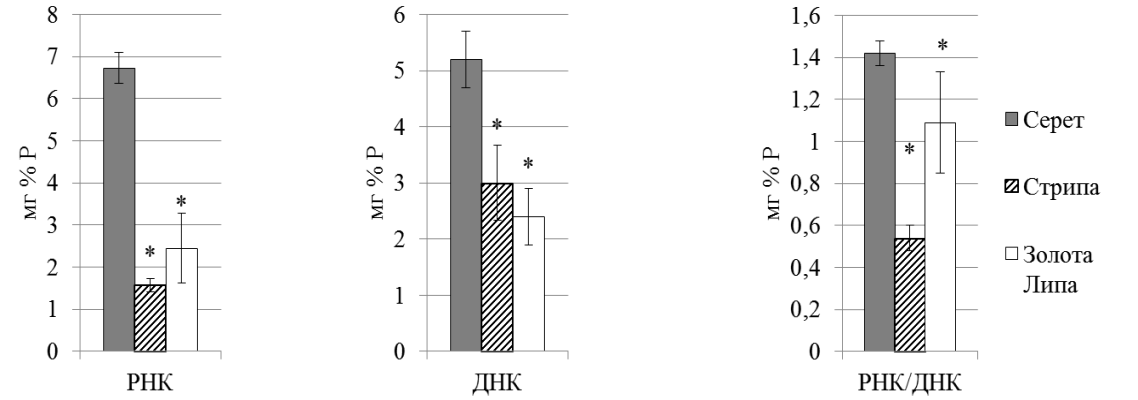


Рис. 2. Вміст нуклеїнових кислот та їх співвідношення в м'язах коропа із малих річок Західного Поділля (мг % Р; M±m, n=5)

Щодо співвідношення РНК/ДНК, яке надає певну інформацію про транскрипційну здатність геному [11], то найнижча його величина відмічена в м'язах коропа з р. Стрипа і вона майже вдвічі нижча у цього ж виду із р. Серет та Золота Липа. В цілому, співвідношення РНК/ДНК в м'язах дещо нижче, ніж в печінці, проте, якщо врахувати те, що м'язова тканина у риб складає до 50% всієї маси тіла, то потенційні білоксинтетичні можливості цієї тканини можуть бути досить значними. В печінці найбільший вміст білків виявлено у коропа із р. Серет, дещо нижчий він був у риб із р. Золота Липа та найменших величин він досягає у риб цього виду з р. Стрипа (рис. 3). Значний вміст білків в печінці у риб свідчить про активний синтез цих біополімерів в даному органі. Про важливу роль печінки в метаболізмі риб може свідчити і те, що у цього класу хребетних в паренхімі згаданого органу розміщені клітини підшлункової залози [10].

При визначенні вмісту нуклеїнових кислот в тканинах тварин дослідниками було помічено, що у фракціях РНК та ДНК завжди міститься певна кількість білків [9]. Основна її частина екстрагується при м'якому лужному гідролізі, що забезпечує екстракцію білку, зв'язаного з РНК. Дещо менше кислоторозчинних білків міститься у фракції ДНК. Було

виявлено, що в досліджуваних тканинах вміст цих білків різний і змінюється в залежності від функціональної специфіки останніх.

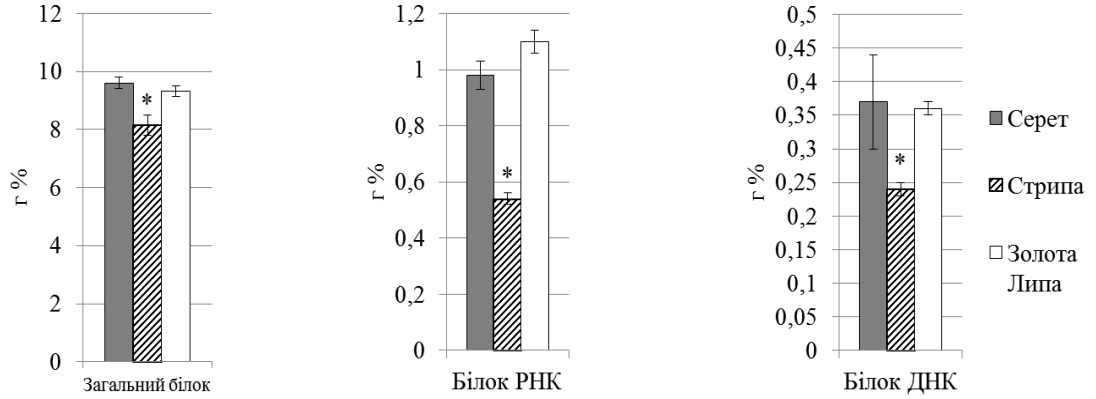


Рис. 3. Вміст загального білку та білків у фракціях нуклеїнових кислот в печінці коропа із малих річок Західного Поділля (г %; M±m, n=5)

Стосовно білків, виявлених у фракціях нуклеїнових кислот, то їх кількість також дещо відрізняється у риб, виловлених в трьох досліджуваних річках. Найменші величини білку у фракції РНК зафіксовано у риб із р. Стрипа, де вона вдвічі нижча, ніж у коропів із річок Серет та Золота Липа. Величина білку фракції ДНК значно нижча порівняно із величиною РНК і перебуває на одному рівні у всіх представників цього виду.

При вивченні вмісту різних форм білків в м'язах було виявлено значну кількість загального білку у риб з річок Серет та Золота Липа (біля 15 г %) (рис. 4). На 2 г % він був нижчим у риб цього виду з р. Стрипа.

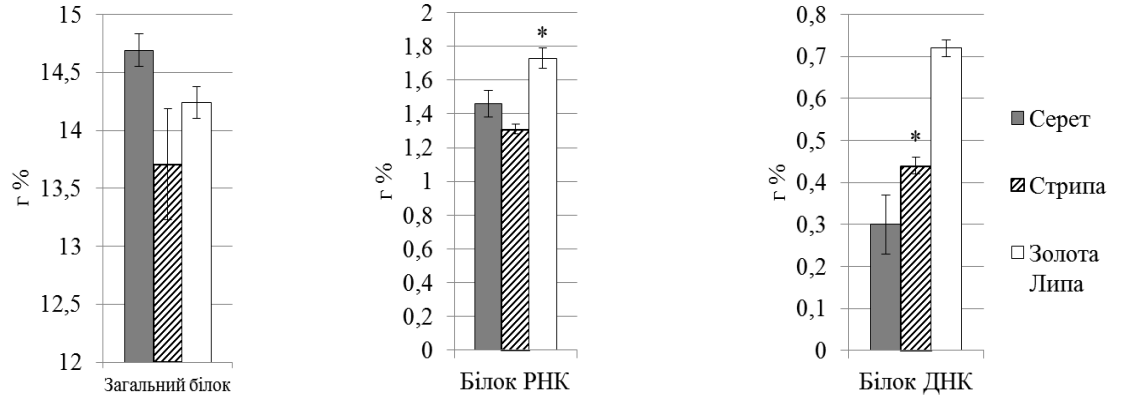


Рис. 4. Вміст загального білку та білків у фракціях нуклеїнових кислот в м'язах коропа із малих річок Західного Поділля (г %; M±m, n=5)

Кількість білків у фракціях нуклеїнових кислот в м'язах досліджуваних риб дещо вища, ніж в печінці. Найбільше білка у складі рибонуклопротеїду виявлено у коропів з р. Золота Липа (рис. 4). Білків у складі дезоксирибонуклеопротеїдів м'язів риб майже в 2-3 рази менше, ніж у складі рибонуклеопротеїдів. За цим показником виділяється короп з р. Золота Липа, де він найвищий, а найнижчого рівня він досягає у риб цього виду із р. Серет.

Висновки

Отже, для риб даного виду із різних малих річок Західного Поділля спостерігаються відмінності вмісту нуклеїнових кислот та білків, що характеризується тканинними особливостями, а також залежить від екологічного стану водойми.

1. *Бянкин А. Г.* Возможность использования обонятельного эпителия красноперки большечешуйной (*Tibolodon hakonensis*) для мониторинга водной среды / А. Г. Бянкин // Материалы Всероссийской конференции молодых ученых ["Рыбохозяйственная наука на пути в XXI век"], (Владивосток, 21–23 мая 2001 г.). – Владивосток: ТИНРО–Центр, 2001. – С.82–84.

2. *Восилене М. З.* Воздействие факторов различной природы на физиологический статус у радужной форели *Parasalmo mykiss* / М. З. Восилене, Н. З. Лебедева, Т. В. Головкина // Вопр. ихтиологии. – 1999. – Т. 39, Вып. 2. – С. 241–246.
3. *Грубінко В. В.* Принципи описання стану біо-, еко- систем / В. В. Грубінко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2010. – № 2 (43). – С. 123–136.
4. *Грубінко В. В.* Системна оцінка метаболічних адаптацій у гідробіонтів / В. В. Грубінко // Наукові Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. "Гідроекологія". – 2001. – № 4 (15). – С. 36–39.
5. *Калачнюк Г. І.* Визначення концентрації білка у вмісті рубця за принципом виявлення пептидних зв'язків / Г. І. Калачнюк, С. З. Гжицький // ДАН УРСР. – 1974 Б. – № 4. – С. 353–355.
6. *Лакин Г. Ф.* Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М.: Высшая школа,1990. – 351 с.
7. *Немова Н. Н.* Биохимическая индикация состояния рыб / Н. Н. Немова, Р. У. Высоцкая ; отв. ред. М. И. Шатуновский. – М.: Наука, 2004. – 215 с.
8. *Про оцінку метаболічної* активності вмісту рубця / Г. І. Калачнюк, І. Й. Грабовенський, О. Г. Савка [та ін.] // Вісник с/г науки. – 1978. – № 5. – С. 72–77.
9. *Серсенов А. С.* О количественном определении белка в пробе тканей, использованной для экстрагирования нуклеиновых кислот / А. С. Серсенов // Труды и-та экспер. биол. АН Каз. ССР. – 1977. – Вып. 12. – С. 127–129.
10. *Халилов Ф. Х.* К сравнительной морфологии кишечника и гепатопанкреаса некоторых карповых рыб / Ф. Х. Халилов, И. А. Бармина // Рыбы пресноводные Казахстана и их использование. – Алма-Ата, 1966. – С. 339–345.
11. *Chícharo M. A.* RNA:DNA Ratio and Other Nucleic Acid Derived Indices in Marine Ecology / M. A. Chícharo, L. Chícharo // Int. J. Mol. Sci. – 2008. – Vol. 9. – P. 1453–1471.
12. *Pederson T.* A special class of non-histone protein highly complexed with template-inactive DNA in chromatin / T. Pederson, S. Bhorjee // Biochehmistry. – 1975. – Vol. 14, № 14. – P. 3238–3242.
13. *Tarr H. Z. A.* Biochemistry of fish / H. Z. A. Tarr // Ann. Rev. Biochem. – 1958. – Vol. 27. – P. 233–224.

В.Я. Бияк, В.А. Хоменчук, В.З. Курант
Тернопольский национальный педагогический университет имени Владимира Гнатюка, Украина

БЕЛКОВО-НУКЛЕИНОВЫЙ ОБМЕН В ОРГАНИЗМЕ КАРПА ИЗ МАЛЫХ РЕК ЗАПАДНОГО ПОДОЛЬЯ

Проведен сравнительный анализ особенностей содержания нуклеиновых кислот и их соотношений, общего белка и белка фракций нуклеопротеидов печени и мышц карпа из малых рек Западного Подолья. Установлено, что изменение этих показателей зависит от условий среды обитания.

Ключевые слова: карп, нуклеиновые кислоты, белки, мышцы, печень

V.Ya. Byyak, V.O. Khomenchuk, V.Z. Kurant
Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

PROTEIN-NUCLEIC METABOLISM OF CARP FROM THE SMALL RIVERS OF WESTERN PODILLIA

The comparative analysis of the content of nucleic acids and their correlation, general protein, nucleo-proteins of the liver and muscle of carp from the small rivers of Western Podillia was studied. The influence of environmental condition on change of the indices was proved.

Keywords: carp, nucleic acid, protein, muscle, liver

УДК 551.464 : 579.68 (282.243.7)

Ю.И. БОГАТОВА, А.Г. ТРОПИВСКАЯ

Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

СОЕДИНЕНИЯ ФОСФОРА И ФОСФАТМОБИЛИЗУЮЩИЕ БАКТЕРИИ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВЗМОРЬЯ ДУНАЯ

Проанализирован характер распределения и изменчивость содержания минеральных и органических соединений фосфора, гетеротрофных и фосфатмобилизующих бактерий в придонном слое и донных отложениях взморья Дуная в 2014 г. Установленные корреляции между рассматриваемыми параметрами свидетельствуют о ведущей роли бактерий в переработке автохтонного и аллохтонного органического вещества и аккумуляции соединений фосфора в донных отложениях устьевой зоны взморья.

Ключевые слова: донные отложения, поровые растворы, фосфор, фосфатмобилизирующие бактерии, взморье Дуная

В эвтрофных водных экосистемах, где происходит массовое развитие фитопланктона и «цветение» воды, донные отложения аккумулируют значительные количества отмершего автохтонного органического вещества (ОВ). В устьевых областях рек накопление ОВ в донных отложениях усиливается, т.к. здесь происходит разгрузка взвешенных и адсорбированных на взвеси растворенных веществ речного стока и аллохтонного ОВ. Деструкция аллохтонного и автохтонного ОВ в донных отложениях до соединений углерода, азота, фосфора и ее скорость зависят от абиотических (температура, содержание кислорода) и биотических (жизнедеятельность микро- и макроорганизмов) факторов среды. В водных экосистемах бактериям, образующим отдельный трофический уровень, принадлежит ключевая роль в круговороте вещества и потока энергии. Так, фосфатмобилизующие бактерии (ФМБ), которых условно делят на фосфатрастворяющие (ФР) и фосфатминерализующие (ФМ), мобилизуют труднорастворимые неорганические и органические фосфорные соединения до ортофосфатов (PO_4^{3-}), легко усваиваемых другими организмами [2–4].

Известно, что на взморье Дуная, донные отложения и их поровые растворы (вода в интерстициальных пространствах грунта) за счет ионного обмена и диффузии на геохимическом барьере «вода – дно» представляют собой существенный резерв для биологической продуктивности, служат источником вторичного эвтрофирования [1]. В этой связи выявление корреляций между содержанием соединений фосфора в поровых растворах и численностью гетеротрофных и фосфатмобилизующих бактерий в донных отложениях на взморье является весьма актуальным. Следует отметить, что в водных экосистемах роль ФМБ малоизучена, а на Черном море их роль в трансформации ОВ и круговороте соединений фосфора не рассматривалась.

Материал и методы исследований

Для анализа содержания минеральных ($P_{МИН}$) и органических ($P_{ОРГ}$) соединений фосфора, численности бактерий использовали данные, полученные авторами в ходе проведения мониторинга украинской части взморья Дуная в сентябре и ноябре 2014 г. Пробы воды и донных отложений отбирали по стандартной сетке станций на полигоне площадью 210 км^2. Изобата 20 м, ограничивающая район исследований с востока, располагается на расстоянии 8 км от береговой черты. Воду в поверхностном и придонном слоях отбирали батометром типа Нискин, донные отложения – дночерпателем Петерсена с площадью захвата 0,1 м^2. Для анализа донных отложений отбирали верхний (до 10 см) слой осадка. Поровый раствор получали вакуумной фильтрацией донных отложений через двойной фильтр «синяя лента». В воде и полученных поровых растворах стандартными методами [5] определяли $P_{МИН}$ и $P_{ОРГ}$. В воде численность гетеротрофных сапротрофных бактерий определяли на морском агаре Горбенко [2], численность ФР бактерий – по образованию зон растворения $Ca_3(PO_4)_2$ после посева на

среду Муромцева [4], а ФМ бактерий – на среду Менкиной [3]. Для определения бактерий в донных отложениях готовили болтушку из 1 г донного отложения в 100 мл стерильного физиологического раствора. Посевы инкубировали при температуре 28 °С в течение 3–5 сут. Обработано 22 пробы придонной воды и 22 пробы донных отложений, которые были представлены серыми и черными илами, заиленными песками и песками с примесью ракуши.

Полученные данные обрабатывали в программе STATISTICA 6, достоверность различий оценивали по коэффициенту Стьюдента при уровне значимости $p < 0,05$.

Результаты исследований и их обсуждение

Анализ полученных данных о содержании соединений фосфора и численности бактерий в придонном слое воды, донных отложениях и поровых растворах показал значительную сезонную и пространственную изменчивость. Было установлено, что численности сапротрофных, ФР и ФМ бактерий в донных отложениях, как и содержание соединений фосфора в поровых растворах в несколько раз превышают значения в придонном слое воды (рис. 1). В сентябре, когда на взморье отмечали развитие продукционных процессов, в поровых растворах соединения фосфора были представлены, в основном, $P_{ОРГ}$, а при усилении деструкционных процессов в ноябре – $P_{МИН}$. В этот период численность сапротрофных и ФМ бактерий в донных отложениях почти в 2 раза превышала численность в придонном слое воды, что связано с накоплением отмершего ОВ в донных отложениях. В ноябре при замедлении продукционных процессов отмечено снижение численности бактерий в придонном слое и в донных отложениях, по сравнению с сентябрем.

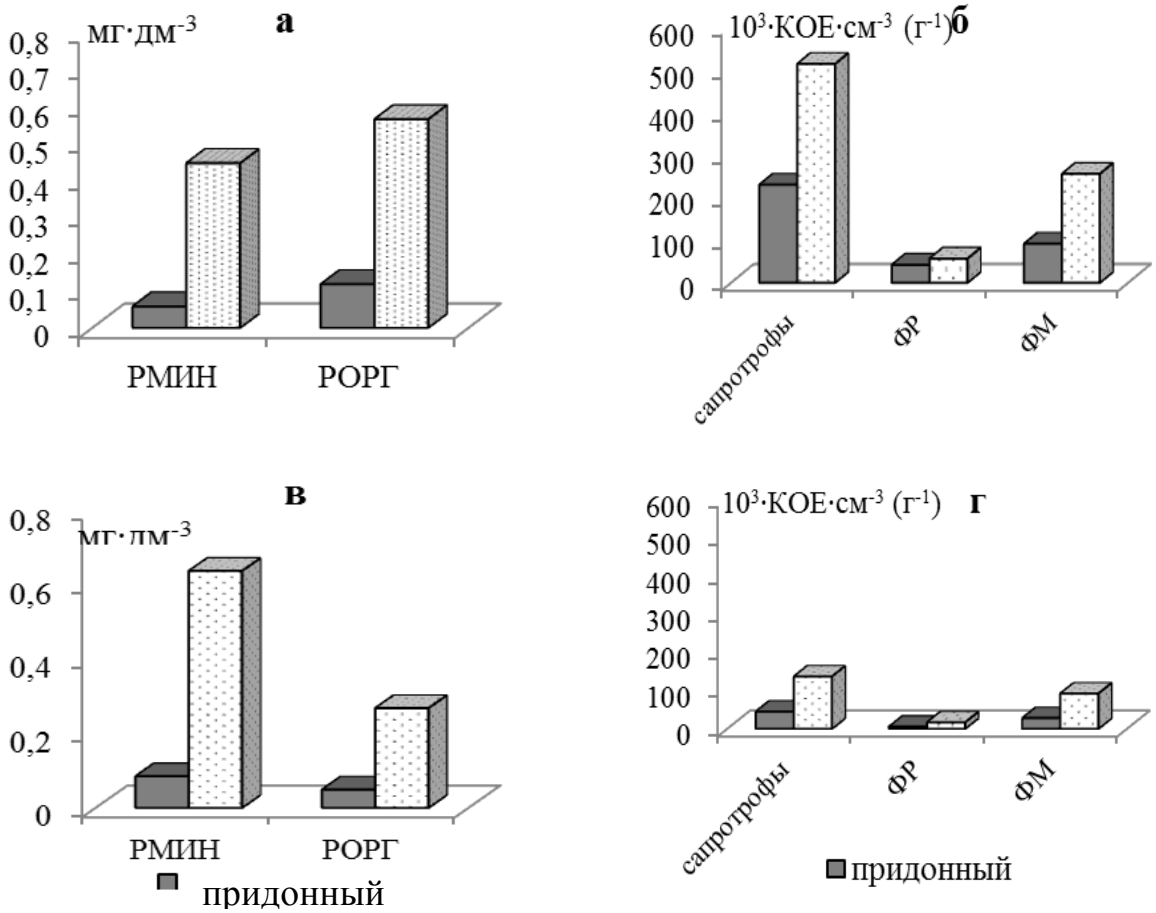


Рис. 1. Распределение соединений фосфора (в придонном слое и поровых растворах донных отложений) и бактерий (в придонном слое и донных отложениях) взморья Дуная в сентябре (а, б) и ноябре (в, г) 2014 г.

Значимые корреляции численности бактерий и содержания соединений фосфора отмечали только в сентябре 2014 г. Положительные корреляции зафиксированы для $P_{ОРГ}$ с

сапротрофными, ФМ и ФР бактериями в придонном слое (r = 0,69; r = 0,73; r = 0,72) и в донных отложениях (r = 0,70; r = 0,72; r = 0,73). Отрицательные корреляции отмечали только в донных отложениях – $Р_{МИН}$ с сапротрофными и ФМ бактериями (r = –0,54; r = –0,57). Эти данные полностью согласуются с представлениями о роли ФМБ в переработке детрита и мобилизации труднорастворимых минеральных и органических соединений в доступную автотрофам форму фосфора – ортофосфат.

Отмечена общая тенденция снижения содержания $Р_{МИН}$ и $Р_{ОРГ}$ в несколько раз (рис. 2 а, в) и количества бактерий на порядок величин (рис. 2б, г) в придонном слое воды, донных отложениях и в поровых растворах с ростом глубин. Возможно, это связано с значительным поступлением аллохтонного ОВ с речным стоком и его аккумуляцией в устьевой зоне взморья с глубинами < 10 м, где происходит разгрузка твердого и биогенного стока Дуная.

В сентябре основной формой фосфора в поровых растворах донных отложений устьевого взморья был $Р_{ОРГ}$, что объясняется активной деструкцией аккумулировавшегося здесь в донных отложениях ОВ сапротрофными и ФМ бактериями при высокой температуре воды (23 °С). В ноябре основной формой фосфора в поровых растворах этой же зоны был $Р_{МИН}$, что связано с последней стадией деструкции ОВ.

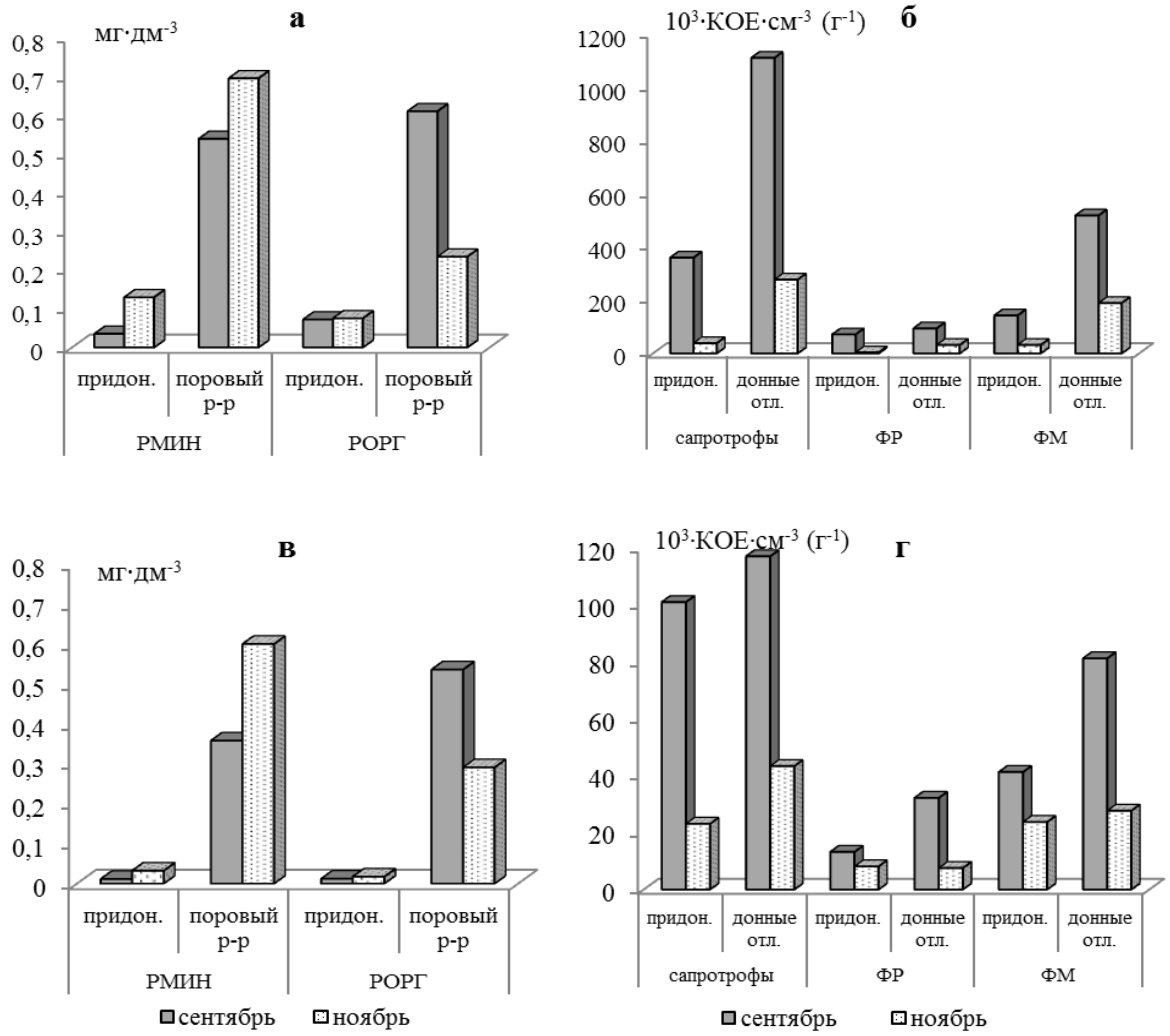


Рис. 2. Распределение соединений фосфора и бактерий в придонном слое воды, донных отложений и поровых растворах на различных глубинах (а, б – < 10 м; в, г – 10–25 м) взморья Дуная в сентябре и ноябре 2014 г.

Для района взморья с глубинами 10–25 м эта тенденция повторяется, но содержание $Р_{ОРГ}$, $Р_{МИН}$ и численность бактерий были значительно ниже (рис. 2).

Выводы

Таким образом, донные отложения и поровые растворы донных отложений взморья содержат в несколько раз больше соединений фосфора и бактерий, чем придонный слой воды, что связано как с гидрологическими условиями района, так и с сезонным развитием продукционно-деструкционных процессов в водной толще.

Анализ полученных данных о численности сапротрофных и фосфатмобилизующих бактерий в донных отложениях и содержании соединений фосфора в поровых растворах, а также корреляций между этими показателями позволяет сделать вывод об аккумуляции соединения фосфора в устьевой зоне взморья. Это связано с накоплением автохтонного и аллохтонного ОВ в зоне смешения речных и морских вод, где происходит разгрузка твердого и биогенного стока Дуная.

1. *Богатова Ю. И.* Гидрохимический режим украинского участка взморья Дуная / Ю. И. Богатова // Водные ресурсы. – Т. 40, № 3. – 2013. – С. 295–305.
2. *Горбенко Ю. А.* Экология морских организмов перифитона / Ю. А. Горбенко. – К.: Наукова думка, 1977. – 252 с.
3. *Менкина Р. А.* Бактерии, минерализующие органические соединения фосфора / Р. А. Менкина // Микробиология. – 1950. – Т. 19, № 4. – С. 308–315.
4. *Муромцев Г. С.* К вопросу об использовании воднонерастворимых фосфатов почвенными мікробами / Г. С. Муромцев // Доклады ВАСХНИЛ. – 1955. – Вып. 5. – С. 35–41.
5. *Руководство* по химическому анализу морских вод РД 52.10.243–92. – С.-Пб: Гидрометеоиздат, 1993. – 263 с.

Ю.І. Богатова, Г.Г. Тропівська
Інститут морської біології НАН України, Одеса

СПОЛУКИ ФОСФОРУ І ФОСФАТМОБІЛІЗУВАЛЬНІ БАКТЕРІЇ У ДОННИХ ВІДКЛАДЕННЯХ УЗМОР'Я ДУНАЮ

Проаналізовано характер розподілу і мінливість вмісту мінеральних і органічних сполук фосфору, гетеротрофних і фосфатмобілізувальних бактерій у придонному шарі і донних відкладеннях узмор'я Дунаю в 2014 р. Встановлені кореляції між розглянутими параметрами свідчать про провідну роль бактерій у переробці автохтонної та алохтонної органічної речовини і акумуляції сполук фосфору в донних відкладеннях гирлової зони моря.

Ключові слова: донні відкладення, порові розчини, фосфор, фосфатмобілізувальні бактерії, узмор'я Дунаю

Yu.I. Bogatova, A.G. Tropivskaya
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

PHOSPHORUS COMPOUNDS AND PHOSPHATE-MOBILIZING BACTERIA IN THE SEDIMENTS OF THE DANUBE COASTAL ZONE

The nature of the distribution and variability of mineral and organic phosphorus compounds, heterotrophic and phosphate-mobilizing bacteria have been analyzed in the bottom layer and sediments of the Danube coastal zone in 2014. Correlations between these parameters indicate the leading role of bacteria in the processing of autochthonous and allochthonous organic matter and accumulation of phosphorus compounds in sediments of near shore zone.

Keywords: sediments, sediment pore waters, phosphorus, phosphate-mobilizing bacteria, Danube coastal zone

УДК 592:595.142(262.5)

О.С. БОНДАРЕНКО

Інститут морської біології НАН України
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65011, Україна

ВИДОВЕ РІЗНОМАНІТТЯ ПОЛІХЕТ ЕВМЕЙОБЕНТОСУ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

Вивчено видовий склад поліхет постійного компоненту мейобентосу (евмейобентос) північно-західної частини Чорного моря. Всього зареєстровано 14 видів. Найбагатша фауна характерна для Каркінітської затоки (10 видів), найменша кількість видів відмічена в пригирловому узмор'ї р. Дунай (1). Високими показниками чисельності характеризувалась Філофорне поле Зернова ($\overline{x_g}$ = 13 752 екз.·м$^{-2}$) та вузькоприбережна зона Одеського морського регіону ($\overline{x_g}$ = 3 283 екз.·м$^{-2}$). Показано, що дана група тварин розвивається переважно на черепашнику з піском (10 видів, $\overline{x_g}$ = 5 064 екз.·м$^{-2}$). Проаналізовано її відношення до глибини. Більша кількість видів відноситься до стенобатних мілководних (9), чотири – до еврібатних і один – до стенобатних глибоководних видів.

Ключові слова: поліхети, евмейобентос, видове різноманіття, тип субстрату, глибина

Багатощетинковим черв'якам, представникам класичного мейобентосу (евмейобентосу), присвячений ряд робіт, де розглядається їх систематичне положення, морфологія, анатомія, фізіологія [4, 5 та ін.]. Всього для Світового океану відомо близько 250 видів евмейобентичних поліхет, що належать до 25 родин [2]. Вони дуже чутливі до характеру донних відкладень – одному з керівних факторів, що визначають їх розподіл. Незважаючи на низьке видове різноманіття, показники чисельності поліхет евмейобентосу можуть досягати дуже високих значень [3]. Спеціальні дослідження даної групи тварин в Чорному морі до теперішнього часу майже не проводилися, тому відомостей про їх екологію та роль у формуванні донних угруповань дуже мало. Мета даної роботи – визначити видовий склад та закономірності просторового розподілу евмейобентичних поліхет в північно-західній частині Чорного моря (ПЗЧМ).

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом слугували проби мейобентосу зібрані в 2003–2010 рр. в таких районах ПЗЧМ: Одеському морському регіоні на глибині 5–25 м та у вузькоприбережній зоні (0,3 м), Пригирловому районі р. Дунай, Каркінітській затоці та на Філофорному полі Зернова (рейс дослідницького судна «Паршин», січень, 2005 р.). Дані доповнені матеріалами, зібраними в міжнародній експедиції на болгарському дослідницькому судні «Академік» (вересень, 2003 р.). Всього оброблено 355 проб мейобентосу.

З борту судна проби відбирали за допомогою дночерпака Петерсена з площею розкриття 0,1 м^2. В вузькоприбережній зоні (0,3 м) –металевою рамкою 10×10 см у 3-х і 5 повторах. Для збору поліхет мейобентосу під сито з діаметром отвору 1 мм підкладали млиновий газ з розміром вічка 70 мкм. В лабораторних умовах матеріал обробляли за загальновживаними методиками. Враховуючи агрегований тип розподілу, чисельність поліхет евмейобентосу та її мінливість в залежності від факторів середовища аналізували за допомогою середніх геометричних показників ($\overline{x_g}$).

Результати досліджень та їх обговорення

Комплекс поліхет евмейобентосу в ПЗЧМ формували 14 видів: *Vigtorniella zaikai* Kisseleva, 1992, *Syllides longocirratus* (Öersted, 1845), *Salvatoria clavata* (Clap., 1863), *Exogone (Exogone) naidina* Öersted, 1845, *Sphaerosyllis bulbosa* Soutern, 1914, *S. Hystrix* Claparède, 1863, *Microphthalmus similis* Bobretzky, 1870, *M. fragilis* Bobretzky, 1870, *Hesionides arenaria* Friedrich, 1937, *Nerilla antennata* O. Schmidt, 1848, *Protodrilus flavocatitatus* (Uljanin, 1877), *Fabricia*

sabella (Ehrenberg, 1837), *Oriopsis armandi* (Clap., 1864) та *Janua pagenstecheri* (Quatr., 1865). Вид *H. arenaria* нами виявлений в якісних пробах, зібраних на супраліторалі, де був представлений поодинокими особинами, *V. zaikai* і *O. armandi* – в відкритій глибоководній частині північно-західного шельфу.

На узмор'ї Дунаю фауна евмейобентичних поліхет є найбільш бідною і представлена тільки одним видом – *P. flavocapitatus*, поодинокі особини якого відмічались на окремих станціях дуже рідко. Можливо низька різноманітність типів субстрату та, головне, високий рівень трофності є основними чинниками, що перешкоджають розвитку поліхет постійного компоненту мейобентосу в даному районі. В Одеському морському регіоні (5–25 м) дана група тварин нечисленна і представлена всього чотирма видами: *S. longocirratus, S. clavata, E. naidina* та *P. flavocapitatus*, з яких *S. longocirratus* і *S. clavata* реєструвались в 26,9 та 41,6 % зібраних проб, два інші види на даній акваторії відмічалися рідко. У вузькорибережній зоні (0,3 м) виявлено п'ять видів: *S. longocirratus, S. clavata, N. antennata, P. flavocapitatus* та *F. sabella*. Найбільш часто тут зустрічалась *S. clavata* (86,6 %).

Серед досліджуваних акваторій найбільш багата фауна поліхет евмейобентосу характерна для Каркінітської затоки, де нараховувалось 10 видів (*S. longocirratus, S. clavata, E. naidina, S. bulbosa, S. hystrix, M. fragilis, M. similis, P. flavocatitatus, F. sabella* та *J. pagenstecheri*), з яких *S. longocirratus, S. clavata, E. naidina, S. bulbosa, S. hystrix* зустрічались більш ніж в 50,0 % зібраних проб. Виключно в даному районі були присутні такі види як *S. hystrix, M. similis* та *M. fragilis*. На Філофорному полі Зернова зареєстровано п'ять видів: *S. longocirratus, E. naidina, S. bulbosa, P. flavocapitatus, J. Pagenstecheri*. З них найбільшою стрівальністю характеризувалися *S. longocirratus* (100 %) та *P. flavocapitatus* (75,0 %).

Найбільш рясно дана група безхребетних представлена на Філофорному полі Зернова ($\overline{x_g}$ = 13 752 екз.·м$^{-2}$) та у вузькоприбережній зоні Одеського морського регіону (0,3 м) ($\overline{x_g}$ = 3 283 екз.·м$^{-2}$). В останньому показники їх чисельності розподілялись вкрай нерівномірно, максимум даної характеристики сягав 226 300 екз.·м$^{-2}$, 99,9 % якого приходилось на частку *N. antennata*.

Проаналізовано розподіл евмейобентичних поліхет на різних типах субстрату: мулі, замуленому черепашнику, черепашнику з піском та піску. Мінімальні кількість видів та їх чисельність характерні для мулів. Тут дуже рідко в незначній кількості відмічали *S. clavata* та *S. longocirratus*. Високі показники чисельності цих безхребетних характерні для черепашникових та піщаних ґрунтів, максимальна їх щільність в ПЗЧМ відмічена на черепашнику з піском ($\overline{x_g}$ = 5 064 екз.·м$^{-2}$), де вони були представлені 10 видами (рис.).

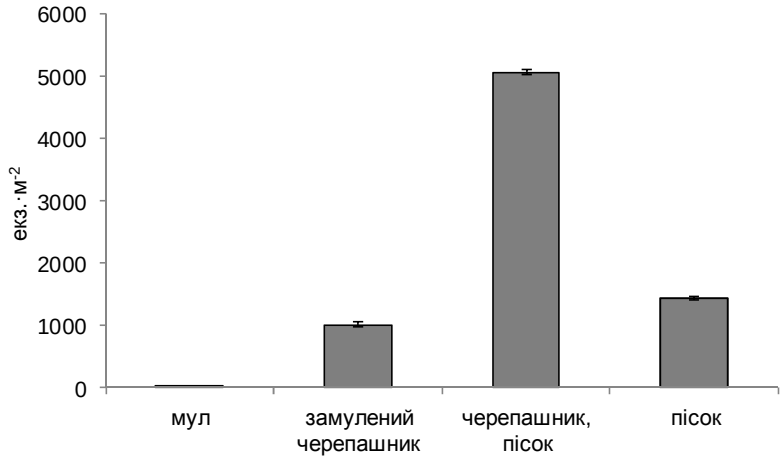


Рис. Чисельність (екз.·м$^{-2}$) поліхет евмейобентосу на різних субстратах

Результати аналізу розподілу якісних та кількісних показників поліхет евмейобентосу на різних глибинах демонструють чітко виражене домінування цих тварин в вузькоприбережній

мілководній зоні ($\overline{x_g}$ = 3 283 екз.·м$^{-2}$). Тут на черепашникових субстратах в окремі сезони їх середня чисельність поліхет значних величин (максимум склав $\overline{x_g}$ = 40 054 екз.·м$^{-2}$). Окрім того, висока їх щільність відмічена в районі Філофорного поля Зернова на глибині 20–27 м.

H. arenaria відмічений лише на супраліторалі, *N. antennata* – на супраліторалі та в вузькоприбережній зоні. Поодинокі особини *M. fragilis* і *M. similis* відмічені нами на глибині 8–10 м. *S. clavata* зустрічалась до глибини 17 м, але найбільш часто була присутня в пробах, зібраних на глибині до 10 м. *S. hystrix* відмічений на глибині 4–14 м. *P. flavocapitatus* зустрічався до глибини 25 м, та найбільші його кількісні показники зареєстровані на глибині 0,3 м. *F. sabella* зареєстрована в діапазоні глибини 0,3–10 м, в цьому ж діапазоні найбільш часто відмічали і *J. pagenstecheri.* Вказані види приурочені до прибережної зони та відносяться до стенобатних мілководних видів.

S. longocirratus в ПЗЧМ відмічений на глибині від 0,3 до 40 м. *E. naidina* та *S. bulbosa* зустрічалися в найбільш широкому діапазоні глибин (5–90 та 5–110 м відповідно). *O. armandi* нами відмічений на глибині 45–90 м. Згідно з літературними даними, в Чорному морі цей вид розповсюджений до глибини 105 м [1]. Вказані представники заселяють широкий діапазон глибин та відносяться до еврибатних видів.

Поодинокі особини *V. zaikai* нами зареєстровані лише на глибині 125 м. Відомо, що найбільшого розвитку в Чорному морі даний вид досягає на глибині 130–150 м, заселяє вузький діапазон глибин та може бути віднесений до стенобатних глибоководних видів.

Висновки

Поліхети постійного компоненту мейобентосу північно-західної частини Чорного моря нараховують всього 14 видів. Найбільше їх число виявлено в Каркінітській затоці (10 видів), найменше – у пригирловому узмор'ї Дунаю (1). Найбільш рясно вони представлені в районі Філофорного поля Зернова і в вузькоприбрежній зоні Одеського морського регіону. Мінімальні кількість видів та чисельність відмічені на мулах, максимальні – на черепашнику з піском (10 видів, $\overline{x_g}$ = 5 064 екз.·м$^{-2}$). Дев'ять представників із виявлених відносяться до стенобатних мілководних видів, чотири – до еврібатних і один – до стенобатних глибоководних видів.

1. *Киселева М. И.* Многощетинковые черви (Polychaeta) Чёрного и Азовского морей / М. И. Киселева. – Апатиты: Изд. Кольского научного центра РАН, 2004. – 409 с.
2. *Giere O.* Meiobenthology: the microscopic motile fauna of aquatic sediments / O. Giere. – 2nd ed. – Berlin-Heidelberg : Springer-Verlag, 2009. – 527 p.
3. *Villora-Moreno S.* Environmental heterogeneity and the biodiversity of interstitial polychaeta / S. Villora-Moreno // Bull. Marine Sci. – 1997. – Vol. 60, № 2. – P. 494–501.
4. *Westheide W.* Chilling and freezing resistance of two interstitial polychaetes from a sandy tidal beach / W. Westheide, M. Basse // Oecologia. – 1978. – Vol. 33, № 1. – P. 45–54.
5. *Worsaae K.* Evolution of interstitial Polychaeta (Annelida) / K. Worsaae, R. M. Kristensen // Hydrobiologia. – 2005. – Vol. 535/536. – P. 319–340.

А.С. Бондаренко

Институт морской биологии НАН Украины, Одесса

ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ ПОЛИХЕТ ЭВМЕЙОБЕНТОСА СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

Изучен видовой состав полихет постоянного компонента мейобентоса (эвмейобентос) северо-западной части Черного моря. Всего зарегистрировано 14 видов. Наиболее богатая фауна характерна для Каркинитского залива (10 видов), наименьшее количество видов отмечено в приустьевом взморье р. Дунай (1). Высокими показателями численности характеризовались Филлофорное поле Зернова ($\overline{x_g}$ = 13 752 экз.·м$^{-2}$) и узкоприбрежная зона Одесского морского региона ($\overline{x_g}$ = 3 283 экз.·м$^{-2}$). Показано, что данная группа животных развивается

преимущественно на ракуше с песком (10 видов, $\overline{x_g}$ = 5 064 экз.·м$^{-2}$). Проанализировано ее отношение к глубине. Большее количество видов относится к стенобатным мелководным (9), четыре – к эврибатным и один – к стенобатным глубоководным видам.

Ключевые слова: полихеты, эвмейобентос, видовое разнообразие, тип субстрата, глубина

O.S. Bondarenko
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

POLYCHAETE SPECIES DIVERSITY OF EUMEIOBENTHOS OF NORTH-WESTERN PART OF THE BLACK SEA

The polychaete species composition of permanent component meiobenthos (eumeiobenthos) of north-western part of the Black Sea has been studied. In all 14 species have been recorded. The richest fauna was typical for Karkinitsky Gulf (10 species), and the lowest number of species was recorded in the Danube coastal zone. Phyllophora field of Zernov ($\overline{x_g}$ = 13 752 ind.·m^{-2}) and narrow coastal zone of Odesa region ($\overline{x_g}$ = 3283 ind.·m^{-2}) were characterized by high values of numbers. It is shown that this group of animals develops mainly on coquina with sand (10 species, $\overline{x_g}$ = 5064 ind.·m^{-2}). Its relationship to depth has been analyzed. The greater number of species (9) are refers to stenobathic shallow, four – to eurybathic and one – to stenobathic deepwater species.

Keywords: polychaetes, eumeiobenthos, species diversity, type of substrate, depth

УДК 502.4:597.2/5

Д.Л. БОНДАРЄВ

Природний заповідник «Дніпровсько-Орільський»
с. Кіровське, 52030, Дніпропетровська область, Україна

ІХТІОФАУНА ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА «ДНІПРОВСЬКО-ОРІЛЬСЬКИЙ»

Проаналізовані та узагальнені матеріали зі складу іхтіофауни водойм природного заповідника «Дніпровсько-Орільський», надана комплексна оцінка її сучасного стану. Загальний видовий склад іхтіофауни водойм заповідника на сьогодні нараховує 50 видів риб 15 родин. Водойми заповідника є резерватом збереження аборигенного іхтіокомплексу Дніпропетровської області. До категорії аборигенних видів належать 71% від загального видового списку. В складі іхтіофауни водойм заповідника 32 види (68%) мають охоронний статус, в тому числі й міжнародного рівня. Роль акваторій заповідника в відтворенні риб постійно зростає. Понад 70% акваторії є природними нерестовищами, а також виконують і нагульну функцію для молоді риб та інших вікових груп. В зимовий період частина акваторій (20%) виконує функцію зимувальних ям. Для відновлення оптимальних умов існування риб у водоймах заповідника необхідно проведення комплексу робіт щодо відновлення гідрологічного режиму на окремих акваторіях заповідника.

Ключові слова: іхтіофауна, відтворення, заповідник, заплавні водойми.

Нині діюча мережа об`єктів природно-заповідного фонду України є одним із найбільш ефективних засобів збереження її біорізноманіття. Це стосується і риб – найвищої ланки гідробіоценозу [8].

Провідним природоохоронним закладом в Дніпропетровській області є природний заповідник «Дніпровсько-Орільський», створений в 1990 році на загальній площі 3766,2 га. До

його складу увійшла значна площа акваторій (понад 600 га). Розгалужена система існуючих акваторій формує різноманітні біотопи для сприятливого мешкання, зимівлі, відтворення та нагулу молоді і риб старших поколінь.

Метою роботи було проведення аналізу та узагальнення матеріалів відносно складу іхтіофауни водойм природного заповідника «Дніпровсько-Орільський».

Матеріал і методи досліджень

Матеріали, що склали основу роботи, були зібрані на акваторії заповідника в 1991–2014 рр. з урахуванням типології водойм. Відбір проб проводився на 35 станціях. Роботи проводились відповідно до діючих інструкцій, за стандартними іхтіологічними методиками [5–7].

Результати досліджень та їх обговорення

До створення Дніпровського водосховища водойми заповідника не мали постійного зв'язку з Дніпром і лише в період повені зливалися з корінними водами Дніпра. Після його створення заплавні акваторії отримали постійний зв'язок з Дніпром і саме це відіграло ключову роль у процесі формування іхтіофауни заповідника [1, 2, 4, 8, 9].

Типологічна різноманітність та своєрідність водойм заповідника обумовлює сучасний видовий склад іхтіофауни (табл.)

Таблиця

Характеристика іхтіофауни водойм природного заповідника «Дніпровсько-Орільський»

(1991–2014 рр.)

№	Види риб	Параметри		
		I	II	III
1.	*Acipenser ruthenus* (Linnaeus, 1758)	ЧКУ,ЧКДО,БК	ОР	О
2.	*Alosa pontica* (Eichwald, 1838)	ЧКДО,БК	ОР	О
3.	*Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840)	–	ПР	М
4.	*Esox lucius* (Linnaeus, 1758)	–	ШР	П
5.	*Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758)	–	ШР	Б
6.	*Leuciscus leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758)	ЧКУ,ЧКДО	ОР	О
7.	*Leuciscus cephalus* (Linnaeus, 1758)	–	ПР	П
8.	*Leuciscus borysthenicus* (Kessler, 1859)	ЧКДО	ШР	П
9.	*Leuciscus idus* (Linnaeus, 1758)	ЧКДО	ОР	О
10.	*Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758)	–	ШР	Б
11.	*Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844)	–	ОР	О
12.	*Aspius aspius* (Linnaeus, 1758)	БК	ПР	М
13.	*Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843)	БК	ПР	П
14.	*Tinca tinca* (Linnaeus, 1758)	–	П	М
15.	*Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758)	ЧКДО,БК	ОР	О
16.	*Pseudorasbora parva* (Temminck&Schlegel, 1846)	–	ОР	М
17.	*Gobio gobio* (Linnaeus, 1758)	ЧКДО	ОР	О
18.	*Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758)	–	ШР	Б
19.	*Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758)	–	ШР	П
20.	*Abramis brama (Linnaeus, 1758)*	–	ШР	П
21.	*Abramis ballerus (Linnaeus, 1758)*	ЧКДО,БК	ОР	М
22.	*Pelecus cultratus* (Linnaeus, 1758)	–	ОР	М
23.	*Rhodeus sericeus* (Pallas, 1776)	БК	ШР	Б
24.	*Carassius carassius* (Linnaeus, 1758)	ЧКУ,ЧКДО	ПР	М
25.	*Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1782)	–	ШР	Б
26.	*Cyprinus caprio* (Linnaeus, 1758)	–	ПР	М
27.	*Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844)	–	ОР	О
28.	*Aristichthys nobilis* (Richardson, 1846)	–	ОР	О
29.	*Cobitis taeniaa* (Linnaeus, 1758)	БК	ПР	П
30.	*Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758)	ЧКДО,БК	ПР	М
31.	*Silurus glanis* (Linnaeus, 1758)	БК	ПР	М
32.	*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)	ЧКДО,БК	ОР	О

	Продовження таблиці			
33.	*Atherina boyeri pontica* (Eichwald, 1831)	–	ОР	П
34.	*Lota lota* (Linnaeus, 1758)	ЧКДО,БК	ОР	О
35.	*Pungitius platygaster* (Kessler, 1859)	ЧКУ,ЧКДО,БК	ПР	М
36.	*Gasterosteus aculeatus* (Linnaeus, 1758)	ЧКДО	ОР	М
37.	*Syngnathus abaster nigrolineatus* (Eichwald, 1831)	БК	ШР	П
38.	*Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)	–	ПР	П
39.	*Stizostedion lucioperca* (Linnaeus, 1758)	–	ПР	М
40.	*Stizostedion volgense* (Gmelin, 1789)	ЧКУ,ЧКДО	ОР	О
41.	*Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758)	–	ШР	П
42.	*Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758)	–	ПР	М
43.	*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)	–	ПР	П
44.	*Neogobius kessleri* (Gunter, 1861)	БК	ОР	М
45.	*Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814)	БК	ШР	П
46.	*Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857)	–	ПР	М
47.	*Mesogobius batrachocephalus* (Pallas, 1814)	–	ОР	М
48.	*Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814)	БК	ШР	П
49.	*Benthophiloides brauneri* (Beling et Iljin, 1927)	ЧКУ,ЧКДО	ОР	О
50.	*Benthophilus stellatus* (Sauvage, 1874)	ЧКУ,ЧКДО	ОР	О

Примітки: І – статус: ЧКУ – вид належить до Червоної книги України, ЧКДО – належить до Червоного списку Дніпропетровської області; БК – належить до ІІ–ІІІ додатків Бернської конвенції; ІІ – розповсюдження: ШР – широко-розповсюджений; ПР – помірно розповсюджений; ОР – обмежено розповсюджений; ІІІ – чисельність: Б – багаточисельний П – помірно чисельний; М – малочисельний; О – одиничний.

Він включає 50 видів риб (представники 15 родин), що складає близько 90% від складу іхтіофауни Дніпровського водосховища.

Більшість видів категорії «обмежено розповсюджені» та «малочисельні», або «одиничні» види, занесені до Червоної книги України та (або) Червоного списку Дніпропетровської області. До категорії аборигенних відносяться 35 видів риб, до адвентивних видів – 15. Акваторія заповідника є осередком збереження не тільки аборигенної іхтіофауни, але і виконує функцію резервату 32 видів риб (64 % від загального числа видів), які мають охоронний статус міжнародного та вітчизняного рівня. В умовах потужного антропогенного тиску роль акваторії заповідника (особливо заплавних водойм) в процесах природного відтворення і поповнення популяцій риб значно зросла. Зараз акваторія заповідника – єдине місце Дніпровського водосховища, де вплив антропогенного навантаження наявний в мінімумі. Тут знаходяться місця нагулу та зимівлі старшовікових особин популяцій більшості видів, що мешкають на верхній ділянці водосховища, в тому числі рідкісних.

Висновки

1. На сучасному етапі існування природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» його іхтіофауна налічує 50 видів риб (представники 15 родин). Дослідження свідчать про провідну роль його акваторії у збереженні сучасного стану іхтіофауни Дніпровського водосховища.
2. Водойми заповідника є головним осередком збереження аборигенного іхтіокомплексу Дніпровського водосховища. До категорії аборигенних видів відносяться 71 % від загального видового списку.
3. Серед зареєстрованих видів риб – 68 % (32 види) мають охоронний статус вітчизняного або міжнародного рівня.
4. Роль акваторій заповідника в процесі природного відтворення риб постійно збільшується. Практично всі водойми заповідника (70 % акваторії) набули статусу якісних природних нерестовищ. В зимовий період частина акваторій (20%) виконує функцію зимувальних ям.
5. Для збереження природних умов існування та відтворення риб в водоймах заповідника необхідним є впровадження обмеженого комплексу робіт по відновленню гідрологічного режиму на окремих акваторіях заповідника.

6. Для вдосконалення охорони та збереження аборигенної іхтіофауни необхідно збільшити площу акваторій, що охороняються, в тому числі і шляхом підвищення їх природоохоронного статусу (повне заповідання).

1. *Бондарев Д. Л.* Ихтиофауна водоемов Днепровско-Орельского заповедника: ретроспективный анализ и современное состояние / Д. Л. Бондарев, О. А. Христов, В. М. Кочет // Вісник ДНУ. Серія: Біологія. Екологія. – 2003. – Вип. 11, т. 1. – С. 13–20.
2. *Біологічне різноманіття України*. Дніпропетровська область. Круглороті. Риби (Монографія) / В. Л. Булахов, Р. О. Новіцький, О. Є. Пахомов [та ін.]. – Дніпропетровськ: ДНУ, 2008. – 304 с.
3. *Вятчанина Л. И.* Проблемы охраны окружающей среды и сохранения видового разнообразия рыб Днепровских водохранилищ / Л. И. Вятчанина, Н. И. Гончаренко. – М.: Наука, 1986. – С. 18–29.
4. *Короткий Й. І.* Іхтіофауна водойм системи Проточі // Тр. Ін-ту гідробіології АН УРСР. – К., 1949. – Т. 24. – С. 56–62.
5. *Маркевич О. П.* Визначник прісноводних риб УРСР / О. П. Маркевич, Й. І. Короткий. – К.: Радянська школа, 1954. – 208 с.
6. *Методика збору і обробки* іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України. – К.: Інститут рибного господарства УААН, 1998.– 47 с.
7. *Правдин И. Ф.* Руководство по изучению рыб: [Справочник] / И. Ф. Правдин.– М.: Пищевая пром-сть, 1966. – 243 с.
8. *Свіренко Д. О.* Дніпровське водосховище // Вісник Дніпропетровської гідробіологічної станції. – 1937. – Т. 3. – С. 36–47.
9. *Христов О. О.* Характеристика іхтіофауни ріки Дніпро в районі міста Дніпропетровськ / О. О. Христов, В. М., Кочет // Вісник ДНУ. Серія: Біологія. Екологія. – 2008. – Вип. 16, т. 2. – С. 186–193.
10. *Шевченко П. Г.* Редкие и исчезающие рыбы Днепровских водохранилищ и состояние их охраны / П. Г. Шевченко. – К.: Гідроекологічне т-во України, 1997. – С. 58–78.

Д.Л. Бондарев
Природный заповедник «Днепровско-Орельский», Днепропетрвская обл., Украина

ИХТИОФАУНА ПРИРОДНОГО ЗАПОВЕДНИКА «ДНЕПРОВСКО-ОРЕЛЬСКИЙ»

Проведен анализ и обобщение материалов по составу ихтиофауны водоемов природного заповедника «Днепровско-Орельский», представлена комплексная оценка ее современного состояния. Общий видовой состав ихтиофауны водоемов заповедника на современном этапе насчитывает 50 видов рыб 15 семейств. Водоемы заповедника являются резерватом сохранения аборигенного ихтиокомплекса Днепропетровской области. К категории аборигенных видов относятся 71% от общего видового списка. В составе ихтиофауны водоемов заповедника 32 (68%) имеют охранный статус, в том числе и международного уровня. Роль акваторий заповедника в восстановлении рыб постоянно увеличивается. Практически все водоемы заповедника (70% акватории) имеют статус природных нерестилищ, а также выполняют и нагульную функцию для молоди рыб и других возрастных групп. В зимний период часть акваторий (20%) выполняет функцию зимовальных ям. Для восстановления оптимальних условий существования рыб в водоемах заповедника, необходимо проведение комплекса работ по возобновлению гидрологического режима на отдельных акваториях заповедника.

Ключові слова: ихтиофауна, восстановление, заповедник плавневые водоемы

D. L. Bondarev
Natural Reserve «Dniprovsko-Orelsky», Dnipropetrovsk reg., Ukraine

THE ICHTHYOFAUNA OF NATURAL RESERVE «DNIPROVSKO-ORELSKY»

The analysis and summarizing of fish fauna of the natural reserve «Dniprovsko-Orelsky» reservoirs were conducted and the integrated assessment of its current status was presented. The species composition of the fish fauna of the reserve ponds at present has 50 species of 15 families. The ponds of reserve are conservation reserve of Dnepropetrovsk region native ichthiokomplex. The category of native species include 71% of the total species list. 32 species of fish (68%) have a conservation

status, including the international level. The role of reserve water areas in the recovery of fish stocks is increasing. Almost all water bodies of reserve (70% of water area) are natural spawning, feeding and play function for juvenile fish and other age groups. In winter, part of the area (20%) serves as a wintering holes.

The development and implementation of a limited set of work for the resumption of the hydrological regime in the individual waters of reserve are necessary for the optimization of existence conditions and reproduction of fish in the waters of the reserve.

Keywords: ichthyofauna, restoration, reserve, flooded waters

УДК 551.49.782 (477.87)

Ю.З. БОРУЦЬКА

Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Грушевського, 4, Львів, 79005, Україна

КАВІТАЦІЙНИЙ ТА АЕРАЦІЙНИЙ ВПЛИВ ГІДРОДИНАМІЧНИХ БАР'ЄРІВ НА ЯКІСТЬ ПРИРОДНИХ ВОД БАСЕЙНУ р. СТРИЙ

Геоекологічними дослідження встановлено, що найбільш потужним геохімічним бар'єром, який найактивніше впливає на якість природних вод в басейні р. Стрий є гідродинамічний. За рахунок строкатого мінерального складу корінних порід та ґрунтів, пересіченості гірського рельєфу, вологого клімату, багатоводності, турбулентності водотоків, наявності водоспадів, порогів, водоскатів та їхніх каскадів, мають місце кавітаційні та аераційні впливи на природні води р. Стрий, які за таких умов характеризуються потужним потенціалом до самоочищення, незважаючи на значне техногенне навантаження.

Ключові слова: р. Стрий, гідродинамічний бар'єр, кавітація, очищення води, аерація, розчинення кисню у воді

Природні води басейну р. Стрий є не тільки надзвичайно важливим природним середовищем для гідробіонтів, адаптованих до екологічних умов водного середовища гірських ландшафтів, але й джерелом забезпечення водою населення, промисловості і сільського господарства у Львівській області. Значна частина Львова, а також Дрогобич, Стрий, Стебник, Моршин, Трускавець та ще кілька інших населених пунктів Львівської області забезпечені питною водою з унікального Стрийського родовища підземних вод, в межах якого у надзаплавних терасах річки Стрий поблизу сіл Гірне, Семигинів, Любинці, Жулин облаштовано декілька берегових водозаборів.

Більше 80 % території басейну р. Стрий розташовано в межах гірськоскладчастої області Українських Карпат. З одного боку, це одна з найсприятливіших, в екологічному відношенні, територія Західної України. З іншого боку ресурси території, насамперед ґрунти, гірські ландшафти, корисні копалини інтенсивно використовуються у господарській діяльності, що потенційно наносить шкоду якості води.

Матеріал і методи досліджень

Особлива увага до якості водних ресурсів в басейні р. Стрий пов'язана зі зростаючим техногенним навантаженням, насамперед, локалізацією населених пунктів вздовж русел. Завдяки наявності техногенних об'єктів, у водне середовище потенційно можуть надходити нафта та нафтопродукти, зв'язаний азот, важкі метали тощо.

Незважаючи на багатофакторність чинників забруднення води басейну р. Стрий стійкого погіршення якості води у ній не спостерігається. Причиною цьому є процеси самоочищення природних вод [2, 3]. З метою з'ясування просторового розподілу джерел забруднення та ділянок самоочищення проведено геоекологічний аналіз руслових потоків р. Стрий та 25 її найбільших приток різного порядку, а на основі експериментального моделювання обґрунтовано роль кавітаційного й аераційного чинників у формуванні якості природних вод на

гідродинамічних бар'єрах з метою об'єктивної оцінки їхніх геоекологічних функцій у басейні р. Стрий [4].

Результати досліджень та їх обговорення

Гідрогеохімічними дослідженнями встановлено, що найбільш потужним бар'єром, який найактивніше впливає на якість природних вод у басейні р. Стрий є кавітаційна та аераційна складові гідродинамічного бар'єру (ГБ).

Під гідродинамічним бар'єром розуміється локальна природна чи штучна перешкода у руслі водного потоку (водоспад, поріг, перекат, каскад), при проходженні крізь яку має місце активізація кавітаційних явищ, що призводить до різкого зростання швидкості руху води, її розбризкування, спінювання та як наслідок максимального насичення води розчиненим киснем (рис. 1).

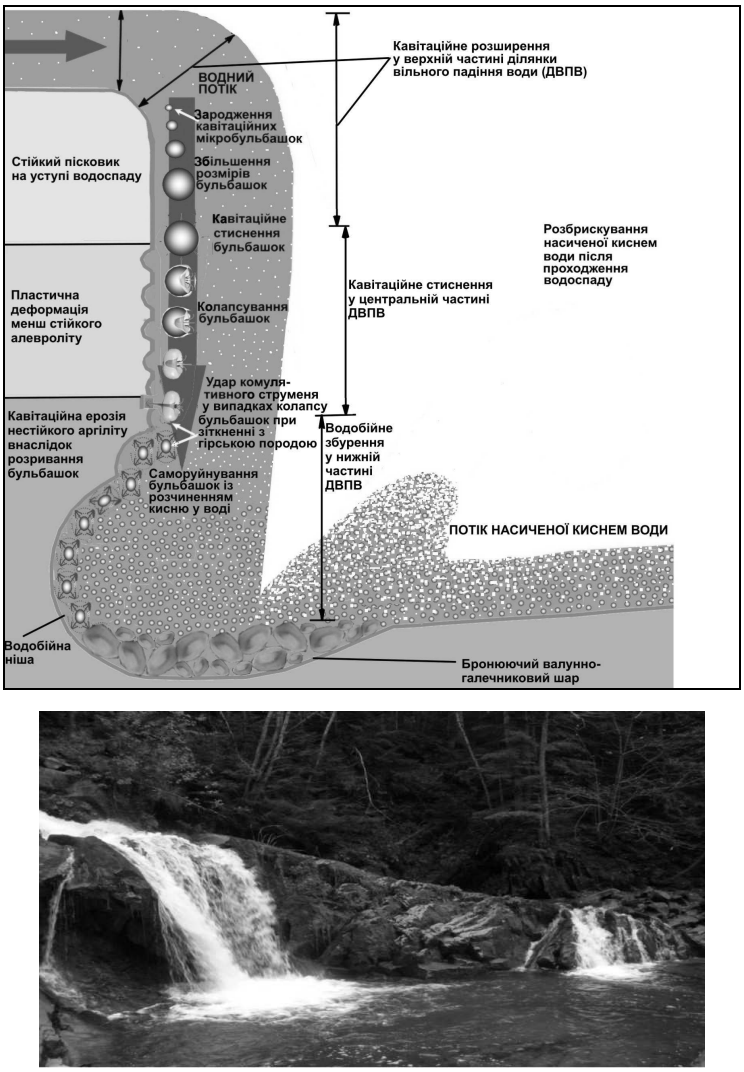


Рис. 1. Модель (вгорі) та водоспад на р. Кам'янка (внизу) як приклад гідродинамічного бар'єру з кавітаційним розширенням та стисненням, водобійним збуренням водного потоку на різних ділянках вільного падіння води, зародження кавітаційних бульбашок, збільшення їхніх розмірів та колапсування з ерозійним впливом при ударі кумулятивного струменя, насиченням води киснем при саморуйнуванні бульбашок, розбризкування та потоку води збагаченої розчиненим киснем

При кавітаційному стисненні та колапсуванні бульбашок в об'ємі води всередині кожної з них розвивається тиск до 1000 атмосфер [5]. Енергія колапсуючих бульбашок витрачається на генерування ударних хвиль, на появу у мікрокількостях вільних радикалів і окислювачів

(перекису водню, озону), які так само як і розчинений кисень позитивно впливають на якість води і змінюють її геохімічні властивості. На сьогоднішній день, це є експериментально встановленим фактом [1, 5].

Отже, у розбризкуваних каплях води за вищеописаним механізмом гідродинамічної кавітації має місце найбільша насиченість киснем, а основна маса води насичується на ділянках вільного падіння води та у водобійних ніша за рахунок активізації кавітаційних явищ. З наведеного можна зробити однозначний висновок, що після проходження через водоспади, пороги, водоскати та їхні каскади, активуються кавітаційні ефекти і води у гірських водотоках басейну р. Стрий інтенсивно насичуються киснем.

Насичена киснем вода є надзвичайно активним геохімічним агентом, який створює сприятливі передумови для окислення найрізноманітніших органічних забруднень господарсько-побутових стоків (процеси нітрифікації-денітрифікації), нафти та нафтопродуктів (процеси окислення вуглеводнів з утворенням вуглекислого газу, води, водорозчинних фенолів, альдегідів, кетонів, карбонових кислот), а також важких металів, насамперед, заліза та марганцю (до прикладу, окиснення Fe^{2+} до Fe^{3+} із наступним випаданням осаду $Fe(OH)_3$). Так, аналіз 26-ох допливів різних порядків у басейні р. Стрий засвідчив вкрай неоднорідні прояви гідродинамічного бар'єру, тісно пов'язаного з динамічними змінами ухилу водотоків на окремих ділянках. Отже, класифікація ГБ на водотоках у басейні Стрия є наступною: 1. Яскраво виражені ГБ – ухили більше 50-ти м/км (річки Кам'янка, Тишівниця, Цигла, Рожанка, Либохора, Рибник Зубриця, Стинавка, Крушельниця); 2. Добре виражені ГБ – ухили 35-50 м/км (річки Завадка, Бримівка, Ясениця, Східничанка); 3. Виражені ГБ – ухили 25-35 м/км (річки Бутивля, Славська, Яблунька, Сможанка, Рибник Майданський, Гусна, Опір); 4. Слабко виражені ГБ – ухили 15-25 м/км (річки Орява, Довжанка, Головчанка, Опорець, Писана, Рибник, Стрий); 5. Потенційні ГБ – ухили 10-15 м/км (спостерігаються майже на усіх досліджених допливах басейну). Найбільш яскраво ділянки активного очищення природних вод на ГБ проявлені на прикладі річки Кам'янки (рис. 2).

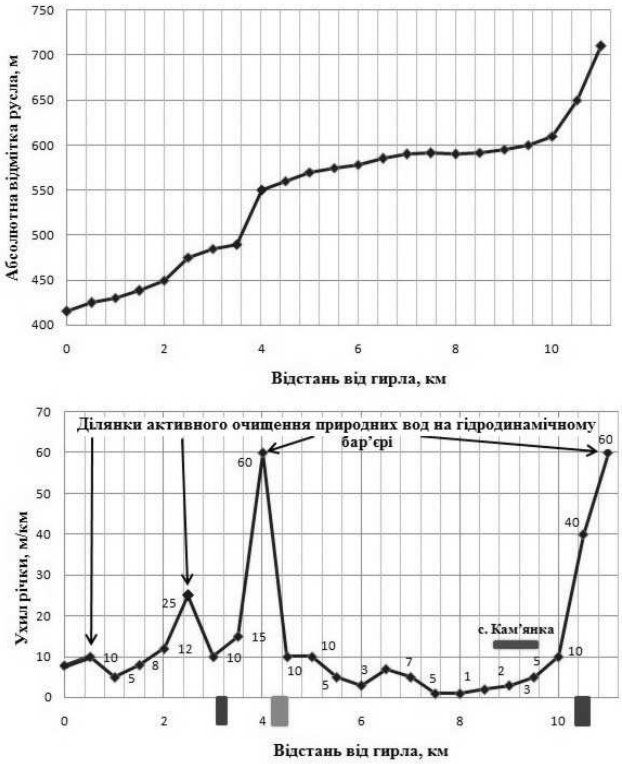


Рис. 2. Загальний профіль (вгорі) та профіль локальних ухилів русла р. Кам'янка від витоку до гирла з головними потенційними джерелами забруднення та виявленими ділянками активного очищення на гідродинамічному бар'єрі, зумовлені локальними зростаннями ухилів русла (внизу)

Тут яскраво вираженим є привитоковий стартовий ГБ, зумовлений ухилами русла 60, 40 та 10 м/км, на якому відбувається активне збагачення вод ще маловодної р. Кам'янки киснем. Очищення стічних вод с. Кам'янки відбувається на другому яскраво вираженому (60 м/км, з проміжними ухилами – 15 і 10 м/км) ГБ, з наступним доочищенням на третьому вираженому (25 м/км) та четвертому потенційному (10 м/км) ГБ. На цих ділянках, одночасно, може відбуватись і активне очищення від органічних полютантів, екстрагованих із порід менілітової та кросненської світ у річковому руслі. Цьому також сприяють виходи ямненської пісковиків, які завдяки своїм міцнісним характеристикам, створюють бронюючий ефект від розмивання порід глинистого флішу що сприяє тривалішому існуванню цих ділянок, а відповідно – довгочаснішому й активнішому очищенню природних вод на бар'єрах.

Висновки

Отже, аналіз 26-ох допливів різних порядків у басейні р. Стрий засвідчив вкрай неоднорідні прояви гідродинамічного бар'єру, тісно пов'язаного з динамічними змінами ухилу водотоків на різних ділянках, що дозволило встановити, незважаючи на значне техногенне навантаження, найімовірніші ділянки активного очищення потенційно забруднених природних вод.

1. *Витенько Т. Н.* Механизм активирующего действия гидродинамической кавитации на воду / Т. Н. Витенько, Я. М. Гумницкий // Химия и технология воды. – 2007. – Т. 29, № 5. – С. 422–432.
2. *Гидрохимические* показатели состояния окружающей среды: Справочные материалы / Т. В. Гусева, Я. П. Молчанова, Е. А. Заика [та ін.]. – М.: Эколайн, 2000. – 266 с.
3. *Гетерогенные* процессы геохимической миграции / В. С. Голубев, А. А. Гарибянц. – М.: Недра, 1968. – 192 с.
4. *Колодій В. В.* Еколого-гідрогеохімічна характеристика рік північно-східного макросхилу Українських Карпат / В. В Колодій // Праці наукового товариства імені Шевченка. – 2003. – Т. 12. – С. 126–134.
5. *Гидродинамическая* кавитация воды и ее использование в абсорбционных технологиях очистки промышленных газов / Н. А. Мороз // Вопросы химии и химической технологии. – 2013. – № 6. – С. 105–107.

Ю.З. Боруцкая
Львовский национальный университет имени Ивана Франко, Украина

КАВИТАЦИОННЫЕ И АЭРАЦИОННЫЕ ВЛИЯНИЯ ГИДРОДИНАМИЧЕСКИХ БАРЬЕРОВ НА КАЧЕСТВО ПРИРОДНЫХ ВОД БАССЕЙНА р. СТРЫЙ

Геоэкологическими исследованими установлено, что наиболее мощным геохимическим барьером, который активно влияет на качество природных вод в бассейне р. Стрый является гидродинамический. За счет пестрого минерального состава коренных пород и почв, пересеченности горного рельефа, влажного климата, многоводности, турбулентности водотоков, наличия водопадов, порогов, водоскатов и их каскадов, имеют место кавитационные и аерационные влияния на природные воды р. Стрый, которые в таких условиях характеризуются мощным потенциалом к самоочищению, несмотря на значительную техногенную нагрузку.

Ключевые слова: р. Стрый, гидродинамический барьер, кавитация, очистка воды, аэрация, растворение кислорода в воде.

Yu.Z. Borutska
Ivan Franko Lviv National University, Ukraine

CAVITATION AND AERATION EFFECT OF THE HYDRODYNAMIC BARRIERS TO QUALITY NATURAL WATER BASIN R.STRYJ

Geoenvironmental studies found that the most powerful geochemical barrier that most actively effects the quality of natural waters in the basin. Stryj is hydrodynamic. Due to the mineral composition of bighead bedrock and soils, crossing mountain terrain, humid climate, the high-water turbulence watercourses presence of waterfalls, rapids, and cascades, there are cavitation and aeration effects on

natural water river Stryj that the following conditions are characterized by powerful capacity to cleanse itself, despite the significant human impacts.

Keywords: river Stryj, hydrodynamic barrier, cavitation, water treatment, aeration, dissolution of oxygen in the water

УДК [574.63: 627,8] [282.447.32]

Г.М. БУЧАЦЬКА

Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Грушевського, 4, Львів, 79005, Україна

ЗАКОНОМІРНОСТІ ФОРМУВАННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ВОД ЧЕРВОНОГРАДСЬКОГО ГІРНИЧОПРОМИСЛОВОГО РАЙОНУ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ ГІДРОГЕОЛОГІЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ

Видобуток кам’яного вугілля та його збагачення в межах Червоноградського гірничопромислового району (ЧГПР) призводить до складування відходів у відвали та екзогенних змін їхнього мінерального складу, визначеного методом рентгенодифракційного аналізу. При цьому відбувається утворення забруднених кислих сульфатних вод, які потрапляють у геофільтраційне поле. Гідрогеологічним моделюванням показано закономірності руху забруднених вод від техногенних об’єктів (породних відвалів, хвостосховищ, гідровідвалів, відстійника шахтних вод) до ділянок природного розвантаження – річки Західний Буг, Рата та Солокія, а також до підземних водозаборів, насамперед до Соснівського водозабору, води якого у середині 90-х років спричинили спалах гіпоплазії та флюорозу у дітей.

Ключові слова: Червоноградський гірничопромисловий район, відходи видобутку, збагачення, відвали, кислі сульфатні води, природні води, водозабори, гідрогеологічне моделювання

Червоноградський гірничопромисловий район (ЧГПР) є найбільш техногенно навантаженою територією не тільки Львівської області, але й усієї Західної України. При плануванні освоєння вугільних покладів, де видобуток розпочався 1957 року, домінував не зовсім раціональний підхід. Первинним при проектуванні інфраструктури було просторове розташування копалень та виробничих комплексів. У другу чергу планувалось розміщення житлової забудови. В останню чергу – централізоване водопостачання промисловості та населених пунктів з розвідкою водозаборів і їх експлуатацією, без врахування того, що воду можна отримати не там, де вона потрібна, а там, де вона є. Не продумувались питання щодо екологічних наслідків такої діяльності, одними з яких є зміна гідрохімічного складу та забруднення вод.

Матеріал і методи досліджень

Збір первинного фактичного матеріалу, польові дослідження, опробування природних вод здійснювалось при маршрутних обстеженнях. Гідрохімічні аналізи вод здійснювались за стандартними методиками. Хімічний склад поверхневих вод є інтегральною характеристикою, що охоплює вплив природних та антропогенних чинників. Вміст головних іонів та мінералізація води визначаються характером поверхні басейну ріки, умовами живлення річок та впливом техногенних об’єктів. Опрацьовано значний масив фондових матеріалів з хімічного складу підземних та поверхневих вод. При цьому застосовано системний підхід, що оптимізує мережу опробування, враховує причинно-наслідкові зв’язки залежності процесів формування хімічного складу вод від геологічної будови та техногенного навантаження. Для виявлення зв’язків та залежностей застосовано методи гідрогеологічного моделювання за допомогою програмного пакету Visual ModFlow, створеного фірмою Waterloo Hydrogeologic Software (Канада).

Результати досліджень та їх обговорення

Поклади вугілля в межах розробляли 12 копалень, чотири з яких натепер закриті. Вуглевмісні породи та некондиційне вугілля складують біля кожної з копалень у вигляді териконів різної форми. Крім того, видобуте вугілля збагачують, відтак крупні фракції відходів (більше 50 мм) складують у відвалі, а тонкі (0,1-0,2 мм) – у хвостосховищах. Усі ці об'єкти знаходяться під відкритим небом, незахищені від атмосферних опадів і вода, проникаючи крізь їхню товщу, перетворюється на кислі інфільтрати з мінералізацією від 3 до 30 г/дм^3. Їхній стік у поверхневі та особливо підземні води призводить до того, що забруднюються водозабори, у м. Соснівка 1995 року зафіксоване зростання захворюваності на флюороз зубів. Екологічний стан ЧГПР оцінюють як близький до надзвичайно небезпечного.

Через територію гірничопромислового району у північному напрямі протікає р. Західний Буг з численними притоками, з яких головні Рата і Солокія. Сучасний гідрохімічний режим р. Західний Буг та її приток за головними іонами має чітко виражений сезонний характер через зміну протягом року ролі різних видів живлення. Зокрема, навесні, коли зростає поверхневий стік, у воді Західного Бугу концентрації головних іонів та мінералізація води (499 мг/дм^3) є мінімальними. У меженні періоди, при зменшенні поверхнево-схилового стоку та збільшенні підземного живлення, мінералізація води зростає – від 530 мг/дм^3 (літньо-осіння межень) до максимальних значень – 581 мг/дм^3 (зимова межень). Аналогічно змінюються і концентрації головних іонів.

Межі коливань концентрацій головних іонів та мінералізації води (414-524 мг/дм^3) приток у різні сезони близькі до змін головних компонентів у воді Західного Бугу. У всі сезони у воді р. Західний Буг та її приток переважають іони HCO_3^- та Ca^{2+} [3].

З метою дослідження гідрохімії лівої притоки Західного Бугу – річки Рати відібрано проби, зокрема у верхній частині басейну річки в с. Липник та м. Рава-Руська Жовківського району (рисунок). Вода тут гідрокарбонатно–кальцієвого складу з мінералізацією від 0,43 до 0,6 мг/дм^3. Загальна твердість води становить 5,4-6,5 мг-екв/дм^3. Нижче за течією річки в с.с. Бутини, Двірці, Волиця Сокальського району вода також гідрокарбонатно-кальцієвого складу. Мінералізація цієї води змінюється від 0,49 до 0,59 мг/дм^3. Загальна твердість – 5,7-6,2 мг-екв/дм^3.

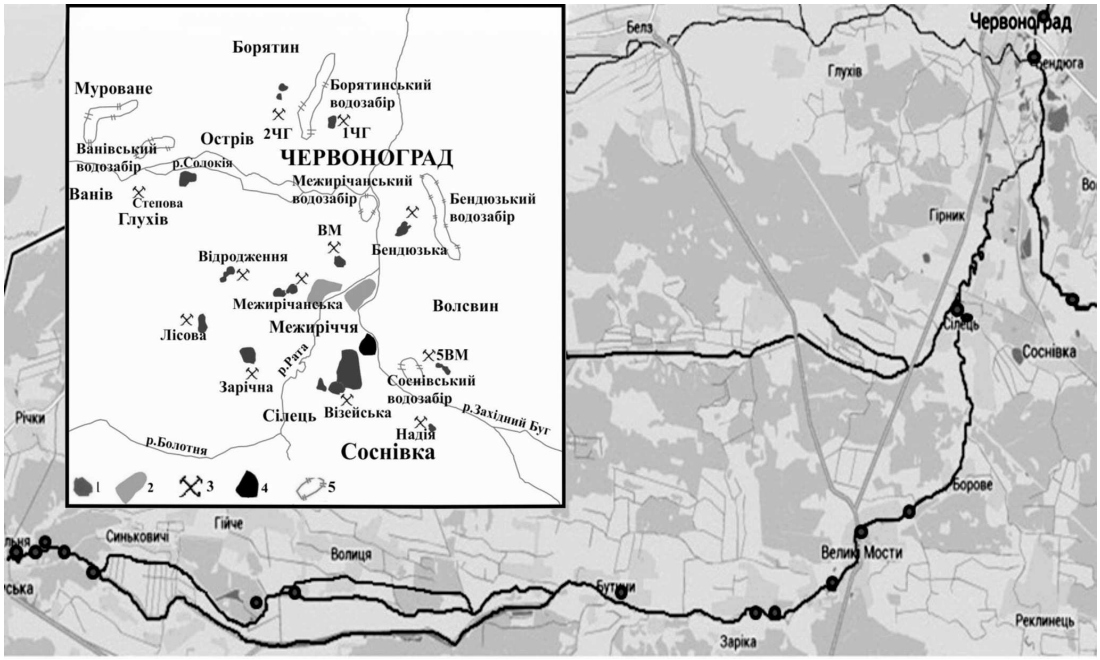


Рис. Ділянки опробування р. Рати та схематична карта Червоноградського ГПР: 1 – терикон, 2 – хвостосховище, 3 – шахта, 4 –відстійник шахтових вод, 5 – водозабір

У районі видобування кам'яного вугілля в сс. Городище, Межиріччя вода р. Рати має таку ж мінералізацію 0,52-0,54 мг/дм^3 і гідрокарбонатно-кальцієвий склад з нейтральним середовищем. Відтак вода р. Рати має природний гідрокарбонатно-кальцієвий склад невеликою мінералізацією, що змінюється від 0,43 до 0,68 мг/дм^3.

У межах Червоноградського ГПР були опробувані техногенні водойми (див. рисунок). У ставку-накопичувачі вод копалень мінералізація становить 3,63-4,44 мг/дм^3 (в південно-західній і північно-східній частинах). Хімічний склад води – хлоридно-натрієвий при нейтральному середовищі. Ще в одному техногенному об'єкті – мулонакопичувачі – мінералізація води становить 1,77 мг/дм^3, середовище близьке до нейтрального з pH 6,8. Вода в цьому об'єкті має сульфатно-хлоридний кальцієво-магнієвий склад.

У невеликих ставках, які утворились поблизу відвалу Центральної збагачувальної фабрики (ЦЗФ) у південно-східному напрямі, вода сульфатного кальцієвого складу. У ставку, що знаходиться у 700 м від відвалу, мінералізація становить 1,62 мг/дм^3, а у ставку за 500 м від відвалу – 0,68 мг/дм^3. У першому випадку середовище слабко кисле з pH 6,25 і вода тверда (загальна твердість – 20 мг-екв/дм^3), у другому – кисле з pH 4,3 і вода має загальну твердість 8,8 мг-екв/дм^3. У безстічних ділянках у північно-західному напрямі від відвалу інфільтрат має мінералізацію від 6,8 до 23,2 г/дм^3 з водневим показником 3,3 та 3,15. Такий хімічний склад вод у цих об'єктах можна пояснити розмиванням порід відвалу ЦЗФ. Також був опробуваний інфільтрат з териконів, мінералізація якого змінюється від 3 (копальня Відродження) до 24 г/дм^3 (копальня Лісова).

Атмосферні опади потрапляють на техногенні об'єкти і проходячи через них, змінюють свій хімічний склад та стають забрудненими. Потрапляючи у геофільтраційне поле, забруднена вода мігрує до зон розвантаження в природні водотоки – ріки Західний Буг, Солокія та інші чи штучні водозабори. Досліджувана територія є рівнинною, іноді безстічною, тому інфільтрат зрідка потрапляє у поверхневі водні об'єкти, а частіше надходить до підземних водоносних горизонтів. Там він мігрує за напрямом потоків у четвертинному водоносному горизонті. На шляху руху інфільтрату є мульди просідання, які утворилися від видобування вугілля, і в них відбувається акумуляція цих вод. На тих ділянках, де утворились мульди осідання, у водоносних горизонтах у четвертинних та верхньокрейдових відкладах з'явились аналогічні заглиблення. Ці ділянки стають зонами акумулювання забруднених стоків, які надходять з териконів. По водотриву в основі терикону інфільтрат стікає і біля контуру терикона потрапляє у четвертинний водоносний горизонт.

Головними рухомими продуктами реакції окиснення піриту з пустої породи териконів є Fe^{2+}, SO_4^{2+}, H^+. Надходження згаданих компонентів призводить до зміни природної гідрогеохімічної обстановки. Підземні води зазнають повної техногенної метаморфізації з формуванням підземних вод сульфатного типу. Ці води мають високу мінералізацію (3 г/дм^3 – копальня Відродження і 24 г/дм^3 – копальня Лісова) і, відповідно, більшу густину. Важчі солоні води рухаються вниз до підошви водоносного горизонту в четвертинних відкладах і акумулюються в заглибленнях від просідання. Оскільки суцільність порід уже є порушеною, по тріщинах ці води рухаються далі вниз до тріщинуватої зони водоносного горизонту у відкладах верхньої крейди. Важчі солоні води швидше рухаються у нижній частині пласта й акумулюються на ділянках просідання. Ці ділянки з акумульованим стоком є об'єктами, що підживлюють водозабори забрудненими водами.

За умов порушеного геологічного середовища, поверхневого річкового стоку, гідрогеологічне моделювання є одним з найважливіших методів для з'ясування закономірностей руху підземних вод та прогнозування техногенних змін. Ці завдання можна ефективно виконати за допомогою спеціального програмного забезпечення, яким є програма Visual ModFlow, створена фірмою Waterloo Hydrogeologic Software (Канада). Програма призначена для моделювання течій підземних вод та міграції в них розчинних речовин [1, 2, 4, 5, 9, 10]. За результатами гідрогеологічного моделювання з'ясовано, що забруднені інфільтрати від відвалу Центральної збагачувальної фабрики, териконів шахти Надія та 5 Великомостівська, а також гідровідвалу та хвостосховища потрапляють у підземні води четвертинного водоносного горизонту, де акумулюються у мульдах просідання, перетікають по

зонах периферійної тріщинуватості у верхньокрейдовий водоносний горизонт та стягуються роботою Соснівського водозабору (глибина свердловин 90 м). Під час роботи водозаборів рух підземних вод змінюється – у ході відкачування проходить підтягування інфільтрату до свердловин. Вода Соснівського водозабору сульфатно-гідрокарбонатна переважно хлоридно-гідрокарбонатна натрієва, магнієво-натрієва з мінералізацією 0,56-0,98 г/дм^3. Крім цього водозабору водоносний горизонт у верхньокрейдових відкладах експлуатують ще кількома водозаборами.

Висновки

За результатами гідрогеологічного моделювання можна зробити висновок: Бендюзький, Межирічанський та особливо Соснівський водозабори запроектовані у вкрай невдалому місці. Соснівський водозабір є надто глибоким, стягує значну частину стоків у підземні води і тому його не можна використовувати для питного водопостачання. Якість річкових вод суттєво погіршується біля найбільших териконів та породного відвалу збагачувальної фабрики.

1. *Гавич И. К.* Гидрогеодинамика / И. К. Гавич. – М.: Недра, 1988. – 349 с.
2. *Євграшкіна Г. П.* Гідрогеологія та основи гідромеліорації: навчальний посібник / Г. П. Євграшкіна, В. В. Войцеховська. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2010. – 121 с.
3. *Забокрицька М. Р.* Про сучасний гідрохімічний режим р. Західний Буг та її приток / М. Р. Забокрицька // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2003. – Вип. 251. – С.135–140.
4. *Мироненко В. А.* Динамика подземных вод / В. А. Мироненко– М.: Недра, 1983. – 358 с.
5. *Рудаков Д. В.* Математичні методи в охороні підземних вод: навч. посібник / Д. В. Рудаков. – Дніпропетровськ: Національний гірничий університет, 2012. – 158 с.
6. *Руденко Ф. А.* Гідрогеологія Української РСР / Ф. А. Руденко. – К.: Вища школа, 1972. – 174 с.
7. *Рудько Г. І.* Екологічний стан геологічного середовища як фактор масового захворювання дітей флюорозом у ЧГПР / Г. І. Рудько, Ю. П. Скатинський, В.П. Федосєєв [та ін.] // Мін. ресурси України. – 1997. – № 4.– С. 34–42; 1998. – № 5. С. 17–23.
8. *Шестопалов В. М.* Естественные ресурсы подземных вод платформенных артезианских бассейнов Украины / В. М. Шестопалов. – К.: Наукова думка, 1981. – 195 с.
9. *Doble R. C.* Using MODFLOW 2000 to model ET and recharge for shallow ground water problems / R. C. Doble, C. T. Simmons, G. R. Walker // Ground Water. – 2009. – Vol. 47, № 1. – P. 129–135.
10. *Nilson G.* Visual MODFLOW version 2.00: guidebook / Guiguer Nilson, Franz Thomas. – Toronto: Waterloo Hydrogeologic Software, 1996. – 231 p.

А.М. Бучацкая

Львовский национальный университет имени Ивана Франко, Украина

ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОД ЧЕРВОНОГРАДСКОГО ГОРНОПРОМЫШЛЕННОГО РАЙОНА ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ

Добыча каменного угля и его обогащение в пределах Червоноградского ГПР приводит к складированию отходов в отвалы и экзогенным изменениям их минерального состава, определенного методом рентгенодифракционного анализа. При этом происходит образование загрязненных кислых сульфатных вод, попадающих в геофильтрационное поле. Гидрогеологическим моделированием показано закономерности движения загрязненных вод от техногенных объектов (породных отвалов, хвостохранилищ, гидроотвала, отстойника шахтных вод) к участкам естественной разгрузки – рек Западный Буг, Рата и Солокия, а также к подземным водозаборам, прежде всего к Сосновскому водозобору, воды которого в середине 90-х годов привели к вспышке гипоплазии и флюороза у детей.

Ключевые слова: Червоноградский горнопромышленный район, отходы добычи, обогащения, отвалы, кислые сульфатные воды, природные воды, водозаборы, гидрогеологическое моделирование

H.M. Buchatska
Ivan Franko Lviv National University, Ukraine

LAWS OF FORMATION WATER CHEMICAL COMPOSITION IN CHERVONOGRAD MINING REGION FOR RESULTS OF HYDROGEOLOGICAL MODELING

Coal mining and enrichment within Chervonohrad mining region leads to storage of waste in dumps and exogenous changes in their mineral composition determined by X-ray diffraction analysis. In this case, the formation of acid sulphate contaminated water entering the geofiltration field. Hydrogeological modeling shows patterns of movement of contaminated water from man-made objects (waste dumps, tailings, hydraulic dump, sump mine water) to areas of natural discharge – rivers Zahidny Bug, Rata and Solokiya, as well as underground water intake, primarily to Sosnowski wells, whose waters in mid-90s led to the outbreak of hypoplasia and fluorosis in children.

Keywords: Chervonograd mining region, mining waste, tailings, dumps, acid sulfate water, natural water, water intakes, hydrogeological modeling

УДК 597.551.2:661.162.2

К.В. БІБЧУК, А.О. ЖИДЕНКО

Чернігівський національний педагогічний університет імені Т.Г. Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів, 14013, Україна

СТАН КОРОПОВИХ РИБ В УМОВАХ ІНТЕНСИВНОГО ЗАСТОСУВАННЯ ГЕРБІЦИДІВ

В статті порівнюються дослідження з вивчення дії гербіцидів на риб в природних водоймах та в модельних експериментах. В сучасних умовах розвитку сільського господарства, зокрема в Чернігівській області, широко використовуються гербіциди на основі гліфосату, що становить загрозу для життєдіяльності гідробіонтів. У риб (головень, плоскирка, плітка, синець, карась срібний), виловлених з природної водойми, де був зафіксований підвищений вміст гліфосату, яскраво виражених зовнішніх змін виявлено не було, що може бути пояснене загибеллю або пригніченими харчовими функціями найбільш чутливих особин. В умовах модельного експерименту при дії 0,4 мг/дм^3 гліфосату в карася спостерігалася роздутість тіла, вирячені очі, підвищена кількість слизу, виразки, геморагії, зміни в стані шкіри, зябер, структурі печінки, жовчного міхура, вмісті кишковика тощо.

Ключові слова: гліфосат, гербіциди, природні водойми, модельний експеримент, карась, короп

Чернігівська область є однією з найбагатших за запасами водних ресурсів [3], гідрографічна мережа її належить до басейну Дніпра. Територією області протікають 1570 річок загальною довжиною 8369 км, густота річкової мережі становить 0,26-260 м на 1 км^2. В цих водоймах природного походження, а також в штучно створених водних об'єктах у 2013 р. найбільше було виловлено коропа (535 т) і товстолобика (204 т), меншу кількість ляща (27 т), сома (18 т), щуки (17 т), линя (1 т), судака (1 т), інших видів риб (плоскирка, плітка, окунь, уклія, карась, синець тощо – загалом 302 т) [3]. Разом з тим високий агропромисловий потенціал, яким володіє Чернігівська область, може нести загрозу для іхтіофауни природних екосистем.

Мета дослідження: вивчити ступінь загрози від використання гербіцидів для коропових риб, як основного промислового і модельного об'єкта, в природних і штучних умовах.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження здійснювалося в два етапи. На першому проводилися експедиції до природних водойм, поля навколо яких засівалися культурами, активно оброблюваними гербіцидами на основі гліфосату. З даних водних джерел були відловлені представників п'яти різних видів прісноводних риб, зовнішній вигляд яких фіксувався за допомогою фотоапарату. На другому етапі був проведений експеримент в лабораторії екологічної біохімії водних організмів

Чернігівського національного педагогічного університету імені Т.Г Шевченка. В модельних умовах використовувався карась срібний *Carassius gibelio*, який вважається досить стійким до дії забруднюючих факторів різного походження [1]. Протягом 14-ти діб вивчався вплив на нього концентрацій 0,04 мг/дм^3 (2 ГДК) і 0,4 мг/дм^3 (20 ГДК) гліфосату.

Результати досліджень та їх обговорення

Структура земельного фонду Чернігівської області станом на 1 січня 2014 року така: 64,8 % – сільськогосподарські угіддя, 23,2 % – ліси та інші лісовкриті площі, 3,1 % – забудовані землі, 4,1% – відкриті заболочені землі, 0,9 % – відкриті землі без рослинного покриву, 2,1 % – території, що покриті поверхневими водами, 1,8 % – інші землі [3]. У сільському господарстві відбувається формування потужних аграрних підприємств, що налічують десятки тисяч гектарів полів. Це, з одного боку, веде до максимального спрощення агроландшафтів, відсутності належного чергування сільськогосподарських культур, а з іншого – до постійного зростання, згідно даних Головного управління статистики, обсягів закупівель гербіцидів сільськогосподарськими підприємствами Чернігівської області (рис. 1). Так, за 2010 по 2013 рр. твердих гербіцидів було закуплено більше на 15,0 %, а рідких – в 2,9 рази.

Відповідно до Державного реєстру пестицидів і агрохімікатів (доповнення з 01.01.2011 згідно вимог постанови Кабінету Міністрів України від 21.11.2007 № 1328) на території України досить широко застосовуються: похідні 2,4-Д (2,4-дихлорфеноксиоцтова кислота) – 19 найменувань; метрибузин (4-аміно-6-третбутил-3-метилтіо-1,2,4-триазин-5-(4Н)-он) – 10 найменувань; гліфосат (N-фосфонометилгліцин) – 39 найменувань.

В модельних умовах було виявлено, що 2,4-Д призводить до первинного підвищення рухової активності риб, а далі до їх млявості по відношенню до контрольної групи. Препарат на основі метрибузину викликав підвищення активності та агресивності риб. Для дволіток коропа, що знаходилися в умовах дії препаратів на основі 2,4-Д, була характерна поява на зовнішніх покривах білуватого слизу, який пояснюється деструктивними і десквамативними процесами, що відбуваються зі шкірою, зокрема руйнуванням бокаловидних клітин. Дане явище можна розглядати як приклад термінової адаптації до дії токсиканта. За впливу гербіцидів на основі гліфосату і метрибузину, натомість, спостерігалося руйнування не бокаловидних, а лише слизових клітин. Метрибузин, крім того, викликав деякі зміни пігментних клітин і серйозно порушував структуру зябер, але при дії гліфосату зміни внутрішніх органів були більш суттєвими [4]. Отже, серед трьох вивчених гербіцидів найбільшу загрозу для життєдіяльності риб має гліфосат.

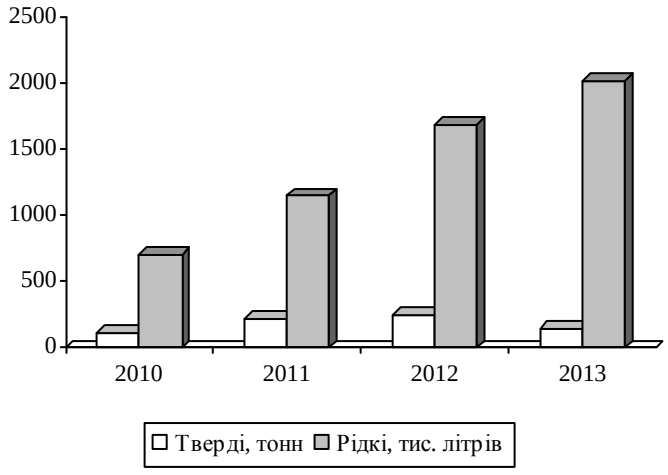


Рис. 1. Обсяги закупівель гербіцидів сільськогосподарськими підприємствами Чернігівської області у період з 2010 по 2013 рр.

В природних умовах було з'ясовано [5], що після обробки угідь гліфосатом через добу спостерігалася концентрація його у водоймах 5,2 мг/дм^3, яка перевищує ГДК (гранично

допустима концентрація) в 260 разів. Через 10 діб концентрація токсиканта становила 0,1 мг/дм^3, через 4 місяці – 0,002 мг/дм^3.

Природною водоймою для дослідження була обрана р. Вересоч в районі с. Вересоч та с. Хибалівка (Куликівський район, Чернігівська область), в різних ділянка якої фіксувалася концентрація гліфосату від 0,04 мг/дм^3 до 0,56 мг/дм^3 [2], що відповідає перевищенню ГДК в 2-14 разів. Там же було відловлено кілька представників різних видів риб: головень *Squalius cephalus*, плоскирка *Blicca bjoerkna*, плітка *Rutilus rutilus*, синець *Ballerus ballerus*, карась срібний *Carassius gibelio*. У досліджених видів з природної водойми яскраво виражених зовнішніх змін виявлено не було. Це може бути пояснене тим, що найбільш чутливі особини загинули або знаходилися на дні водойми і мали пригнічені харчові функції. Враховуючи, що в природних умовах на організм риб діє багато різних чинників, для встановлення змін, що відбуваються під дією гліфосату, був проведений модельний експеримент.

Карась виявився досить стійким, і при 0,04 мг/дм^3 гліфосату характерних патологічних уражень зовнішніх або внутрішніх органів у нього зафіксовано не було. Зміни, виявлені у карася срібного при 0,4 мг/дм^3 дії гліфосату, представлені на рис. 2-3.



Рис. 2. Стан зовнішніх покривів карася (А – черевна частина тіла, Б – відділ анального отвору) і зябер риб при впливі 0,4 мг/дм^3 гліфосату (Г) та контрольної групи (В)

Риби мали більш роздуте тіло з темним оплямуванням плавців, вирячені очі, почервоніння на шкірі та плавцях, крововиливи на черевній частині та в області анального отвору, підвищену кількість слизу, а також спостерігалася жовтушність зовнішніх покривів, порівняно з контрольною групою (рис. 2). Черепна коробка карасів, які перебували під впливом гліфосату, була більш розм'якшена, що може бути пояснене даними по зменшенню вмісту кальцію в кістковій тканині коропа за дії 0,04 мг/дм^3 гліфосату [4]; візуальних змін в головному мозку не спостерігалося. Зябра, які першими відчули негативний вплив токсиканта (0,4 мг/дм^3), в карасів мали крововиливи і порушення структури (рис. 2).



Рис. 3. Стан печінки карася за нормальних умов (А) і при впливі гліфосату (Б), стан кишковика карася за нормальних умов (В) і при впливі гліфосату (Г)

Кишковик, печінка і жовчний міхур карасів, які перебували в умовах дії 0,4 мг/дм^3 гліфосату, також містили ознаки ураження: структура печінки повністю порушена, жовчний міхур був нехарактерного червоного забарвлення, а вміст кишковика – зеленуватого кольору (рис. 3). Варто відмітити, що дана концентрація виявилася летальною для 50 % особин протягом 14-добового експерименту, переважно самців.

Висновки

Збільшення закупівлі, а, отже, і застосування рідких гербіцидів, зокрема на основі гліфосату, становить загрозу для іхтіофауни водойм Чернігівської області.

При дії 0,4 мг/дм^3 гліфосату в карася спостерігалася підвищена кількість слизу, роздутість тіла, вирячені очі, виразки, геморагії, зміни в стані шкіри, зябер, структурі печінки, жовчного міхура, вмісті кишковика тощо. Концентрація гліфосату 0,4 мг/дм^3 виявилася летальною для 50 % карасів, переважно самців, протягом 14-добового експерименту.

1. *Анисимова И. М.* Ихтиология / И. М. Анисимова, В. В. Лавровский. – М.: ВО “Агропромиздат”, 1991. – 288 с.
2. *Барбухо О. В.* Екотоксикологічна оцінка впливу гліфосату (препарат "Раундап") на риб та їхні мікробоценози : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спец. 03.00.16 – екологія / О. В. Барбухо. Київ. нац. ун-т ім. Тараса Шевченка. – Київ, 2014. – 24 с.
3. *Доповідь* про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області за 2013 рік. – Чернігів : Департамент екології та природних ресурсів Чернігівської обласної державної адміністрації, 2014. – 228 с.
4. *Жиденко А. О.* Морфофізіологічні адаптації різновікових груп Cyprinus carpio L. за несприятливої дії екологічних факторів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора біол. наук : спец. 03.00.16 – екологія / А. О. Жиденко. – Одеса, 2009. – 40 с.
5. *Мельничук С. Д.* Оценка токсичности гербицидов на основе глифосата методом биотестирования на ветвистоусых рачках / С. Д. Мельничук , Э. П. Щербань, В. И. Лоханская // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 1. – С. 84–95.

Е.В. Бибчук, А.А. Жиденко
Черниговский национальный педагогический университет имени Т.Г. Шевченко, Украина

СОСТОЯНИЕ КАРПОВЫХ РЫБ В УСЛОВИЯХ ИНТЕНСИВНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ГЕРБИЦИДОВ

В статье сравниваются исследования по изучению влияния действия гербицидов на рыб в природных водоемах и в модельных экспериментах. В современных условиях развития сельского хозяйства, в частности в Черниговской области, широко используются гербициды на основе глифосата, что представляет угрозу для жизнедеятельности гидробионтов. У рыб (голавль, густера, плотва, синец, карась серебряный), выловленных из естественного водоема, в котором было зафиксировано повышенное содержание глифосата, ярко выраженных внешних изменений выявлено не было, что может быть объяснено гибелью или угнетенными пищевыми функциями наиболее чувствительных особей. В условиях модельного эксперимента при воздействии 0,4 мг/дм^3 глифосата у карася наблюдалась раздутость тела, выпученные глаза, повышенное количество слизи, язвы, геморрагии, изменения в состоянии кожи, жабр, структуре печени, желчного пузыря, содержании кишечника и т. д.

Ключевые слова: глифосат, гербициды, природные водоемы, модельный эксперимент, карась, карп

K.V. Bibchuk, A.O. Zhydenko
T.G. Shevchenko Chernihiv National Pedagogical University, Ukraine

CARP FISH UNDER INTENSIVE USE OF HERBICIDES

The article compares investigations the effect of herbicides on fish in natural waters and model experiments. In modern conditions of development of agriculture, in particular in Chernihiv region, widely used glyphosate herbicides, which is a threat for the aquatic life. The fish (chub, silver bream, roach, zope, silver crucian) caught from natural water bodies, where detected an increased amount of glyphosate, no pronounced external changes were detected. This can be explained by the death or depressed food features of the most sensitive fishes. Under the conditions simulated by the action of 0,4 mg per dm^3 glyphosate on crucian was observed bloated body, bulging eyes, an increased amount of mucus, ulcers, hemorrhage, changes in skin, gills, structure of the liver, gall bladder, intestinal contents, etc.

Keywords: glyphosate, herbicides, natural ponds, model experiment, crucian, carp

УДК [504.455(045)]

Т.І. БІЛИК, О.М. ТИХЕНКО

Національний авіаційний університет
пр. Космонавта Комарова, 1, Київ, 03580, Україна

ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА АКУМУЛЯЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ МАКРОФІТАМИ ВОДОЙМ МІСТА КИЄВА

Визначено вміст важких металів в різних видах макрофітів. Встановлено, що найбільшу акумулюючу здатність щодо металівмають рдесник кучерявий та очерет звичайний. Запропоновано використання цих видів рослин для очищення води та покрашення стану водойм.

Ключові слова: акумуляція, важкі метали, макрофіти, кадмій, мідь, свинець, цинк

Охорона водойм від забруднень належить до числа найбільш важливих і актуальних проблем сучасності. В теперішній час є досить багато наукових даних, які вказують на існування тісного взаємозв'язку між вегетацією вищих водяних рослин (ВВР), кругообігом речовин, самоочищенням водойм і процесами формування якості води в них [8].

Особлива роль макрофітів у водоймах, що зазнають значного антропогенного навантаження. Вищі водяні рослини завдяки своїм морфологічним (будова стебла, розташування органів і т.д.) і екологічним (щільність заростей та ін.) особливостям можуть служити бар'єром, тобто біологічним фільтром при надходженні у водойму різних забруднень [1, 2].

Матеріал і методи досліджень

Для визначення важких металів (ВМ) – Cu, Pb, Cd, Zn використаний метод атомно-абсорбційної спектрометрії [5, 6].

Матеріал для дослідження відбирали під час вегетаційного періоду, у травні та серпні, з Верхнього та Нижнього каналу Деснянського району міста Києва та із озера Вирлиця. Були відібрані наступні рослини: очерет звичайний (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.); рогіз широколистий (*Typha latifolia* L.); нитчасті водорості (Chlorophyta); рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus* L.); жабурник звичайний (*Hydrocharis morsus-ranae* L.); ряска триборозенчаста (*Lemna trisulca* L.); водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum* L.); кушир занурений (*Ceratophyllum demersum* L.).

Для аналізу вмісту важких металів у водяних рослинах проби висушували до постійної маси, після чого 2 г кожного зразка озолювали в печі автоматизованої підготовки проб (Temos - Експрес ТЕ – 1), згідно стандартизованої методики. Після екстракції важких металів із золи розчином HNO_3, суміш відфільтровували через фільтр "біла стрічка" та вимірювали вміст ВМ. Статистичну обробку даних проводили загальноприйнятими методами [6].

Результати досліджень та їх обговорення

Результати досліджень вмісту важких металів у вищих водяних рослинах на Нижньому та Верхньому каналах представлені в таблицях 1 та 2, на озері Вирлиця – в таблиці 3.

Отримані дані показали (табл. 1), що як повітряно-водні, так і занурені водяні рослини краще акумулюють важкі метали влітку, ніж навесні. Зокрема, усі досліджувані ВМ найбільше акумулюються рдесником кучерявим. Крім того, мідь і свинець досить добре накопичує (як навесні, так і влітку) жабурник звичайний, цинк (в той же період) – рдесник кучерявий.

Таблиця 1

Вміст важких металів у різних видах макрофітів Нижнього каналу, мг/кг сухої маси

ВМ / Вид ВВР	***Cu***		***Pb***		***Cd***		***Zn***	
	весна	*літо*	*весна*	*літо*	*весна*	*літо*	*весна*	*літо*
Очерет звичайний	0,30 ±0,02	0,90 ±0,03	1,29 ±0,1	1,70 ±0,02	<0,001	<0,001	3,98 ±0,12	14,12 ±0,03
Нитчасті водорості	3,13 ±0,03	5,12 ±0,02	1,00 ±0,01	1,20 ±0,05	<0,001	<0,001	18,85 ±0,01	19,50 ±0,01
Рдесник кучерявий	2,85 ±0,1	10,33 ±0,02	5,00 ±0,02	8,15 ±0,02	<0,001	1,37 ±0,1	31,26 ±0,02	64,15 ±0,12
Жабурник звичайний	9,08 ±0,05	12,17 ±0,04	5,35 ±0,02	10,02 ±0,03	<0,001	0,71 ±0,11	1,72 ±0,01	43,07 ±0,04
Водопериця колосиста	1,74 ±0,03	-	4,36 ±0,03	-	<0,001	<0,001	19,63 ±0,1	-
Ряска триборозенчаста	16,92 ±0,1	-	11,53 ±0,02	-	0,18 ±0,02	<0,001	21,69 ±0,01	-

Примітка. «-» – не вимірювали

Дослідження макрофітів Верхнього каналу показали (табл. 2), що накопичення ВМ відбувається вибірково різними видами рослин. Мідь найкраще акумулює рогіз широколистий, свинець – очерет звичайний, кадмій і цинк – ряска триборозенчаста та нитчасті водорості. Вибірковість накопичення цинку та міді пов’язана з їх участю в процесах метаболізму, оскільки ці елементи входять до складу ферментів та біологічно активних сполук і під час вегетаційного періоду можуть надходити в рослини в надлишкових кількостях.

У результаті аналізу даних табл. 2 не підтвердилися припущення, що усі види водяних рослин краще акумулюють важкі метали влітку, ніж навесні.

Таблиця 2

Вміст ВМ в різних видах макрофітів Верхнього каналу, мг/кг сухої маси

ВМ / Вид ВВР	***Cu***		***Pb***		***Cd***		***Zn***	
	весна	*літо*	*весна*	*літо*	*весна*	*літо*	*весна*	*літо*
Очерет звичайний	1,68 ±0,06	2,45 ±0,1	18,69 ±0,12	13,11 ±0,01	0,14 ±0,05	0,01 ±0,01	13,99 ±0,15	13,21 ±0,03
Рогіз широколистий	6,3 ±0,07	6,92 ±0,06	0,78 ±0,05	1,18 ±0,05	0,2 ±0,03	<0,001	9,2 ±0,02	9,27 ±0,14
Рдесник кучерявий	0,94 ±0,01	0,28 ±0,01	3,34 ±0,06	0,62 ±0,02	<0,001	0,49 ±0,02	11,06 ±0,11	5,62 ±0,2
Кушир занурений	0,61 ±0,05	0,12 ±0,02	2,33 ±0,03	0,91 ±0,05	0,17 ±0,01	<0,001	18,42 ±0,12	5,31 ±0,12
Ряска триборозенчаста	1,72 ±0,02	0,23 ±0,01	0,78 ±0,02	3,69 ±0,02	0,20 ±0,01	0,39 ±0,01	16,63 ±0,12	20,36 ±0,14
Нитчасті водорості	<0,001	-	8,28 ±0,11	-	0,66 ±0,01	-	19,99 ±0,12	-

Примітка: «-» – не вимірювали

Результати досліджень макрофітів озера Вирлиця навесні (табл. 3) показали, що мідь і кадмій найбільше акумулює очерет звичайний, а кадмій і цинк – кушир занурений.

Таблиця 3

Вміст важких металів в різних видах макрофітів озера Вирлиця, мг/кг сухої маси

ВМ / Вид ВВР	***Cu***	***Pb***	***Cd***	***Zn***
Кушир занурений	0,345±0,01	3,3±0,1	0,19±0,03	12,5±0,04
Рдесник кучерявий	-	2,15±0,12	0,17±0,01	12,3±0,16
Очерет звичайний	0,655±0,01	1,65±0,13	0,165±0,02	11,6±0,14

Примітка: «-» – не вимірювали

Порівняльний аналіз літературних джерел [3, 7] та наших даних (табл. 4), стосовно вмісту ВМ у водяних рослинах прісноводних водойм показав, що досліджені нами водні об'єкти є середньо забрудненими в порівнянні з Запорізьким водосховищем, яке є більш забрудненим та Кілійською дельтою Дунаю, яка є відносно чистою.

Таблиця 4

Вміст важких металів у макрофітах прісноводних водойм за даними різних авторів, мг/кг сухої маси

Вид рослини	Cu	Zn	Pb	Cd	Автори
Запорізьке водосховище					
Очерет звичайний	6,10	40,00	1,30	0,08	О.В.Федоненко
Рдесник кучерявий	11,00	114,00	3,00	1,00	Є.В.Філіппова
Рогіз широколисний	7,00	51,00	1,80	0,12	Т.С. Шарамок
Кілійська дельта Дунаю					
Очерет звичайний	0,36	0,67	0,54	-	Н.М.Смірнова
Рогіз широколисний	0,83	0,86	0,87	-	
Рдесник кучерявий	13,60	69,8	16,00	-	
Лепешняк великий*(Glyceria maxima (C.Hartm.) Holmb.)*	0,34	0,44	0,50	-	

Висновки

Результати досліджень показали, що занурені рослини в порівнянні з повітряно-водними краще накопичують важкі метали, що обумовлено широкою розгалуженою поверхнею контакту з водою та їх видовими особливостями.

Видами макрофітів, які мають найбільшу акумулюючу здатність стосовно ВМ, є рдесник кучерявий та очерет звичайний. Їм властива висока концентраційна здатність по відношенню до цинку, міді та свинцю, а також поширеність на різних ділянках водойм.

Вивчення сезонної динаміки показало, що у літній період акумуляція ВМ макрофітами переважно відбувається інтенсивніше, ніж навесні.

Отримані дані можуть бути використані при розробці ефективної системи заходів фіторемедіації для очищення, збереження і відтворення гідроекосистем урбанізованих територій, що зазнають значного антропогенного впливу.

1. *Bilyk T.* Accumulation of Heavy Metals by Higher Aquatic Vegetation of Artificial Canals / T. Bilyk, O. Shilo, G. Karpova, O. Chumanova // Вісник Національного авіаційного університету. – 2014. – Т. 59, № 2. – С. 125–130.
2. *Bilyk T.* Accumulation of Heavy Metals in Biota of Vyrlytsa Lake / T. Bilyk, K. Tsurkan, L. Koren // Вісник Національного авіаційного університету. – 2011. – Т. 48, № 3. – С. 158–161.
3. *Екологічний* стан біоценозів Запорізького водосховища в сучасних умовах / О. В. Федоненко, Н. Б. Єсіпова, Т.С. Шрамок [та ін.]. – Дніпропетрвськ: Вид-во Дніпропетр. ун-ту, 2008. – 277 с.
4. *Макрофиты* – индикаторы изменений природной среды / Отв. ред. С. Гейны, К.М. Сытник. – К.: 1993. – 105 с.
5. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О.А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. НАН України, Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
6. *Методические* указания по определению микроэлементов в почвах, кормах и растениях методом атомно-абсорбционной спектрометрии. – М.: ЦИНАО, 1985. – 96 с.
7. *Ольхович О. П.* Вміст пігментів у вищих водяних рослин під впливом важких металів / О. П. Ольхович, Н. М. Смирнова // Укр. бот. журн. – 1995. – Т. 52, № 1. – С. 213–219.
8. *Романенко В. Д.* Основи гідроекології: Підручник / В. Д. Романенко. – К.: Обереги, 2001. – 728 с.

Т.И. Билык, А.Н. Тихенко
Национальный авиационный университет, Киев, Украина

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА АККУМУЛЯЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ МАКРОФИТАМИ ВОДОЕМОВ ГОРОДА КИЕВА

Определено содержание тяжелых металлов в макрофитах методом атомной спектрометрии. Установлено, что наибольшую аккумулирующую способность имеют рдест курчавый (*Potamogeton crispus* L.) и тростник обыкновенный (*Phragmites austrális* (Cav.) Trin. ex Steud.). Предложено использование указанных видов растений для очистки воды и улучшения состояния водоемов.

Ключевые слова: аккумуляция, тяжелые металлы, макрофиты, кадмий, медь, свинец, цинк

T.I. Bilyk, O.M. Tykhenko
National Aviation University, Kyiv, Ukraine

COMPARATIVE CHARACTERISTICS OF THE HEAVY METALS ACCUMULATION BY MACROPHYTES IN WATER RESERVOIRS OF KYIV

The content of heavy metals in different species of macrophytes by atomic spectrometry has been detected. The greatest storage capacity of *Potamogeton crispus* L. and *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. has been discovered. The use of these types of plants to purify water and improve water reservoirs suggested.

Keywords: accumulation, heavy metals, macrophytes, cadmium, copper, lead, zinc

УДК 551.468.3(262.5)

А.Ю. ВАРИГИН
Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

СЕЗОННАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ РАЗВИТИЯ LEKANESPHAERA MONODI (ARCANGELI, 1934) (CRUSTACEA, ISOPODA) В СООБЩЕСТВЕ ОБРАСТАНИЯ ОДЕССКОГО ЗАЛИВА ЧЕРНОГО МОРЯ

Показана сезонная динамика количественного развития *Lekanesphaera monodi* в сообществе обрастания Одесского залива Черного моря. Отмечено, что изменчивость параметров численности и биомассы этих ракообразных обусловлена особенностями их цикла размножения. Массовое размножение вида происходит в летний период. Пик биомассы *L. monodi* приходится на июнь, когда в поселении преобладают взрослые размножающиеся особи, а численности – на июль, когда популяция массово пополняется молодью. В зимний период в связи с понижением температуры воды зафиксированы массовые миграции *L. monodi* из прибрежной зоны в более глубокие слои воды, менее подверженные охлаждению.

Ключевые слова: Lekanesphaera monodi, цикл развития, сезонная динамика количественных параметров, сообщество обрастания, Одесский залив, Черное море

Известно, что *Lekanesphaera monodi* является представителем равногих ракообразных семейства Sphaeromatidae, который широко распространен у побережья восточной части Средиземного моря, а также в Черном и Азовском морях [5]. В природных сообществах эти ракообразные ведут скрытный образ жизни, прячась под камнями или в других укрытиях. В сообществе обрастания среди друз мидий, переплетенных густой сетью нитей биссуса, они часто находят себе пищу и убежище [9, 10].

Эти обитатели прибрежной зоны морей отличаются высокой степенью эврибионтности. Выдерживают повышение температуры воды до 31 °С [4]. Кроме того, они хорошо адаптированы к жизни в широком диапазоне солености воды. Переносят четырехдневное пребывание в пресной воде [7]. По способу питания эти ракообразные относятся к полифагам. Они активно потребляют как растительную, так и животную пищу. В их рацион входят также и погибшие особи мелких беспозвоночных [5].

Черноморские представители семейства Sphaeromatidae ранее изучались в основном в качестве удобных модельных объектов, в частности в исследованиях проблем роста и энергетического обмена у беспозвоночных [1, 2, 6, 8]. Животных для этих экспериментальных работ отлавливали в прибрежных водах Крыма. В северо-западной части Черного моря, где существуют особые условия в виду ее мелководности и значительного влияния стока крупных рек, исследования особенностей жизненного цикла *L. monodi* не проводились.

Цель данной работы состояла в выяснении характера сезонной изменчивости количественного развития *L. monodi* в прибрежном сообществе обрастания Одесского залива Черного моря, где это ракообразное является массовым видом.

Материал и методы исследований

Материал был собран с подводной поверхности берегозащитных сооружений, расположенных в прибрежной зоне Одесского залива. Пробы отбирали ежемесячно с января по декабрь 2013 г. Материал собирали с помощью металлической рамки, размером 20×20 см, обтянутой мельничным газом. Содержимое рамки промывали через систему почвенных сит с минимальным размером ячеи 0,5 мм. Отобранных ракообразных идентифицировали, измеряли их длину (расстояние от переднего края головы до конца тельсона) с точностью 0,1 мм и массу (предварительно обсушив животных на фильтровальной бумаге) с точностью 0,001 г. При описании динамики количественных параметров ракообразных использовали общепринятые показатели численности (N) экз.·м$^{-2}$ и биомассы (B) г·м$^{-2}$.

Результаты исследований и их обсуждение

Как показали проведенные исследования, численность *L. monodi*, обитающей в условиях обрастания Одесского залива, весьма изменчива в разные сезоны года (рис. 1). В зимний период, когда температура воды опускается ниже 4 °С, в пробах были обнаружены единичные экземпляры ракообразных. По-видимому, *L. monodi*, как вид средиземноморского происхождения, мигрирует в это время в более глубокие и менее подверженные охлаждению слои воды. Подобное явление отмечено у ракообразных сем. Sphaeromatidae, обитающих у побережья Крыма [6].

Затем, весной во время прогрева воды *L. monodi* возвращаются в прибрежную зону моря. Так, в течение апреля – мая 2013 г. при повышении температуры воды 2 раза (с 11, 5 до 22,5 °С) численность ракообразных возросла почти в 4 раза (с 150 до 575 экз.·м$^{-2}$). В это время начинается процесс их размножения, при котором резко увеличивается число яйценосных самок. В июне при температуре воды 23,5 °С численность ракообразных составляла 725 экз. м$^{-2}$, достигнув своего максимума в июле (1450 экз.·м$^{-2}$), когда в популяции появилась молодь новой генерации (рис. 1).

По завершении процесса размножения происходит массовая гибель взрослых особей предыдущей генерации, причем сначала гибнут самцы, а потом – самки. Такая же последовательность элиминации полов отмечена у ракообразных сем. Sphaeromatidae, обитающих у побережья Крымского полуострова [6]. В связи с этим численность популяции уже в августе резко сократилась. В последующие месяцы осени происходил активный рост отродившейся молоди, и численность ракообразных достигала 325–350 экз.·м$^{-2}$ (рис. 1).

Сезонная изменчивость параметров биомассы *L. monodi* в общих чертах повторяет динамику ее численности (рис. 2). Однако здесь существуют особенности, связанные с сезонной изменчивостью возрастной структуры популяции ракообразных.

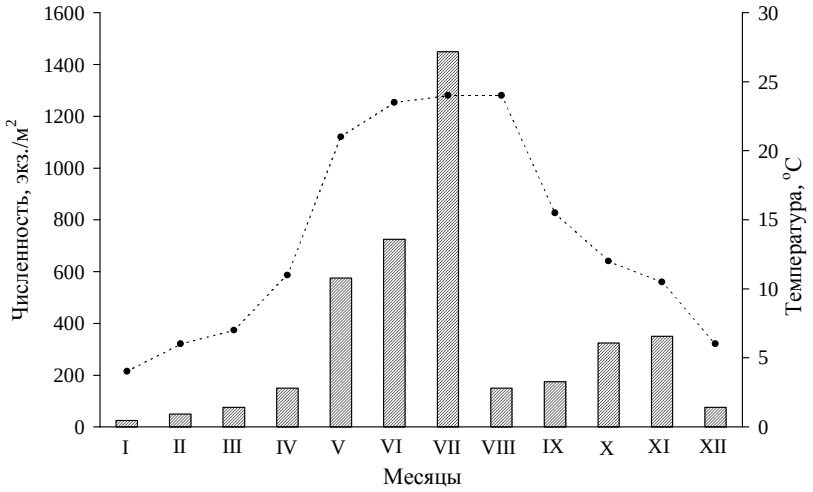


Рис.1. Динамика численности *Lekanesphaera monodi* (штриховка) на фоне сезонной изменчивости температуры морской воды (пунктир)

Изменчивость возрастной и, следовательно, размерной структуры популяции *L. monodi* связана с появлением новых генераций ракообразных, ростом входящей в них молоди и элиминацией особей предыдущих поколений. Удобным показателем, характеризующим возрастную структуру популяции, является средняя масса особи [3]. При массовом появлении молоди этот показатель снижается, а при достижении ракообразными дефинитивных размеров – повышается.

На графиках, представленных на рис. 2, видно, что весной с апреля по май в преднерестовый период биомасса ракообразных увеличивалась в 3 раза (с 3,65 до 11,55 г·м$^{-2}$). Причем в это же время средняя масса особи уменьшалась с 0,024 до 0,020 г, в виду того, что взрослые самцы предыдущей генерации после завершения своих нерестовых функций начинали отмирать.

Биомасса *L. monodi* достигала своего максимума в июне (18,2 г·м$^{-2}$), когда в популяции представлены в основном крупные яйценосные самки и небольшая часть оставшихся самцов. Соответственно в этот период была отмечена максимальная средняя масса особи, составляющая 0,025 г (рис. 2).

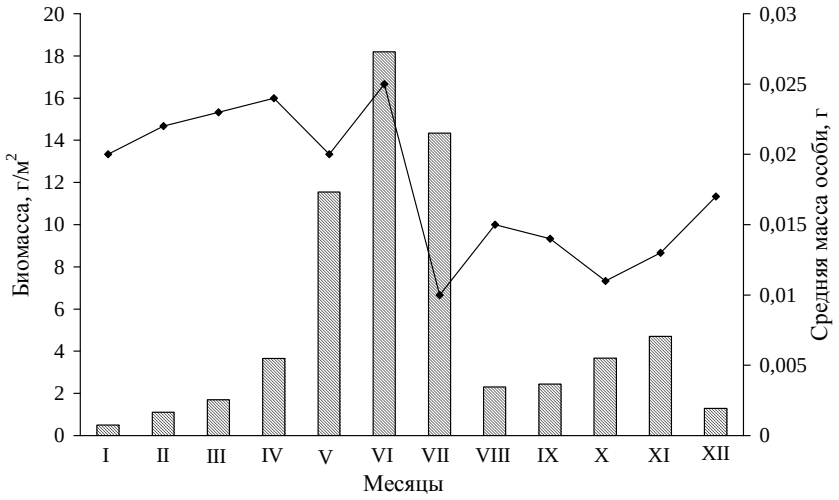


Рис. 2. Динамика биомассы *Lekanesphaera monodi* (штриховка) и сезоннаяизменчивость показателей средней массы особи (ромбы)

В июле, несмотря на возросшую численность (см. рис. 1) общая биомасса *L. monodi* снижалась до 14,35 г·м$^{-2}$. В то же время происходило резкое (в 2,5 раза) снижение средней массы особи ракообразных. Это связано с массовым появлением молоди и началом элиминации отнерестившихся самок. Затем в осенние месяцы происходил рост молоди, и общая биомасса ракообразных составляла 3,67–4,70 г·м$^{-2}$. При этом средняя масса особи находилась в пределах от 0,013 до 0,015 г (рис. 2).

Выводы

Характер сезонной изменчивости количественных параметров развития *L. monodi* в сообществе обрастания Одесского залива Черного моря тесно связан с циклом размножения этих ракообразных. Процесс размножения у них происходит один раз в год в летний период. В июле численность популяции *L. monodi* заметно повышается за счет отродившейся молоди, а биомасса снижается в виду массовой гибели взрослых особей предыдущей генерации. В зимний период, стремясь избежать влияния низких температур, *L. monodi* мигрируют в глубинные менее подверженные охлаждению слои воды.

1. *Аболмасова Г. И.* Баланс энергии двух популяций равноногих ракообразных в Черном море / Г. И. Аболмасова, Г. А. Печень-Финенко, З. А. Романова // Экол. моря. – 1986. – Вып. 24. – С. 64–69.
2. *Аболмасова Г. И.* Влияние температуры на интенсивность обмена и скорость роста изоподы Sphaeroma serratum Fabr. / Г. И. Аболмасова // Экол. моря. – 1987. – Вып. 26. – С. 77–82.
3. *Заика В. Е.* Сравнительная продуктивность гидробионтов / В. Е. Заика. – К.: Наукова думка, 1983. – 208 с.
4. *Кусакин О. Г.* Отряд Isopoda / О. Г. Кусакин // Определитель фауны Черного и Азовского морей. – К.: Наукова думка. – 1969. – С. 408–440.
5. *Кусакин О. Г.* Морские и солоноватоводные равноногие ракообразные (Isopoda) холодных и умеренных вод северного полушария. Подотряд Flabellifera / О. Г. Кусакин. – Л.: Наука. – 1979. – 742 с.
6. *Маккавеева Е. Б.* Рост и продукция Sphaeroma serratum Fabr. В Черном море / Е. Б. Маккавеева // Биол. моря. – 1974. – Вып. 32. – С. 43–52.
7. *Паули В. Л.* Свободноживущие равноногие ракообразные Черного моря (Isopoda non parsitica) / В. Л. Паули // Тр. Севастопольск. биол. ст. – 1954. – Т. 8. – С. 100–135.

8. *Печень-Финенко Г. А.* Энергетический бюджет двух видов равноногих ракообразных / Г. А. Печень-Финенко, Г. И. Аболмасова, З. А. Романова // Экология моря. – 1986. – Вып. 23.– С. 54–64.
9. *Sezgin M.* Rocky bottom crustacean fauna of Sinop (Black Sea, Turkey) coast / M. Sezgin, E. Aydemir // Zool. Baetica. – 2010. – Vol. 21. – P. 5–14.
10. *Teaca A.* Recent data on benthic populations from hard bottom mussel community in the Romanian Black Sea coastal zone / A. Teaca, T. Begun, M.-T. Gomoiu // Geo-Eco-Marina Coastal Zones and Deltas. – 2006. –Vol. 12. – P. 42–51.

О.Ю. Варігін
Інститут морської біології НАН України, Одеса

СЕЗОННА МІНЛИВІСТЬ РОЗВИТКУ LEKANESPHAERA MONODI (ARCANGELI, 1934) (CRUSTACEA, ISOPODA) В УГРУПУВАННІ ОБРОСТАННЯ ОДЕСЬКОЇ ЗАТОКИ ЧОРНОГО МОРЯ

Показана сезонна динаміка кількісного розвитку *Lekanesphaera monodi* в угрупуванні обростання Одеської затоки Чорного моря. Відзначено, що мінливість параметрів чисельності та біомаси цих ракоподібних обумовлена особливостями їх циклу розмноження. Масове розмноження виду відбувається в літній період. Пік біомаси *L. monodi* припадає на червень, коли в поселенні переважають дорослі особини, а чисельності – на липень, коли популяція масово поповнюється молоддю. У зимовий період у зв'язку з пониженням температури води зафіксовані масові міграції *L. monodi* з прибережної зони в глибинні шари води.

Ключові слова: Lekanesphaera monodi, цикл розвитку, динаміка кількісних параметрів, угрупування обростання, Одеська затока, Чорне море

A. Yu. Varigin
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

SEASONAL CHANGEABILITY OF DEVELOPMENT OF LEKANESPHAERA MONODI (ARCANGELI, 1934) (CRUSTACEA, ISOPODA) IN THE FOULING COMMUNITY OF THE ODESA BAY, BLACK SEA

The seasonal changes of quantitative development of *Lekanesphaera monodi* in the fouling community of the Odesa Bay, Black Sea are shown. The variability of parameters of abundance and biomass of the crustaceans are depended on their breeding cycle. The intensive reproduction of this species occurred in summer. The greatest biomass of *L. monodi* are noted in June, when adult breeding individuals are dominated, and the greatest abundance – in July, when the population are massively updated by juveniles. The massive migrations of *L. monodi* from the coastal zone to the deeper water layers are recorded in winter.

Keywords: Lekanesphaera monodi, cycle of development, changes of quantitative parameters, fouling community, Odesa Bay, Black Sea

УДК594.38:574.64

О.М. ВАСИЛЕНКО

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

ВПЛИВ ІОНІВ ХРОМУ (III) НА ОСОБЛИВОСТІ ЖИВЛЕННЯ *LYMNAEA CORVUS* (MOLLUSCA: PULMONATA)

Встановлено вплив різних концентрацій Cr^{3+} на середньодобовий раціон, тривалість проходження корму та його засвоєння у *Lymnaea corvus* за споживання ним різних видів корму

(листя частухи, тополі та стебел латаття). Виявлено, що патологічний процес, викликаний отруєнням молюсків, характеризується фазністю перебігу.

Ключові слова: Lymnaea, основні трофологічні показники, трематодна інвазія, іони хрому (III)

Нині одними з найпоширеніших забруднювачів навколишнього середовища стали важкі метали. Вони на відміну від токсикантів органічної природи не підлягають трансформації і, потрапивши у біогеохімічний цикл, залишаються у ньому, включаючись у кругообіг речовин [1]. Тому не дивно, що дослідження їх впливу на гідробіонтів різних систематичних груп, у тому числі і на молюсків, є досить актуальним.

Одними з найпоширеніших біонтів водного середовища є молюски родини ставковикових *Lymnaeidae.* Деякі види цієї родини можуть бути об'єктами біомоніторингу, тому дослідження всіх сторін їхньої життєдіяльності є важливими. Використання молюсків як об'єктів дослідження (модельні види) при опрацюванні загальногідробіологічних (токсикологічних) проблем ширшає рік від року. Важливість таких досліджень безперечна, саме тому поглиблене вивчення живлення лімнеїд та впливу на нього чинників різної природи, у тому числі іонів важких металів, має чимале теоретичне і практичне значення.

Матеріал і методи досліджень

У дослідах використано 60 екз. ставковика болотного *Lymnaea corvus* Gmelin, 1791, зібраного вручну у р. Тетерів (с. Тетерівка Житомирської обл.) у серпні 2013 р.

Для визначення величини середньодобового раціону (ВСР) тварин, аклімованих протягом 14 діб до лабораторних умов, обсушували фільтрувальним папером, зважували (електронні маси марки WPS 1200) та поміщали одночасно з наважкою корму по одному у заповнені водою ємкості. Як корм використовували: 1) листя чатухи (*Alisma*); 2) листя рдесника (*Potamogeton*); 3) проварене та мацероване протягом 5 діб листя тополі (*Populus*). Наважки корму кожного виду попередньо поміщали між листками фільтрувального паперу під грузом в 1 кг на 20 хв. Тривалість досліду – 2 доби. Через 24 год воду заміняли свіжою. Температуру води підтримували на рівні 16 – 19 ^{0}С. Освітлення акваріумів природне. По закінченні експерименту корм, що залишився не спожитим, витягувався з води, висушувався вищезгаданим способом та зважувався. За різницею маси наважки та корму, що залишився, визначали величину добового споживання його кожною окремою особиною. Величину середньодобового раціону (в % щодо загальної (сирої) маси тіла) розраховували за формулою:

$$x = \frac{a \times 100}{p},$$

де: x – величина середньодобового раціону; a – маса спожитого корму; p – загальна (сира) маса тіла молюска.

Для визначення тривалості проходження їжі через травний тракт (ТПК) молюсків годували протягом шести діб тонкими шматочками мацерованої у воді моркви. Потім їх поміщали по одному у заповнені водою ємкості та давали доволі корму іншого виду (листя частухи, рдесника, тополі та стебел латаття). Встановлювали час появи першого екскремента, що містив залишки цього корму. Засвоюваність корму (ЗК) обраховували за формулою:

$$c = \frac{(a - F) \times 100}{a},$$

де: c – величина засвоюваності їжі (%); a – кількість спожитої їжі (величина добового споживання); F – маса фекалій.

Перед визначенням маси фекаліїв їх осушували описаним вище способом.

Для виявлення зараженості молюсків партенітами трематод при малому збільшенні мікроскопу вивчали тимчасові гістологічні препарати, які виготовляли з тканин їх гепатопанкреаса. Видову належність паразитів визначено виключно на живому матеріалі [3].

Для постановки токсикологічного експерименту готували розчини Cr^{3+} у формі хлориду з концентраціями, що становлять 0,5 рибогосподарських ГДКр, ГДКр, 2 ГДКр, 3 ГДКр. За

діючими зараз нормами для іонів хрому (III) у водах рибогосподарського призначення ГДКр становить 0,005 мг/дм^3 [4].

Токсичне середовище поновлювали через добу. Отримані числові результати дослідів оброблено методами варіаційної статистики за Г.Ф. Лакіним [5].

Результати досліджень та їх обговорення

Відомо, що у легеневих молюсків, як і у інших гідробіонтів, розвиток патологічного процесу, викликаного дією на нього токсикантів, характеризується фазністю перебігу [2]. Виділяють такі його фази (у порядку посилення дії токсичних речовин): фаза байдужості, підвищення активності, депресії, сублетальна та летальна фази. Так, наприклад, концентрації іонів хрому (III) від 0,5 до 2 ГДКр у всіх, без винятку, досліджених молюсків стимулюють активність життєдіяльності, про це свідчить підвищення величин усіх трофологічних показників за споживання ними всіх заданих їм видів корму (рис.).

Отже, концентрації іонів хрому (III) від 0,5 до 2 ГДКр у досліджених молюсків стимулюють підвищення активності життєдіяльності, про що свідчить статично вірогідне зростання величин усіх їх трофологічних показників за споживання ними всіх заданих їм видів корму. Це захисно-пристосувальна реакція молюсків, яка дозволяє їм протистояти згубній дії іонів хрому концентрацією у межах 0,5–2 ГДКр.

Молюски з помірною трематодною інвазією, за дії на них Cr^{3+} мають вищі величини основних трофологічних показників порівняно з особинами незараженими, що дозволяє їм краще протистояти не лише впливові на них токсиканту, але і такого додаткового негативного навантаження як дія на них паразитарного чинника.

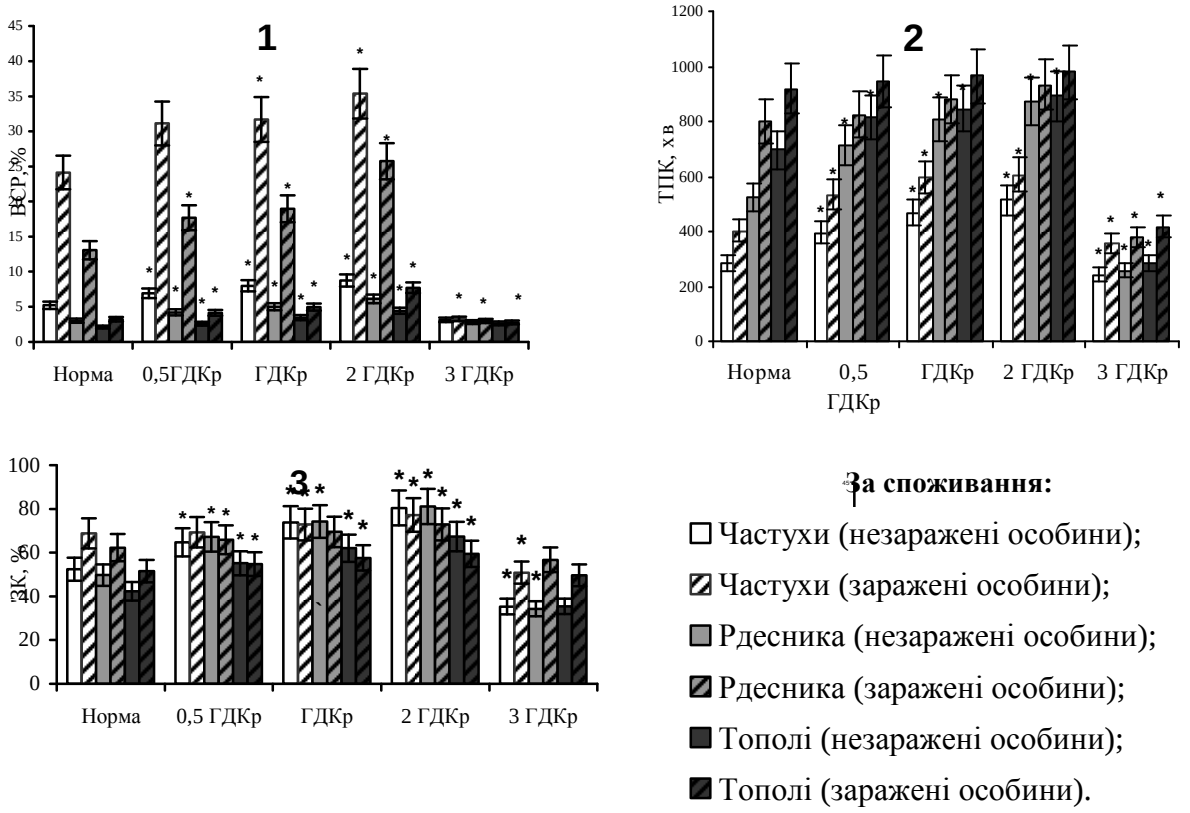


Рис. Вплив різних концентрацій іонів хрому (III) на основні трофологічні показники *L. corvus*: **1** – ВСР; **2** – ТПК; **3** – ЗК; * – статистично вірогідна різниця (P≥94,5%) щодо норми

За концентрації іонів хрому (III), що відповідає 3 ГДКр, величина усіх основних трофологічних показників зменшується, що є ознакою розвитку у ставковиків фази депресії. За цих обставин їх організм виявляється неспроможним протидіяти токсичному впливові іонів

хрому. У молюсків послаблюється рухова активність, внаслідок чого зменшується діяльність, спрямована на пошук корму і його споживання, стрімко зменшуються у них величина середньодобового раціону, Кількість тварин, які відмовляються від споживання корму із підвищенням концентрації іонів хрому (III) у воді неухильно зростає (таблиця).

Таблиця

Вплив різних концентрацій Cr^{3+} на відмову від споживання корму ставковиками

Концентрація токсиканта	Кількість особин (%) які відмовляються від корму	
	неінвазовані	інвазовані
0,5 ГДКр	16–23	20–24
ГДКр	18–23	20–33
2 ГДКр	21–34	25–38
3 ГДКр	25–62	33–70

Отже, для іонів хрому (III) відмова ставковиків від корму може бути використана як одна з тест-функцій при здійсненні екологічного моніторингу рівня забруднення ним природних вод.

В інвазованих трематодами тварин за дії іонів хрому водного середовища, яка відповідає 3 ГДКр, зміни величин трофологічних показників дещо суттєвіші, ніж у ставковиків неінвазованих, що свідчить про більш важкий перебіг у них патологічного процесу, викликаного отруєнням.

Висновки

Отже, з отриманих результатів видно, що різні концентрації іонів хрому чинять різну дію на основні трофологічні показники ставковиків. Помірні концентрації цинку (від 0,5 до 2 ГДК) викликають підвищення активності згаданого процесу. І лише високі концентрації цього токсиканту (3 ГДК) спричиняють розвиток фази депресії.

1. *Брень Н. В.* Использование беспозвоночных для мониторинга загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами / Н. В. Брень // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 4. – С. 75–88.
2. *Веселов Е. А.* Основные фазы действия токсических веществ на организмы / Е. А. Веселов / Тез. докл. Всесоюз. науч. конф. по вопр. водн. токсикологии. – М.: Наука, 1968. – С. 15–16.
3. *Гинецинская Т. А.* Трематоды, их жизненные циклы, биология и эволюция / Т. А. Гинецинская. – Л.: Наука, 1968. – 463 с.
4. *Новиков Ю. В.* Методы исследования качества воды водоемов / Ю. В. Новиков, К. О. Ласточкина, З. Н. Болдина; под ред. А. П. Шицковой. – 2-е изд., перераб. и доп. – М. : Медицина, 1990. – 399 с.
5. *Лакин Г. Ф.* Биометрия / Г. Ф. Лакин. – Учебное пособие для биол. спец. вузов, 4-е изд., перераб. и доп. – М.: Высшая школа, 1990. – 352 с.

О.М. Василенко

Житомирский государственный университет имени Ивана Франко, Украина

ВЛИЯНИЕ ИОНОВ ХРОМА (III) НА ОСОБЕННОСТИ ПИТАНИЯ *LYMNAEA CORVUS* (MOLLUSCA: PULMONATA)

Установлено влияние различных концентраций Cr^{3+} на среднесуточный рацион, усвояемость пищи и продолжительности её прохождения через пищеварительный тракт *Lymnaea corvus* при потреблении четырёх различных видов корма (листья частухи, тополя и стебли кувшинки). Определено, что патологический процесс, вызванный отравлением моллюсков, характеризуется фазностью течения.

Ключевые слова: Lymnaea, основные трофологические показатели, трематодная инвазия, ионы хрома (III)

O.M. Vasylenko
Ivan Franko Zhytomyr State University, Ukraine

THE INFLUENCE OF CHROME (III) IONS ON BASIC TROPHOLOGICAL INDICES OF *LYMNAEA CORVUS* (MOLLUSCA: PULMONATA)

It was studied an influence of different concentrations of Cr^{3+} ions on amount of average daily rations, time of digestion of food by *Lymnaea corvus* during taking different food types (Alisma, Nymhaea, Populus). It has been established that pathological progress induced by influence of this toxicant, is characterized by phases presence.

Keywords: Lymnaea, quantitative trophological indexes, trematodas invasion, chrome (III) ions

УДК (57.017.7+577.122)582.263

О.В. ВАСИЛЕНКО, О.І. БОДНАР, Г.Б. ВІНЯРСЬКА

Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса 2, Тернопіль, 46027,Україна

ОСОБЛИВОСТІ ЕНЕРГЕТИЧНОГО ТА АЗОТНОГО ОБМІНУ *CHLORELLA VULGARIS* BEIJ. ЗА СУМІСНОЇ ДІЇ СЕЛЕНІТУ НАТРІЮ ТА ІОНІВ МЕТАЛІВ

Досліджували активність сукцинатдегідрогенази, цитохромоксидази та глутаматдегідрогенази у *Chlorella vulgaris Beijer.* за дії селеніту натрію із розрахунку на Se^{4+} – 10 мг/дм^3, та сумісної дії селеніту з металами – Zn^{2+} – 5 мг/дм^3, Mn^{2+} – 0,25 мг/дм^3, Cu^{2+} – 0,002 мг/дм^3, Fe^{3+} – 0,008 мг/дм^3, Co^{2+} – 0,05 мг/дм^3, на 7-му добу експозиції. Встановили, що за дії селеніту активність ферментів енергетичного обміну (СДГ та ЦО) зросла, тоді як активність ГДГ зменшилася. За сумісної дії селеніту з металами відмітили пригнічення активності СДГ і ЦО та активацію ГДГ Отримані результати свідчать про адаптаційні перебудови азотного обміну та збільшення ролі амінокислот у енергетичному забезпеченні клітин *Ch. vulgaris* за сумісної дії селеніту з іонами металів.

Ключові слова: Chlorella vulgaris, селеніт натрію, іони металів, сукцинатдегідрогеназа, цитохромоксидаза, глутаматдегідрогеназа

Сполуки селену залежно від їх хімічної природи, концентрації та резистентності організмів впливають на гідробіонтів як позитивно, так і негативно [2]. Для водоростей відома роль сполук селену як антиоксидантів, що знижують віддалені токсичні ураження, викликані важкими металами [2]. Досліджуючи сумісну дію селеніту натрію та іонів металів на *Ch. vulgaris*, ми виходили з того, що показником успішності формування стратегій виживання у токсичному середовищі є ефективність функціонування метаболічних систем в організмі гідробіонтів [1]. Зокрема стійкість водоростей до токсикантів визначається енергетичним статусом клітини [8]. Регуляторними ферментами, що визначають функціонування ланцюга перетворень енергетичних субстратів, є фермент циклу три карбонових кислот – сукцинатдегідрогеназа (СДГ) та фермент електронно-транспортного ланцюга – цитохромоксидаза (ЦО). Важливу функцію в енергетичному обміні виконує глутуматдегідрогеназа (ГДГ) – фермент азотного обміну, що може здійснювати субстратне регулювання ЦТК за рахунок дезамінування глутамату з утворенням 2-оксоглутарату чи, навпаки, зворотній процес. Як відновник у глутаматдегідрогеназній реакції використовується НАДН (дезамінування глутамату) або НАДФН (амінування 2-оксоглутарату) [3, 6].

Метою роботи було встановити зміни активності зазначених ферментів у *Ch. vulgaris* за сумісної дії селеніту натрію та іонів металів.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом дослідження була *Chlorella vulgaris Beij*., яку вирощували в умовах накопичуючої культури на середовищі Фітцджеральда [4] при температурі 23-25 С та освітленні лампами денного світла (інтенсивність 2500 лк). Селен вносили у вигляді селеніту натрію із розрахунку на Se^{4+} – 10 мг/дм^3. Солі металів вносили у розрахунку на іон металу: Zn^{2+} – 5 мг/дм^3, Mn^{2+} – 0,25 мг/дм^3, Cu^{2+} – 0,002 мг/дм^3, Fe^{3+} – 0,008 мг/дм^3, Co^{2+} – 0,05 мг/дм^3 Контролем була культура, яку вирощували у середовищі без селену та солей металів. Відбір проб для аналізу здійснювали на 7-му добу культивування.

Активність СДГ (КФ 1.3.99.1) визначали за окисленням сукцинату до фумарату ферриціанідом калію, що реєстрували спектрофотометрично при довжині хвилі 420 нм [4]. Активність ЦО (КФ 1.9.3.1) встановлювали за конденсацією α-нафтолу та парафенілендиамінгідрохлориду з утворенням фенолу (540 нм) [9]. Активність глутаматдегідрогенази (КФ 1.4.1.2) визначали за швидкістю окислення НАДН або НАДФН при 340 нм [5].

Вміст білків визначали за методом Лоурі і співавт.

Результати досліджень та їх обговорення

За дії селеніту натрію у *Ch. vulgaris* виявлено активацію СДГ та ЦО у 2,6 та 1,5 раза відповідно порівняно з контролем (табл.).

Таблиця

Активність СДГ, ЦО, НАДН-ГДГ та НАДФН- ГДГ у *Ch. vulgaris* за дії селеніту натрію та іонів металів

Умови досліду	СДГ, нмоль сукцинату/ мг білку·хв.	ЦО, мкг індофенолу синього/ мг білку·хв.	НАДН-ГДГ, мкмоль×10^{-3} НАДН/ мг білку·хв.	НАДФН-ГДГ, мкмоль×10^{-3} НАДФН/ мг білку·хв.	НАДН-ГДГ/ НАДФН-ГДГ
контроль	12,99±1,24	1,11±0,05	8,93±0,66	11,85±0,75	0,75
Se^{4+}	33,70±2,07*	1,68±0,01*	4,56±1,10*	9,84±1,03	0,46
Se^{4+}+Co^{2+}	9,72±0,68	1,05±0,06	18,30±1,45*	29,18±2,67*	0,63
Se^{4+}+Mn^{2+}	9,64±0,69	0,86±0,03*	25,11±6,04*	40,52±1,57*	0,62
Se^{4+}+Cu^{2+}	5,89±0,22*	0,56±0,02*	47,43±6,48*	63,01±1,24*	0,75
Se^{4+}+Zn^{2+}	5,84±0,22	0,55±0,03*	72,70±2,26*	65,18±7,37*	1,11
Se^{4+}+Fe^{3+}	2,34±0,24*	0,54±0,02*	45,06±2,08*	55,89±9,81*	0,81

Примітка. * – $p<0,05$

За сумісної дії селеніту та іонів металів активність СДГ значно знизилася як порівняно з контролем, так і порівняно з дією лише селеніту. Так, за дії суміші Se^{4+}+Co^{2+} ці показники зменшилися на 25,17% та 71,16% відповідно, за дії Se^{4+}+Mn^{2+} – на 25,79% та 71,79%, за дії Se^{4+}+Cu^{2+} – на 54,66% та 82,52%, за дії Se^{4+}+Zn^{2+} – на 50,04% та 80,74%, за дії Se^{4+}+Fe^{3+} – на 81,99% та 93,06%.

Динаміка активності ЦО за одночасної дії селеніту та іонів металів була аналогічною. За дії Se^{4+}+Co^{2+} вона зменшилася на 5,41% порівняно з контролем та на 37,5% порівняно з впливом лише селеніту, за дії Se^{4+}+Mn^{2+} – на 22,52% та 48,81% відповідно, за дії Se^{4+}+Cu^{2+} – на 49,55% та 66,67%, за дії Se^{4+}+Zn^{2+} – на 50,45% та 67,26%, за дії Se^{4+}+Fe^{3+} – на 51,35% та 67,86%.

Динаміка активності ГДГ у *Ch. vulgaris* була протилежною, ніж СДГ та ЦО. За дії селеніту активність НАДН-залежної ГДГ зменшилася на 48,94%. За одночасної дії Se^{4+}+Co^{2+} відмітили активацію ферменту у 2,1 раза порівняно з контролем, та у 4,0 раза порівняно з дією селеніту. За дії Se^{4+}+Mn^{2+} ці показники збільшилися у 2,8 та 5,5 раза, за дії Se^{4+}+Cu^{2+} – у 5,3 та 10,4 раза, за дії Se^{4+}+Zn^{2+} – у 8,1 та 15,9 раза, за дії Se^{4+}+Fe^{3+} – у 5,0 та 9,9 раза відповідно. Аналогічно змінювалася активність НАДФН-залежної ГДГ. При додаванні селеніту натрію активність ферменту зменшилася на 16,96%. При сумісній дії селеніту та іонів металів активність НАДФН-ГДГ збільшувалася. За дії Se^{4+}+Co^{2+} активність ферменту збільшилася у 2,5 раза щодо котролю та у 3,0 раза порівняно з впливом селеніту окремо, за дії Se^{4+}+Mn^{2+} – у 3,4

та 4,1 раза, за дії Se^{4+}+Cu^{2+} – у 5,3 та 6,4 раза, за дії Se^{4+}+ Zn^{2+} – у 5,5 та 6,6 раза, за дії Se^{4+}+Fe^{3+} – у 4,7 та 5,7 раза.

Співвідношення НАДН-ГДГ/НАДФН-ГДГ, що вказує на спрямованість глутаматдегідрогеназної реакції, також зазнало змін (див. табл.). Зв'язування амонію переважало за дії селеніту, Se^{4+}+Co^{2+} і Se^{4+}+Mn^{2+}. За дії Se^{4+}+Cu^{2+} це співвідношення було близьким до значень у контролі. За дії Se^{4+}+Fe^{3+} співвідношення НАДН-ГДГ/НАДФН-ГДГ дещо змістилося в бік катаболічної реакції. Щодо дії Se^{4+}+Zn^{2+}, то в цьому випадку реакція повністю змістилася в бік дезамінування глутамату.

Отже, при додаванні у середовище культивування *Ch. vulgaris* 10 мг Se^{4+}/дм^3 відмічена активація ферментів енергетичного обміну (СДГ і ЦО) та ігнібування ГДГ, тоді як за одночасної дії селеніту та іонів металів динаміка активності цих ферментів була протилежною. Можливим поясненням такого феномену є схожість хімічних властивостей селену та сірки, внаслідок чого вони можуть заміщувати один одного у сполуках. При цьому Se^{4+} може бути як синергістом, так і антагоністом сірки. Заміщення групи -SH на групу -SeH у деяких ферментах, зокрема і СДГ, інгібує їхню дегідрогеназну здатність та пригнічує клітинне дихання [7]. Можливе заміщення в дихальному ланцюгу сірки на Se в залізо-сірчаних центрах Fe-S могло активувати ферменти дихального ланцюга (ЦО та СДГ), збільшуючи таким чином кількість АТФ та ініціюючи алостеричне інгібування ГДГ [3]. Внесення іонів металів у поживне середовище, що вже містило селеніт, могло спричинити утворення біонедоступних комплексів як поза клітинами водорості, так і в них. Це сприяло детоксикації, проте зменшувало кількість доступного селену, що негативно відбилося на активності СДГ та ЦО. Значна активація НАДФН-ГДГ вказує на здійснення первинної детоксикації надлишкового аміаку, що інтенсивно утворюється у клітинах водорості за дії металів, збільшення активності НАДН-ГДГ свідчить про залучення амінокислот до енергетичного забезпечення ЦТК за рахунок реакцій дезамінування [1].

Висновки

Селеніт натрію у концентрації 10 мг Se^{4+}/дм^3 активував у *Ch. vulgaris* ферменти енергетичного обміну (СДГ і ЦО) та ігнібував ГДГ. За сумісної дії селеніту натрію та іонів металів (Zn^{2+} – 5 мг/дм^3, Mn^{2+} – 0,25 мг/дм^3, Cu^{2+} – 0,002 мг/дм^3, Fe^{3+} – 0,008 мг/дм^3, Co^{2+} – 0,05 мг/дм^3) активність СДГ та ЦО зменшилася, а НАДН- та НАДФН-залежних форм ГДГ збільшилася. Останнє можна пояснити здатністю селеніту та іонів металів утворювати біонедоступні комплекси, пригнічуючи цим активність ферментів енергетичного обміну, що зумовлює необхідність залучення до ЦТК альтернативного енергетичного субстрату – глутамату, на що вказує зростання активності ГДГ і зміщення рівноваги у бік дезамінування.

1. *Боднар О. І.* Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спеціальність 03.00.17 – Гідробіологія / О. І. Боднар. – К., 2009. – 22 с.
2. *Боднар О. И.* Особенности накопления селена и его биологическая роль у водорослей (обзор) / О. И. Боднар, Г. Б. Винярская, Г. В. Станиславчук, В. В. Грубинко // Гидробиол. журн. – 2014. – Т. 50, № 5. – С. 72–89.
3. *Кретович В. Л.* Усвоение и метаболизм азота в растениях / В. Л. Кретович. – М.: Наука, 1987. – 486 с.
4. *Методы* биохимических исследований (липидный и энергетический обмен): учебное пособие / [под ред. М.И. Прохорова]. – Ленинград : Изд-во Ленингр. ун-та, 1982. – 273 с.
5. *Софьин А. В.* Глутаматдегидрогеназы одноклеточной зеленой водоросли. Кинетические свойства / А. В. Софин, В. Р Шатилов, В. Л. Кретович // Биохимия. – 1984. – Т. 49, № 2. – С. 334–345.
6. *Шатилов В. Р.* Глутаматдегирогеназы / В. Р. Шатилов // Энзимология ассимиляци аммония у растений: сб. научн. трудов. – 1987. – Т. 24. – С. 4–104 / Итоги науки и техники. Серия «Биологическая химия» – М.: ВИНИТИ, 1987. – Т. 24. – С. 5–104.
7. *Ray N. R.* Liver succinoxidase and kidney dehydrogenase activities on selenium toxicity/ N. R. Ray, A. K. Ray / Indian Vet. J. – 1975. – Vol. 52, № 4. – P. 267–270.
8. *Schmid K. M.* Lipid metabolism in plants. Chap. 4. Biochemistry of Lipids, Lipoproteins and Membranes (4th Ed.) / K.M. Schmid, J.B. Ohlrogge / Eds. D. E. Vance, J. E. Vance. – Elsevier Science B.V., 2002. – P. 93–126.

9. *Straus W.* Colometric microdetermination of cytochrome c oxidase / W. Straus // J. Biol. Chem. – 1954. – Vol. 207, № 2. – P. 733.
10. *Wang D.* Toxicity and accumulation of selenite in four microalgae/ D. Wang, Zh. Cheng, L. Shaojing [et al.] / Chinese J. Oceanology and Limnology. – 2003. – Vol. 21, № 3. – P. 280–285.

О.В. Василенко, О.И. Боднар, Г.Б. Винярська
Тернопольский национальный педагогический университет имени Владимира Гнатюка, Украина

ОСОБЕННОСТИ ЭНЕРГЕТИЧЕСКОГО И АЗОТНОГО ОБМЕНА У CHLORELLA VULGARIS BEIJ. ПРИ СОВМЕСТНОМ ДЕЙСТВИИ СЕЛЕНИТА НАТРИЯ И ИОНОВ МЕТАЛЛОВ

Исследовали активность сукцинатдегидрогеназы, цитохромокисдазы и глутаматдегидрогеназы у *Chlorella vulgaris Beij*. при действии селенита натрия в расчете на Se^{4+} – 10 мг/дм^3 и совместного действия селенита с металлами – Zn^{2+} – 5 мг/дм^3, Mn^{2+} – 0,25 мг/дм^3, Cu^{2+} – 0,002 мг/дм^3, Fe^{3+} – 0,008 мг/дм^3, Co^{2+} – 0,05 мг/дм^3, на 7-е сутки экспозиции. Установлено, что при действии селенита активность ферментов энергетического обмена увеличилась, а активность ГДГ уменшилась. При совместном действии селенита с ионами металлов отметили угнетение активности СДГ и ЦО и активацию ГДГ. Полученные результаты свидетельствуют о адаптационных перестройках азотного обмена и увеличении роли аминокислот в энергетическом обеспечении клеток *Ch. vulgaris* при совместном действии селенита и ионов металлов.

Ключевые слова: селенит натрия, ионы металов, Ch. vulgaris, сукцинатдегидрогеназа, цитохромоксидаза, глутаматдегидрогеназа

O.V. Vasylenko, O.I. Bodnar, G.B. Viniarska
Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

THE COMBINED EFFECT OF Se^{4+} WITH AND OF METAL IONS ON ENERGY AND NITROGEN METABOLISM *CHLORELLA VULGARIS* BEIJ.

The activity of succinate dehydrogenase (SDH), cytochrom oxidase (CO) and glutamate dehydrogenase (GDH) in *Chlorella vulgaris* Beij. cell at the 7 days influence of sodium selenite 10 mg Se^{4+}/dm^3 and combined effect Se^{4+} with metal salts in concentrations: Zn^{2+} – 5 mg/dm^3, Mn^{2+} – 0,25 mg/dm^3, Cu^{2+} – 0,002 mg/dm^3, Fe^{3+} – 0,008 mg/dm^3, Co^{2+} – 0,05 mg/dm^3 was investigated. The effect of Se^{4+} leads to the activation of enzymes of energy metabolism, and inhibition the activites of GDH. Inhibition of the activity of SDH and CO and activation of GDH under the combined effect of Se^{4+} with metals was observed. The obtained results indicate adaptive adjustment of nitrogen metabolism and increase the role of amino acids in the energy supply of cells *Ch. vulgaris* under the combined effect of sodium selenite with metals ions.

Keywords: sodium selenite, metals ions, Ch. vulgaris, succinate dehydrogenase, cytochrom oxidase, glutamate dehydrogenase

УДК 574.4 (477.74) (26.05)

А.К. ВИНОГРАДОВ, И.А. СИНЕГУБ
Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

ВАЖНЕЙШИЕ АБИОТИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ И БИОТОПИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА АКВАТОРИЙ МОРСКИХ ПОРТОВ

Черноморские порты Украины – Одесский, Ильичевский, Южный – размещены в северо-западной части Черного моря в районе г. Одессы на участке берега протяженностью около

50 км. Акваторией Одесского морского порта (МП) являются юго-западная и западная части Одесского залива, Ильичевского – Сухой лиман, Южного – Григорьевский лиман. При строительстве МП Сухой и Григорьевский лиманы превращены в глубоководные морские заливы, а акватория Одесского МП искусственно ограждена. Рассматриваются общие особенности биотопической структуры МП.

Ключевые слова: морские порты, экосистемы, абиотические особенности, биотопическая структура

В Одесском регионе северо-западной части Черного моря (СЗЧМ) расположены три главных морских порта (МП) Украины: Одесский, Ильичевский и Южный. Площадь их акваторий – 3,3 км^2, 5,7 км^2 и 5,8 км^2 соответственно. Путем дноуглубления глубины в них доведены до 13–21 м. Одесский МП расположен в юго-западной и западной частях Одесского залива и защищен со стороны моря искусственными гидротехническими сооружениями (ГТС) с несколькими проходами между ними. Акваторией Ильичевского является Сухой лиман, а МП Южный – Григорьевский лиман. С морем МП соединены глубоководными подходными каналами (ПК). Экосистемы акваторий МП состоят из компонентов природного и антропогенного происхождения. Главными из них являются огражденные, углубленные в 4–5 раз акватории, разного рода стационарные ГТС и ПК, играющие важную роль в функционировании МП как транспортных систем. Внешние рейды не являются компонентами экосистем акваторий МП. Акватории МП следует рассматривать как целостные специфические водные экосистемы. Каждый из МП имеет индивидуальные особенности, но в то же время их экосистемы объединяет и много общих черт, т.к. они имеют одинаковое предназначение и создаются на основании одних и тех же принципов. В МП экосистемы акваторий функционируют в условиях резко пониженной гидродинамики, наличия больших площадей искусственных твердых субстратов (Одесский МП – около 200 тыс. м^2, Ильичевский и Южный – около 90 тыс. м^2 каждый). Причалы, молы и волноломы в МП выполняют функции искусственных рифов [1, 2].

В прибрежных морских экосистемах при строительстве МП нарушаются естественные морские ландшафты и создаются как положительные (проходящие от дна до поверхности воды) формы ландшафта, так и отрицательные (выемки в дне), углубленные на 10 м и более по сравнению с соседними участками. Новые формы рельефа изменяют режим течений, скорости и направления вдольбереговых потоков наносов не только на акваториях самих МП, но и на прилегающих участках берега. Строительство набережных и причалов ведет к выпрямлению и упрощению береговой линии. Дноуглублением в МП уничтожается многообразие донных ландшафтов в большом интервале глубин и заменяется однообразием преимущественно илистых грунтов.

В МП наблюдаются изменения условий существования, как отдельных видов гидробионтов, так и целых сообществ. Происходят перестройки в экологических связях и структуре всей биоты. Ослабление волнового воздействия и всех движений воды, увеличение глубин, способствуют формированию устойчивого пикноклина и ухудшению связей между надпикноклинным и подпикноклинным слоями, большие площади твердых вертикальных поверхностей вызывают снижение мозаичности в элементах экосистем МП. Все это определяет пригодность и привлекательность огражденных акваторий МП для организмов одних жизненных форм и ухудшение условий обитания для других [1, 2].

Наличие устойчивого пикноклина, огражденность и поступление в больших количествах как автохтонного, так и аллохтонного органического вещества (ОВ) ведут к прогрессирующему эвтрофированию акваторий МП и накоплению на дне мертвого ОВ. Для акваторий МП становиться обычным наличие не только в илистых грунтах, но и в придонном слое воды сероводорода и ряда других, токсичных для оксифильных гидробионтов продуктов разложения ОВ в анаэробных условиях [1, 2, 4].

Из-за преобладания в Одесском регионе СЗЧМ двух основных водных масс – морской, более соленой и более тяжелой, и лиманской или осолоненной пресной, в акваториях МП

обычно устанавливается двухслойная, разделенная пикноклином, структура. Надпикноклинный слой (обычно 3–5 м) образует более теплая, менее соленая, содержащая до 8–10 мг·дм$^{-1}$ кислорода вода, а подпикноклинный – более холодная и тяжелая, содержащая 1–5 мг·дм$^{-1}$ кислорода, вода. В условиях ослабленной гидродинамики и слабого перемешивания в акваториях МП надпикноклинный и подпикноклинный слои могут функционировать как достаточно автономные экосистемы [1, 2].

Обычные скорости течений во всей СЗЧМ – 15–20 см·с$^{-1}$, с глубиной они заметно падают. На акваториях МП обычны скорости 1–2 см·с$^{-1}$, как правило, они не превышают 5 см·с$^{-1}$ и редко превосходят 10 см·с$^{-1}$.

Важнейшие общие биотические особенности экосистем акваторий МП определяются: 1 – ослабленной гидродинамикой; 2 – полным, или на большей части берега, уничтожением прибрежных естественных мелководий с их биоценозами; 3 – заменой отмелого берега приглубым (10–21 м) и устойчивой стратификацией водных масс; 4 – наличием больших площадей искусственного твердого субстрата; 5 – повышенной продукцией ОВ и поступлением аллохтонного ОВ; 6 – накоплением растворенного и взвешенного ОВ в пелагиали, в зоне пикноклина и на дне; 7 – возникновением временных или постоянных зон придонной гипоксии и аноксии; 8 – ослаблением механизмов выведения излишков ОВ и биогенных веществ за пределы экосистем; 9 – накоплением вещества и энергии в форме мертвого ОВ [1, 2].

Строительство постоянных ПК и дноуглубление в таких «умирающих» водоемах эстуарного типа, какими были Сухой и Григорьевский лиманы до превращения их в акватории МП, стабилизировало в них гидролого-гидрохимический режим, привело к обогащению их биот и общему «омолаживанию» их экосистем.

Биотопическая структура акваторий МП во многом идентична таковой примыкающих участков моря, но в то же время имеет и свои особенности. В них имеются контурные биотопы: 1 – нейсталь (раздел вода – атмосфера); 2 – перифиталь (раздел вода – твердые субстраты различного происхождения); 3 – бенталь (раздел вода – донные отложения). Отдельно выделяются внутренние биотопы пелагиали, т.е. водной толщи [3]. Для пелагиали характерны разделы, проходящие по изопикническим поверхностям в толще воды и на поверхности взвешенных частиц различного происхождения. Причем суммарная площадь таких поверхностей на 2–3 порядка превосходит площадь контурных разделов.

Важнейшую роль в формировании биотопической структуры в водных экосистемах имеют движения воды, освещенность, содержание кислорода, температура и др. Ветровое перемешивание, распространяясь на определенную глубину и создавая на своей нижней границе большой вертикальный градиент плотности (пикноклин), тем самым ограничивает свое дальнейшее распространение в глубину. В зоне пикноклина в МП наблюдается резкий скачок содержания кислорода, и формируются внутренние волны, осуществляющие горизонтальный перенос.

Нейсталь в МП представлена гипонейсталью, распространяющейся от пленки поверхностного натяжения на глубину до 25–30 см. Движения воды в этом слое происходят благодаря ветру, поверхностной термической конвекции и циркуляции Ленгмюра. Последня распространяется вплоть до пикноклина. В подпикноклинном слое функционируют компенсационные течения. Непосредственно в придонном слое формируется, благодаря глубинному теплу Земли, придонная термическая конвекция, охватывающая слой до 25–30 см от дна.

Биотопы толщи воды (гипонейсталь, эпипелагиаль, метапелагиаль, батипелагиаль, аноксиаль) на своей периферии взаимодействуют с примыкающими контурными биотопами бентали и перифитали, подвергающимися воздействиям одних и тех же движений воды, в результате чего происходит обмен их свойствами и формируется присубстратные слои воды (прибрежных мелководий, придонный, пристеночный), имеющие некоторые показатели, существенно отличающиеся от таковых в основной примыкающей водной массе.

В составе бентали в МП выделяются биотопы: 1 – псевдолиторали; 2 – верхней сублиторали; 3 – эпибентали; 4 – метабентали; 5 – батибентали; 6 – аноксибентали. Биотопы перифитали в МП представлены: 1 – приповерхностной перифиталью; 2 – эпиперифиталью; 3 – метаперифиталью; 4 – батиперифиталью; 5 – аноксиперифиталью (рисунок). В контурных биотопах бентали и перифитали акваторий МП прослеживается преимущественно поясное и мозаичное распределение гидробионтов, а в толще воды – по формирующимся там горизонтам или слоям с одинаковыми гидрологическими и гидрохимическими характеристиками. Наибольшие «сгущения» жизни в МП связаны с псевдолиторалью и верхней сублиторалью, приповерхностной перифиталью и эпиперифиталью, гипонейсталью и верхней эпипелагиалью.

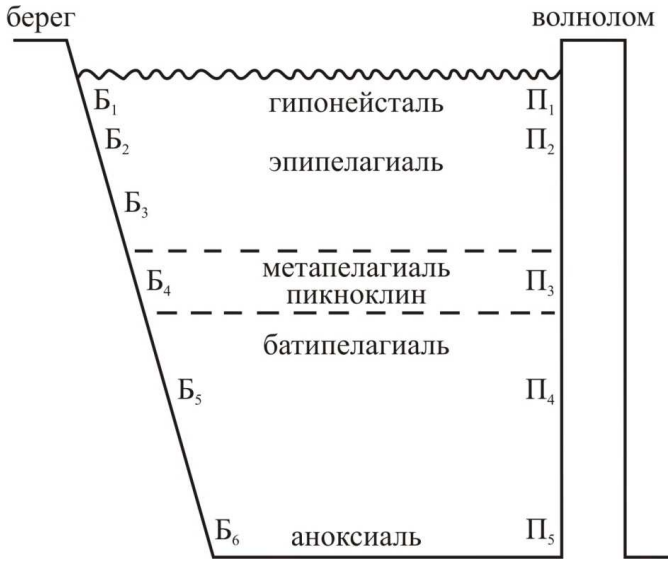


Рис. Общая схема биотопов акватории морского порта

Биотопы бентали: $Б_1$ – псевдолитораль, $Б_2$ – верхняя сублитораль, $Б_3$ – сублитораль (эпибенталь), $Б_4$ – метабенталь, $Б_5$ – батибенталь, $Б_6$ – аноксибенталь. Биотопы перифитали: $П_1$ – приповерхностная перифиталь, $П_2$ – эпиперифиталь, $П_3$ – метаперифиталь, $П_4$ – батиперифиталь, $П_5$ – аноксиперифиталь

Выводы

Экосистема акватории каждого МП слагается из подсистем пелагиали, перифитали и бентали. В биотопах, расположенных в зоне пикноклина и ниже (метапелагиаль – метабенталь – метаперифиталь, батипелагиаль – батибенталь – батиперифиталь, аноксиаль – аноксибенталь – аноксиперифиталь), идет постоянная борьба между поступающим сверху кислородом и распространяющимся из верхнего слоя донных осадков сероводородом. Эти процессы определяют состав населяющих их экологических группировок гидробионтов.

1. *Виноградов А. К.* Экосистемы акваторий морских портов Черноморско-Азовского бассейна (Введение в экологию морских портов) / А. К. Виноградов, Ю. И. Богатова, И. А. Синегуб. – Одесса: Астропринт, 2012. – 528 с.
2. *Виноградов А. К.* Экология морских портов (Черноморско-Азовский бассейн) / А. К. Виноградов, Ю. И. Богатова, И. А. Синегуб. – Одесса: Астропринт, 2014. – 568 с.
3. *Протасов А. А.* Жизнь в гидросфере. Очерки по общей гидробиологии / А. А. Протасов. – К.: Академпериодика, 2011. – 704 с.
4. *Селифонова Ж. П.* Экосистемы акваторий черноморских портов Новороссийска и Туапсе / Ж. П. Селифонова. – С-Пб.: Наука, 2012. – 227 с.

О.К. Виноградов, І.О. Синьогуб
Інститут морської біології НАН України, Одеса

НАЙВАЖЛИВІШІ АБІОТИЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ТА БІОТОПІЧНА СТРУКТУРА АКВАТОРІЙ МОРСЬКИХ ПОРТІВ

Чорноморські порти України – Одеський, Іллічівський, Південний – розташовані в північно-західній частині Чорного моря в районі м. Одеса на ділянці берега протяжністю біля 50 км. Акваторією Одеського морського порту (МП) є південно-західна і західна частини Одеської затоки, акваторією Іллічівського МП – Сухий лиман, Південного – Григор'євський лиман. При будівництві МП Сухий та Григор'євський лимани перетворені у глибоководні морські затоки. Акваторія Одеського МП штучно огороджена. Розглядаються загальні особливості біотопічної структури МП.

Ключові слова: морські порти, екосистеми, абіотичні особливості, біотопічна структура

A.K. Vinogradov, I.A. Synyogub
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

MAIN ABIOTIC PECULIARITIES AND BIOTOPIC STRUCTURE OF AQUATORIES OF MARINE PORTS

The Ukrainian ports of Odesa, Ilyichevsk and Yuzhny are located in the north-western part of the Black Sea, in the Odesa region, along a coastal zone extending for about 50 km. The aquatory of Odesa marine port (MP) is formed by the south-western and western part of Odesa Gulf, while the aquatories of Ilyichevsk and Yuzhniy MPs by Sukhoy and Grigorievsky limans respectively. During MP construction, Sukhoy and Grigorievsky limans were transformed into deepwater marine gulfs and the aquatory of Odesa MP was artificially protected. The main peculiarities of the biotopic structure of MPs are discussed.

Keywords: marine ports, ecosystems, abiotical peculiarities, biotopic structure

УДК 551.331.1:574.2:591.525(639.3.036.591.133.1)

О.М. ВОДЯНІЦЬКИЙ, О.С. ПОТРОХОВ, О.Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

РЕПРОДУКТИВНІ ВЛАСТИВОСТІ КРАСНОПІРКИ ЗА ДІЇ ЕКОЛОГІЧНИХ ЧИННИКІВ

Досліджені відносна плодючість та ступінь накопичення запасних речовин у гонадах краснопірки за різних умов їх існування. Показано, що на перших етапах оогенезу після нересту риб найбільший вплив на ці показники має стан кормової бази водойми та її температурний і кисневий режим. Після проходження адаптаційних процесів у риб до перевищення температури води за норму у них спостерігався більший трофічний ріст ооцитів зі значним накопиченням білків, ліпідів та глікогену.

Ключові слова: краснопірка, температура води, плодючість, вміст білків, ліпідів, глікогену

Оскільки риби є пойкілотермними тваринамии, то температура є ключовим чинником, який впливає на їх життєдіяльність, інтенсивність обміну речовин, нормальний ріст та розвиток, репродуктивні властивості [2]. Відомо, що риби здатні регулювати свою плодючість залежно від зміни умов навколишнього середовища. Більша плодючість виду формується в умовах високої смертності та при наявності якісної кормової бази [3, 6]. Крім того, зміни температури оточуючого середовища чинять істотний вплив на загальну інтенсивність обмінних процесів [7]. Риби достатньо добре пристосовані до сезонних коливань температури, в них виробився сезонний ритм дозрівання статевих клітин та нерест відбувається у відповідь на сезонний ритм

температури [5]. При чому підвищення або зниження суми тепла за вегетаційний період може корегувати репродуктивну здатність риб.

Нами досліджені самки краснопірки *Scardinius erythrophthalmus (L.)*, які досягають статевої зрілості на 2–3 році життя при довжині тіла 12–13 см та масі 30–50 г. Нерест риб проходить в квітні-травні при температурі води 12–18° С. Абсолютна плодючість становить 7–200 тис. ікринок [1].

Метою роботи було визначення зміни у плодючості краснопірки та ступеню накопичення запасних речовин в ооцитах у післянерестовий період за різних екологічних умов існування.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводилися на Білоцерківській експериментальній гідробіологічній станції Інституту гідробіології НАН України протягом червня-липня. Біологічним матеріалом досліджень були гонади краснопірки, які знаходилися на III стадії оогенезу. Статевозрілих особин краснопірки утримували у двох водоймах, які відрізнялися за температурними та кисневими умовами. Крім того досліджували маточну природну популяцію краснопірки з Середнього Білоцерківського водосховища (р. Рось). В результаті кліматичних змін саме температура води та вміст в ній розчиненого кисню будуть найбільш впливовими чинниками на фізіологічний та репродуктивний стан риб.

Вміст розчиненого кисню вимірювали о четвертій годині ранку методом Вінклера. Температура води вимірювалася ртутним термометром тричі на день (о 8, 12, 20 год.). Всі дослідні водойми характеризувалася однаковими гідрохімічними показниками: pH – 8,2–8,3; твердість – 6,1 мг-екв./дм^3; вміст Ca^{2+} – 60,1–67,4 мг Ca^{2+}/дм^3; Mg^{2+} – 32,0–36,1 мг Mg^{2+}/дм^3; Cl^- – 28,1–31,2 мг Cl^-/дм^3; NH_4^+ – 0,25–0,28 мг N/дм^3; NO_2^- – 0,006–0,012 мг N/дм^3; NO_3^- – 0,08–0,09 мг N/дм^3; PO_4^{3-} – 0,05–0,06 мг P/дм^3; ПО – 7,0–10 мг O/дм^3; БО – 15,4–18,1 мг O/ дм^3.

Вміст ліпідів (мг/г) визначали за допомогою сульфо-фосфорванілінового реактиву [8], глікогену (мг/г) –антронового реагенту, вміст загальних білків за Лоурі [4].

Результати досліджень та їх обговорення

Температура води у р. Рось протягом червня коливалася в достатньо вузьких межах від 20,9–23,5^{o}C, липня – 20,2–25,2 ^{o}C, сума тепла за весь період була 1146 градусо-днів. В протилежність цьому в дослідних водоймах температурні коливання були доволі значними: 24 ставок – 18,7–25,5 та 18,9–27,9 ^{o}C, 23 ставок – 20,5–30,9 та 19,5–30,2 ^{o}C відповідно. Сума тепла за період дослідження в цих водоймах становила 1213,2 (24 ставок), 1292,2 градусо-днів (23 ставок).

Також стабільним режимом вмісту розчиненого кисню характеризувалося водосховище на р. Рось. Його вміст на 4-у годину ранку був від 6,5 до 8,8 мг/дм^3. Для експериментальних водойм були характерні істотні коливання цього показника, який становив для 24 ставка 4,8–9,8 мг/дм^3 та 23 ставка 4,2–8,0 мг/дм^3 і залежав від температури оточуючого середовища.

Таким чином, у температурні та кисневі умови для краснопірки у р. Рось виявилися більш стабільними та сприятливими для формування дозріваючих ооцитів. В дослідних водойм виявляли суттєві коливання цих показників. Умови 24 ставка були більш сприятливими: температура води не перевищувала 28^o С та падіння вмісту кисню в передранкові години не було критичним (не менш 4,8 мг/дм^3). У 23 ставку відмічали перевищення температурного оптимуму для аборигенних видів риб, неодноразово температура води була вищі за 30^o С, а вміст розчиненого кисню падав до 4,2 мг/дм^3.

Такі коливання екологічних чинників могли чинити істотний вплив на інтенсивність живлення, фізіологічний стан, активність метаболізму та формування ооцитів у самок краснопірки. Слід відзначити, що кормова база дослідних водойм для риб була достатньою та переважала за своєю кількістю р. Рось.

Як показали наші дослідження, в червні найбільший трофічний ріст ооцитів спостерігався у риб з 24 ставка. Маса ооцитів значно перевищувала відповідні показники краснопірки з р. Рось та 23 ставка (рис. 1). Якщо в першому випадку безперечно впливала достатньо низка кормність водойми, то в другому – уповільнення росту ооцитів було пов'язано з дією високих температур та низького вмісту кисню у воді. Проте в липні між різними групами риб маса ікринок вирівнювалась, дещо вищою вона була у найбільш прогрітій водоймі.

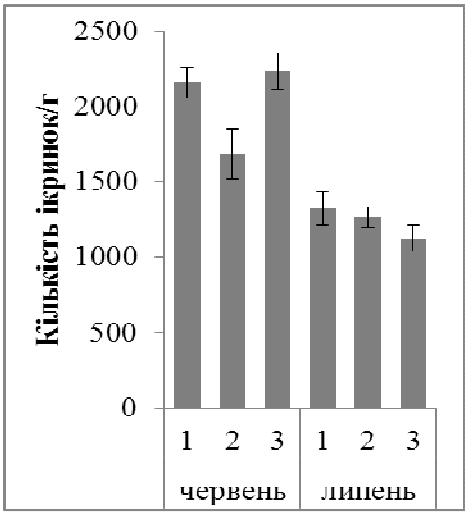


Рис. 1. Відносна плодючість краснопірки за різних умов існування

Примітка: 1 – р. Рось, 2 – 24 ставок, 3 – 23 ставок

У липні при завершенні III стадії розвитку ооцитів продовжується накопичення в них запасних речовин, але на цьому етапі риби достатньо адаптувалися до значних температурних перепадів в дослідних ставках, високі температури не заважають процесам накопичення білків, ліпідів та глікогену і в цілому трофічному росту ооцитів. Найбільший вміст запасних речовин відмічений у гонадах краснопірки з 23 ставка. Разом з тим як вміст білків у риб з р. Рось та 24 ставка не відрізнявся між собою, то вміст ліпідів та глікогену був вищим у риб з ставка на 5,0 та 60,0% порівняно з краснопіркою з р. Рось. В цьому випадку спостерігається позитивних вплив більш якісної кормової бази ставків.

Про значний трофічний ріст ооцитів риб з 24 ставка у червні місяці також свідчать дані по вмісту білків, глікогену та ліпідів в гонадах (рис. 2). Зокрема, вміст білків в ооцитах цих риб перевищує показник у риб з р. Рось та 23 ставка відповідно на 39,1 та 43,0%, ліпідів – на 41,4 та 64,9%, глікогену – у 2,3 та 1,5 разів відповідно. Отже стан кормової бази та температурний режим 24 ставка у черні повністю задовольняє процесам проходження оогенезу краснопірки. При меншій кормності водойми (р. Рось) трофічний ріст ооцитів в червні уповільнюється. Але найбільш суттєво негативно впливає на формування ооцитів несприятливий, перевищений температурний режим водойми, зокрема 23 ставка.

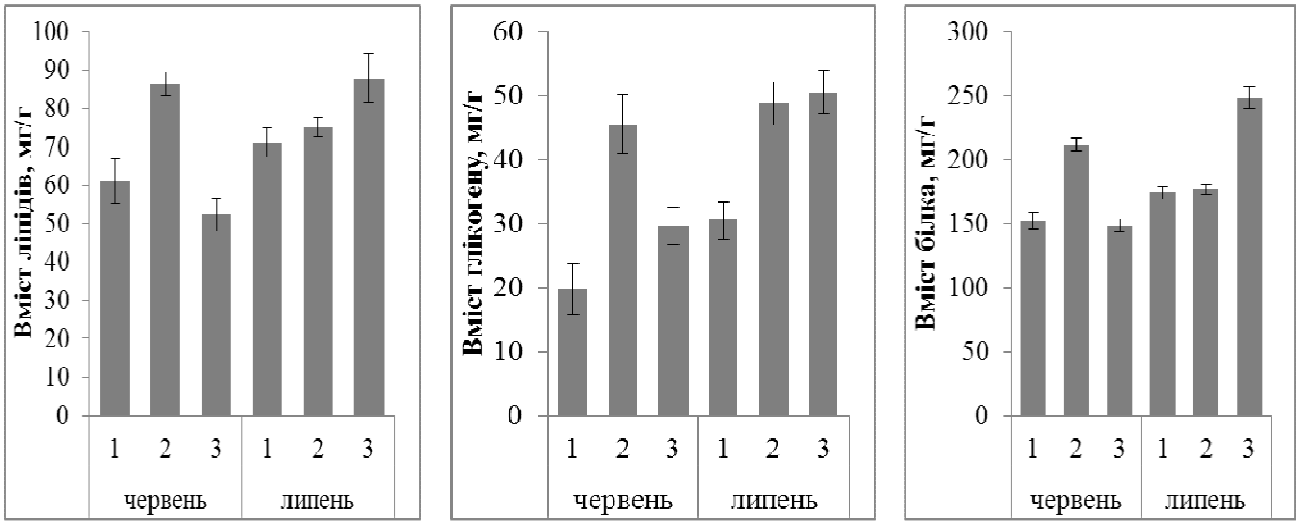


Рис. 2. Вміст загальних білків, ліпідів та глікогену у монадах риб за дії екологічних чинників водного середовища

Примітка: 1 – р. Рось, 2 – 24 ставок, 3 – 23 ставок.

Висновки

Встановлено, що розвиток ооцитів краснопірки істотно залежить від екологічних умов існування.

В першу чергу, плодючість риб та рівень накопичення запасних речовин в ооцитах в процесі їх трофічного росту пов'язана з наявністю доступного корму та проточності водойми.

На перших етапах розвитку ооцитів після нересту краснопірки негативні прояви в рості ооцитів та накопиченні в них запасних речовин спостерігаються і при перевищенні температурних умов за норму та при зниженні вмісту розчиненого кисню у воді. Проте, при тривалому існуванні риб за умов значних коливань температури води та вмісту розчиненого кисню, які виходять за межі оптимуму, цей вид добре адаптується і здатний використати перемаси, які надають екологічні чинники, підвищити свою плодючість, збільшити накопичення запасних білків, ліпіді та глікогену в ооцитах.

1. *Берг Л. С.* Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран Т.2. / Л. С. Берг. – М.: Изд-во АН СССР, 1949. – 593 с.
2. *Никольский Г. В.* Экология рыб. Изд. 3-е, доп. Учеб. пособие для ун-тов / Г. В. Никольский. – М.: Высш. школа, 1974. – 357 с.
3. *Никольский Г. В.* Теория динамики стада рыб / Г. В. Никольский. – М.: Издательство «Пищевая промышленность», 1974. – 450 с.
4. *Практикум* по биохимии / ред. Северин С. Е., Соловьева Г. А. – М.: Изд-во МГУ, 1989. – 510 с.
5. *Строганов Н. С.* Экологическая физиология рыб. Том 1 / Н. С. Строганов. – М.: Издательство Московского университета, 1962. – 441 с.
6. *Ильмаст Н. В.* Введения в ихтиологию / Н. В. Ильмаст. – Петрозаводск, 2005. – 148 с.
7. *Hochachka P. W.* Biochemical adaptation: mechanism and processin physiological evolution / P. W. Hochachka, G. N. Somero. – Oxford: Oxford University Press, 2002. – 356 p.
8. *Knight J. A.* Chemical basis of the sulfo-phospho-vanillin reaction for estimating total serum lipids / J. A. Knight, Sh. Anderson, J. M. Rawle // Clinical chemistry. – 1972. – Vol. 18, № 3. – P. 199–202.

А.М. Водяницкий, А.С. Потрохов, О.Г. Зиньковский
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

РЕПРОДУКТИВНЫЕ СВОЙСТВА КРАСНОПЕРКИ ПОД ДЕЙСТВИЕМ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ

Исследованы относительная плодовитость и степень накопления запасных веществ в гонадах красноперки при различных условиях их существования. Показано, что на первых этапах оогенеза после нереста рыб наибольшее влияние на эти показатели имеет состояние кормовой базы водоема и ее температурный и кислородный режим. После прохождения адаптационных процессов у рыб к превышению нормы температуры воды у них наблюдался больший трофический рост ооцитов со значительным накоплением белков, липидов и гликогена.

Ключевые слова: красноперка, температура воды, плодовитость, содержание белков, липидов, гликогена

A.M. Vodyanitskiy, A.S. Potrokhov, O.G. Zinkovskiy
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

REPRODUCTIVE PROPERTIES RUDD UNDER THE INFLUENCE OF ENVIRONMENTAL FACTORS

The relative fertility and the degree of accumulation of reserve substances in the gonads rudd under different conditions of their existence is investigated. It is shown that in the early stages of oogenesis after spawning the greatest impact on these indicators have a state fodder reservoir and the temperature and oxygen regime. After passing through the adaptation processes in fish exceed the norm of water temperature they experienced greater trophic growth of oocytes with a significant accumulation of proteins, lipids and glycogen.

Keywords: Rudd, water temperature, fertility, protein, lipid, glycogen content

УДК 574.58:574.522(285.3)

Ю.М. ВОЛІКОВ, Т.С. РИБКА
Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210

ОЦІНКА ЕКОЛОГО-САНІТАРНОГО СТАНУ ОСНОВНОГО РІЧКОВОГО РУСЛА КИЇВСЬКОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ЗА ПОКАЗНИКАМИ МАКРОЗООБЕНТОСУ І ЗООПЛАНКТОНУ

Наведено результати досліджень еколого-санітарного стану основного русла річкової частини Канівського водосховища в м. Києві за угрупованнями макрозообентосу і зоопланктону.

Ключові слова: зоопланктон, зообентос, екологічний стан

До факторів, які мають переважаючий вплив на формування санітарно-гідробіологічних показників водних об'єктів Київської ділянки Канівського водосховища, відносяться режими зміни рівнів води, а також характер водообміну. Вказані фактори напряму залежать від експлуатації розташованої вище Київської ГЕС, яка більшу частину року працює у піковому режимі (два попуски на протязі доби). Коливання рівня біля ГЕС досягають 1 м і більше. В результаті цього, при різних фазах роботи ГЕС на Київській ділянці формуються великі об'єми води з різними фізичними, хімічними та біологічними характеристиками, що зумовлює створення складних імпульсно-стабілізованих екосистем з характерними, тільки їм притаманними, абіотичними умовами і біотичними компонентами [4].

Мета роботи – на основі вивчення видового різноманіття і кількісних показників розвитку угруповань макрофауни донних безхребетних і зоопланктону дати характеристику сучасного санітарно-екологічного стану основного річкового русла Київської ділянки Канівського водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для досліджень слугували проби макрозообентосу та зоопланктону, відібрані протягом вегетаційних сезонів у 2012 і 2013 роках. Досліджено чотири ділянки основного русла київської частини Канівського водосховища. Проби відбирали у верхній частині міста – в районі житлового масиву Оболонь біля заплави „Собаче гирло" (10,5 км нижче греблі Київської ГЕС), в середній частині міста – біля „Парку Новодницького" (23,5 км), нижче міста: на станціях вище і нижче виходу в основне русло скидного каналу Бортничанської станції аерації (БСА) (30 км). Проби зоопланктону відбирали на чистоводді, а також у прибережній зоні з різною інтенсивністю розвитку макрофітів. Для визначення екологічного стану за угрупованнями макрозообентосу проаналізовані проби, які були відібрані ближче до фарватеру русла. Обробку матеріалу здійснювали згідно із загальноприйнятими гідробіологічними методиками [1]. Категорії якості води визначалися за методиками оцінки стану водних об'єктів [1, 2].

Результати досліджень та їх обговорення

Макрозообентос. В періоди максимальних попусків Київської ГЕС, на ділянках основного русла Дніпра, у верхній частині міста швидкість течії може досягати 0,7-1,0 м/сек. Активний водообмін не здійснює позитивного впливу на стан угруповання макробезхребетних, а при певних умовах може навіть призвести до значного його погіршення, оскільки вода, що надходить із придонних шарів Київського водосховищах, не встигає насититися киснем. Не зважаючи на присутність дрейсенового комплексу (за домінуванням Dreissena bugensis (Andr.)) на ділянці біля затоки «Собаче гирло», значення кількісних показників угруповань макрозообентосу (середня чисельність (N) – 13500 екз/м^2, середня біомаса (B) – 2810,8 г/м^2), свідчать про порушення водної екосистеми. Під час досліджень тут було зареєстровано 10 таксонів макробезхребетних. Індекс видового різноманіття (за Шенноном) мав значення

2,26 біт/екз, індекс сапробності водойми становив 2,11, що відповідає ß´´-мезосапробній зоні, третій категорії якості води, ступеню чистоти «слабко забруднені».

Таблиця 1

Характеристика екологічного стану досліджених водних об'єктів м. Києва за показниками угруповань макрозообентосу

Пункти / Показники	Біля затоки „Собаче гирло"	Парк „Новод-ницкий"	Вище БСА	Нижче БСА
Кількість видів	10	4	16	3
Загальна чисельність, (екз/м^2)	3600-15200 13500	500-1200 950	21500-31700 26600	300-4900 1900
Загальна біомаса, (г/м^2)	1900,2-3780,1 2810,8	7,5-10,2 8,3	2455,8-3251,2 2853,5	0,4-681,5 227,6
Індекс Шеннона (біт/екз)	2,06-2,47 2,26	1,51-2,13 1,82	1,11-1,37 1,24	1,02-1,83 1,43
Сапробність (Пантле-Букк)	2,71-2,95 2,85	3,03-3,31 3,23	2,48-2,51 2,49	2,76-3,40 3,08
Категорії сапробності	α´-мезосапроб.	α´´-мезосапроб.	β´´-мезосапроб.	α´´-мезосапроб.
Трофність (переважаюч. тип)	Ев-політрофні	Полі-трофні	Евтрофні	Полі-трофні
Назва категорій якості вод за їх станом	Помірно забруднені	Брудні	Слабко забруднені	Брудні

В середній частині міста, біля парку Новодницького, до впливу нерівномірного гідрологічного режиму приєднується фактор забруднення поверхневими стоками з території м. Києва, свій внесок робить також функціонування прибережних плавучих закладів Серед досліджених ділянок руслової частини тут були зареєстровані найнижчі показники біомаси і чисельності донних організмів (N – 950 екз/м^2, B – 8,3 г/м^2)

Підвищення кількісних і якісних показників бентосного угруповання на ділянці вище БСА пояснюється, зокрема, значним розвитком тут консорційного дрейссенового комплексу, що є наслідком послаблення рушійного впливу планових попусків. Добові коливання в основному руслі забезпечують активний водообмін із мережею придаткових водойм. Завдяки цьому, в періоди підйому рівня вода надходить в елементи придаткової системи, на фазах його спаду – виходить з них в основне русло [3]. Велика чисельність молюска дрейссени на цій ділянці є причиною низького значення індексу Шеннона (1,24 біт/екз), тому, що показник вирівненності (одна із складових індексу) має найменше значення з усіх досліджених станцій – 0,41.

Одна із основних особливостей, яка визначає низькі структурно-функціональні характеристики угруповань макрозообентосу ділянки нижче БСА, це значна зміна швидкостей течії на серединній частині русла. Внаслідок цього важкі фракції забруднюючих органічних і неорганічних речовин (вірогідно, і токсичних) осідають і накопичуються на дні, що негативно впливає на стан бентосного угруповання. Легкі і розчинні фракції проходять цю ділянку транзитом.

Зоопланктон. Характер динаміки складу і кількісних показників зоопланктону напряму залежить від швидкостей і величин водообміну, що зумовлені режимом експлуатації ГЕС. Оцінка ситуації суттєво ускладнюється тим, що в основне русло річки впадає крупний приток р. Десна.

За період досліджень в зоопланктоні річкового типу було виявлено 81 вид (65 підвидових таксона), серед яких 27 (21) – коловерток, 39 (31) – гіллястовусих і 15 (13) – веслоногих

ракоподібних. Найбільшу кількість видів (52) було відзначено для ділянки нижче станції Бортничі (табл. 2).

Таблиця 2

Характеристика екологічного стану досліджених водних об'єктів м. Києва за показниками угруповань зоопланктону

Пункти	Біля затоки „Собаче гирло"	Парк „Новодницкий"	Вище БСА	Нижче БСА
Кількість видів	29	36	22	52
Загальна чисельність, тис. екз/м^3	1-4 (2)	<1-6 (3)	6-8 (7)	1-28 (11)
Загальна біомаса, (г/м^3)	0,01-0,13 (0,03)	0,01-0,05 (0,03)	0,09-0,13 (0,11)	0,02-1,17 (0,31)
Індекс Шеннона, біт/екз	0,98-3,75 (2,47)	1,85-3,97 (2,76)	1,58-2,19 (1,88)	1,56-3,30 (2,15)
Сапробність (Пантле-Букк)	1,53-1,86 (1,63)	1,19-1,64 (1,45)	1,55-1,72 (1,63)	1,46-1,65 (1,55)
Категорії сапробності	β′-мезосапроб	*a*-олігосапроб	*a*-олігосапроб	β -олігосапроб
Трофність (переважаючий тип)	мезоевтроф	мезотроф	мезотроф	мезотрофн
Назва категорій якості вод за їх станом	Досить чисті	Чисті	Чисті	Чисті

Низька схожість видового складу зоопланктону (33%) відмічена для станцій вище та нижче БАС де види-домінанти були подібними. Слід відмітити збільшення кількості видів роду *Brachionus* на ділянці нижче забруднених скидів, які є індикаторами підвищеної сапробності. Разом з тим, каляноїди які присутні серед домінантів вище скидів, на ділянці, розташованій нижче, не були відмічені. Кількісний розвиток зоопланктону на досліджених об'єктах був невеликим. На станції, розташованій вище БСА, за біомасою домінували представники Copepoda і Rotatoria, а нижче скидів Cladocera і Rotatoria.

Рівень розвитку зоопланктону на станціях в районі скидів БАС, які відрізняються за ступенем антропогенного забруднення, тим не менш, свідчив про однакову якість води. Тільки деякі види зоопланктону, які є індикаторами підвищеної сапробності, дозволяли судити про присутність забруднення.

Для об'єктивних висновків про стан річкових ділянок за показниками угруповань зоопланктону необхідне залучення докладних даних гідрологічних спостережень. Так, літературні матеріали свідчать про суттєву роль елементів придаткової системи у формуванні фітопланктону основного русла на київській ділянці Канівського водосховища [3]. На фазах спаду рівня води водорості, як і зоопланктон, виносяться з елементів придаткової системи, в результаті його чисельність і біомаса руслі збільшуються.

Висновки

Результати проведених досліджень свідчать, що оцінки еколого-санітарного стану по використаним показникам угруповань зоопланктону і макрозообентосу суттєво відрізняються.

Найгірший стан водної екосистеми зареєстрований за показниками угруповань макрозообентосу на ділянках в середній частині міста і нижче скидного каналу Бортничанської станції аерації.

При аналізі даних, що отримані за показниками угруповань зоопланктону, необхідно приймати до умаси часи попусків Київської ГЕС і швидкість надходження водних мас від однієї ділянки русла до іншої. Також слід враховувати особливості водообміну з придатковою системою і вплив притоку р. Десна.

1. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
2. *Методика* встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / В.Д.Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк [та ін.] – К.: ВІПОЛ, 2001. – 48 с.
3. *Оксиюк О. П.* Особенности фитопланктона киевкого участка Каневского водохранилища в зависимости от режима работы Киевской ГЭС / О. П. Оксиюк, О. А. Давыдов, Г. В. Меленчук, Ю. И. Карпезо // Гибробиол. журн. – 2000. – Т. 36, № 1. – С. 29–38.
4. *Тимченко В. М.* Экологические аспекты водного режима Киевского участка Каневского водохранилища / В. М. Тимченко, С. С. Дубняк // Гидробиол. журн. – 2000. – Т. 36, № 3. – С. 57–67.

Ю.Н. Воликов, Т.С. Рыбка
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОЦЕНКА ЕКОЛОГО-САНИТАРНОГО СОСТОЯНИЯ ОСНОВНОГО РЕЧНОГО РУСЛА КИЕВСКОГО УЧАСТКА КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ МАКРОЗООБЕНТОСА И ЗООПЛАНКТОНА

Приведены результаты исследований экологического состояния участков основного русла киевской части Каневского водохранилища по количественным и качественным показателям сообществ макрозообентоса и зоопланктона. Результаты проведенных исследований свидетельствуют, что оценки эколого-санитарного состояния по использованным показателям сообществ макрозообентоса и зоопланктона существенно отличаются. Для анализа состояния речных участков по показателям сообществ зоопланктона обязательно привлечение данных гидрологических наблюдений.

Ключевые слова: зоопланктон, зообентос, экологическое состояние

Yu.N. Volikov, T.S. Rybka
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ECOLOGICAL AND SANITARY CONDITION OF MAIN RIVERBED KYIV PART OF KANEVSKOGO RESERVOIR ON MACROZOOBENTHOS AND ZOOPLANKTON IDICATORS

The results of studies of ecological state of some parts of main Kyiv reverbed of Kanevskogo reservoir by quantative and qualitive indicators of the macrozoobenthos and zooplankton are in the article. The results suggest that estimation of ecological and sanitary conditions with applied macrozoobenthos and zooplantkton are rather differ. River parts conditions analysis within index of zooplankton must be done using hydrological observations.

Keywords: zooplankton, zoobenthos, ecological conditions

УДК (57.017.7+577.122)582.263

Г.Б. ВІНЯРСЬКА, О.І. БОДНАР, А.В. СТАНІСЛАВЧУК, В.В. ГРУБІНКО

Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна

НАКОПИЧЕННЯ ЕСЕНЦІАЛЬНИХ МЕТАЛІВ МАКРОМОЛЕКУЛАМИ *CHLORELLA VULGARIS* BEIJ. (CHLOROPHYTA) У ПРИСУТНОСТІ СЕЛЕНІТУ НАТРІЮ

Досліджували накопичення металів у біомасі та основних макромолекулах клітин *Chlorella vulgaris* Beij. за дії солей металів у концентраціях: Zn^{2+} – 5 мг/дм^3, Mn^{2+} – 0,25 мг/дм^3, Cu^{2+} – 0,002 мг/дм^3, Fe^{3+} – 0,008 мг/дм^3, Co^{2+} – 0,05 мг/дм^3, за їх сумісної дії із селенітом натрію (10,0 мг Se^{4+}/дм^3) протягом 7-ми діб експозиції. Встановлено, що протягом всього періоду

експозиції клітини *Ch. vulgaris* накопичували більшість металів, окрім Cu^{2+}. Ліпіди порівняно із вуглеводами та білками включали найбільшу кількість досліджуваних металів. Серед усіх досліджуваних мікроелементів найбільше накопичувався Zn^{2+} як у біомасі водоростей, так і у складі окремих фракцій досліджених органічних сполук.

Ключові слова: Chlorella vulgaris Beij., поглинання, селеніт натрію, іони металів, вуглеводи, білки, ліпіди

Водорості володіють високою здатністю до акумуляції іонів як неметалів, так і металів, що зумовлено високою адсорбційною ємністю їх клітинних оболонок щодо хімічних сполук, значною асиміляційною поверхнею, здатністю клітин активно поглинати речовини проти градієнту концентрації, та, можливо, менш розвинутими механізмами регуляції обміну металів та неметалів. Завдяки цим властивостям мікроводорості здатні накопичувати мікроелементи в кількостях, які в рази перевищують їх вміст у воді [2, 4].

Високу біоакумуляцію неорганічних солей та утворення їх біокомплексів з макромолекулами клітин водоростей *in vivo* можна використати для одержання біологічно активних добавок, які вміщують необхідні для організму мікроелементи, наприклад селен та іони біогенних металів [3, 4].

Клітини водоростей здатні адаптуватися до іонів металів, використовуючи різні механізми: внутрішньоклітинне зв'язування, екскреція іонів металів у культуральне середовище, зв'язування їх екзометаболітами [3, 4, 8]. Дослідження засвідчують, що невисокі дози селену володіють здатністю знижувати токсичну дію деяких металів. Також селеніти можуть взаємодіяти та адсорбувати різні види металів, тому можуть розглядаються як хімічні депо мікроелементів різного фізіологічного значення [8, 9].

З огляду на зазначене досліджували накопичення металів у біомасі та основних макромолекулах клітин *Chlorella vulgaris* Beij. за дії Zn^{2+}, Mn^{2+}, Cu^{2+}, Fe^{3+}, Co^{2+} одночасно із селенітом натрію (10,0 мг Se^{4+}/дм^3).

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили на мікропопуляціях альгологічно чистої культури зеленої прісноводної водорості *Chlorella vulgaris* Beij. Хлорелу вирощували в умовах накопичувальної культури на середовищі Фітцджеральда в модифікації Цендера і Горхема №11 при температурі 22–25^0 С та освітленні лампами денного світла (інтенсивність 2500 лк) протягом 16 год. на добу [5].

В експериментальних умовах в культуральне середовище водоростей додавали водний розчин селеніту натрію з розрахунку 10,0 мг Se^{4+}/дм^3 та водні розчини солей металів з розрахунку на кількість іонів: Zn^{2+} – 5 мг/дм^3, Mn^{2+} – 0,25 мг/дм^3, Cu^{2+} – 0,002 мг/дм^3, Fe^{3+} – 0,008 мг/дм^3, Co^{2+} – 0,05 мг/дм^3.

Відбір зразків біомаси водоростей для визначення особливостей процесу накопичення металів за сумісної дії із селеном здійснювали на 7-му добу експерименту. Як контроль використовували культури водоростей без додавання у середовище сполук селену і металів.

Вміст металів у клітинах хлорели, визначали атомно-абсорбційним методом на спектрофотометрі Selmi С-115 М1. [1].

Результати досліджень та їх обговорення

Проведені нами дослідження показали, що при культивуванні хлорели в середовищі з селенітом натрію та іонами металів Zn^{2+}, Mn^{2+}, Cu^{2+}, Fe^{3+}і Co^{2+} вміст останніх в біомасі водоростей значно збільшився (рис. 1). Так, вміст Co^{2+} щодо контрольних показників збільшився на 18,94%, Mn^{2+} – на 168,33%, Zn^{2+} – на 4,72% та Fe^{3+} – на 6,14%. Однак, при одночасному внесенні в культуральне середовище селеніту і Cu^{2+} спостерігали зменшення вмісту міді на 5,36% порівняно із контролем.

Отримані результати зумовлені, головним чином, високою адсорбційною ємністю клітинних оболонок водоростей щодо додаткового впливу металів, значною асиміляційною поверхнею, та, можливо, менш розвинутими механізмами регуляції обміну мікроелементів. Однак, це може бути пов'язано і з тим, що іони металів у використаних концентраціях могли спричинити певні порушення фізіологічних функцій і структурні зміни у клітинах, в тому числі

функціональні порушення клітинних оболонок, що, в свою чергу, є причиною неконтрольованого проникнення металів усередину клітин *Ch. vulgaris* [6, 7].

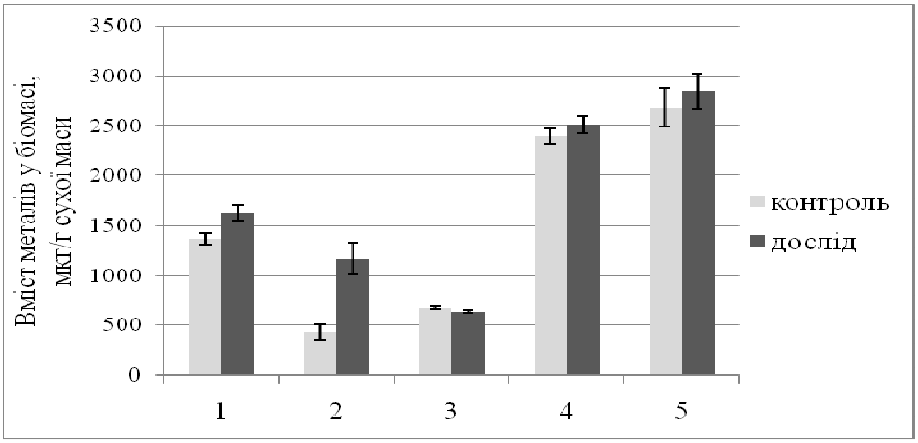


Рис. 1. Вміст металів у біомасі *Ch. vulgaris*: 1 – Se^{4+} + Co^{2+}; 2 – Se^{4+} + Mn^{2+}; 3 – Se^{4+} + Cu^{2+}; 4 – Se^{4+} + Zn^{2+}; 5 – Se^{4+} + Fe^{3+}

Відомо, що мікроводорості здатні асимільовані з води розчинені неорганічні сполуки нагромаджувати в клітинах у складі вільних амінокислот, білків, ферментів, полісахаридів, каротиноїдних пігментів і ліпідів [4]. Тому, було актуальним визначення особливостей включення досліджуваних мікроелементів до складу основних органічних макромолекул (рис. 2).

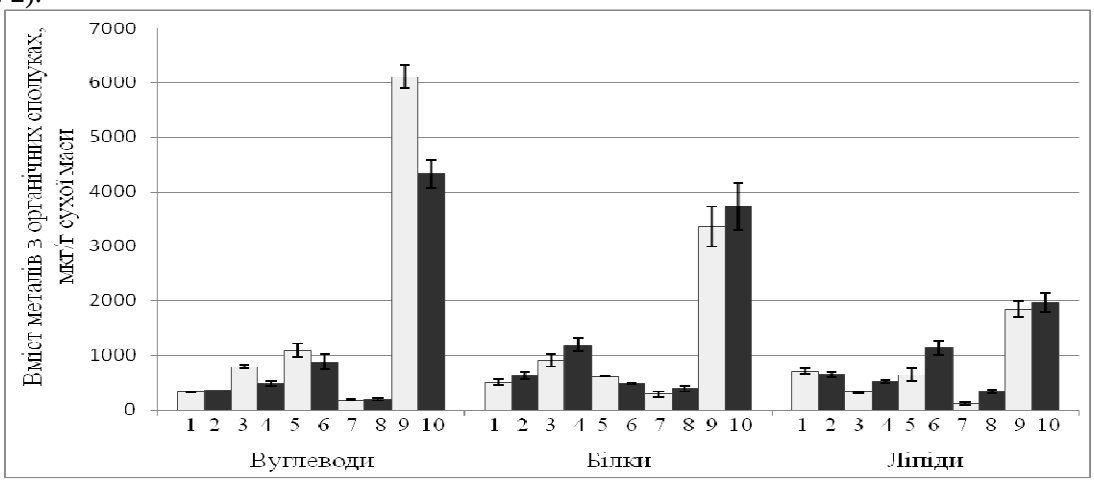


Рис. 2. Вміст металів в органічних сполуках клітин *Ch. vulgaris*: 1, 2 – Se^{4+} + Co^{2+} (контроль, дослід); 3, 4 – Se^{4+} + Mn^{2+} (контроль, дослід); 5, 6 – Se^{4+} + Cu^{2+} (контроль, дослід); 7, 8 – Se^{4+} + Zn^{2+} (контроль, дослід); 9, 10 – Se^{4+} + Fe^{3+} (контроль, дослід).

Акумуляція вуглеводами металів Co^{2+}, Mn^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+} та Fe^{3+} за їх сумісної дії із селенітом зменшувалась практично у всіх варіантах досліду. Так, вміст Mn^{2+} був нижчим від контрольних значень на 38%, Cu^{2+} – на 19,7% та Fe^{3+} – на 29,2%. Лише внесення Co^{2+} і Zn^{2+} в культуральне середовище обумовлювало збільшення їх кількості у вуглеводній фракції на 14,4% та 5,7% порівняно із контролем.

Встановлено, що клітинами активніше поглинаються та накопичуються хімічні елементи, які здатні реагувати з транспортними білками або білковими групами клітинних мембран, тому вони легко і швидко засвоюються водними організмами та включаються в метаболічні процеси [2, 8]. Тому у білках, порівняно з вуглеводами, спостерігалося підвищення накопичення досліджуваних металів за присутності селеніту практично у всіх варіантах досліду. Так, вміст

Co^{2+} у білках, після внесення у середовище культивування *Ch. vulgaris* збільшився на 20,7% щодо контролю. Схожі результати отримані і при внесенні в культуральне середовище солей Mn^{2+}, Zn^{2+} та Fe^{3+}. Кількість Mn^{2+} збільшилася порівняно із контролем на 30,5%, Zn^{2+} – на 36,3% та Fe^{3+} – лише на 10,9%. Поряд з цим, у білках спостерігали зменшення тільки одного досліджуваного металу – Cu^{2+} на 20,2% щодо контрольних значень.

Ліпіди акумулювали найбільшу кількість досліджуваних металів порівняно із вуглеводами та білками. Вміст марганцю за сумісної дії з селенітом збільшився порівняно із контролем на 61,5%, Cu^{2+} – на 77,1%, Zn^{2+} – на 189,6% та Fe^{3+} – лише на 6,5%, однак вміст Co^{2+} зменшився на 8,5% щодо контролю.

Оскільки між основними органічними макромолекулами існують певні метаболічні зв'язки, то у співвідношеннях вмісту досліджуваних металів, за сумісної дії із селенітом, у вуглеводах:білках:ліпідах також встановлено певну залежність (табл.).

Таблиця

Співвідношення вмісту металів у макромолекулах *Ch. vulgaris*

Метали	Вуглеводи:білки:ліпіди	
	контроль	метал + Se^{4+}
Co^{2+}	1:1,6:2,2	1:1,7:1,8
Mn^{2+}	1:1,2:0,4	1:2,4:1,1
Cu^{2+}	1:0,6:0,6	1:0,6:1,3
Zn^{2+}	1:1,6:0,6	1:2:1,7
Fe^{3+}	1:0,6:0,3	1:0,9:0,5

Як видно із отриманих даних, за додаткового впливу Co^{2+} його вміст в органічних сполуках зменшився порівняно з контролем, лише у складі ліпідів металу стало більше. Щодо Mn^{2+} та Zn^{2+}, то за їх додаткового впливу кількість цих металів порівняно із даними у контрольних рослинах, значно збільшилась у складі білків і ліпідів. Вміст Cu^{2+} був найбільшим у складі ліпідів, тоді як кількість Fe^{3+} – у вуглеводах, за їх додаткового впливу.

Значне накопичення металів у ліпідах пов'язано з їх взаємодією, насамперед, з фосфоліпідами та жирними кислотами та здатністю абсорбуватися тригліцеридами. Крім того, відомо, що селен заміщує у –SH групах сірку, яка, на відміну від селену, має вищу спорідненість до іонів перехідних металів, тому останні за присутності селеніту менше зв'язуються білками, а адсорбуються чи зв'язуються ковалентно з окремими фракціями ліпідів.

Отримані результати, очевидно, пов'язані із різною структурною, функціональною та фізіологічною роллю білків, вуглеводів та ліпідів за дії додаткового впливу металів у комбінації із селенітом, коли перші дві фракції виявилися більш лабільними та динамічними, ніж ліпідна, яка виконує роль своєрідного «депо» металів.

Висновки

Встановлено накопичення біомасою клітин *Ch. vulgaris* протягом 7-ми діб інкубації у присутності селеніту натрію (10,0 мг Se^{4+}/дм^3) Zn^{2+}, Mn^{2+}, Fe^{3+}, Co^{2+}, крім Cu^{2+}. Найбільше метали включалися порівняно із вуглеводами та білками до складу ліпідів.

Серед усіх досліджуваних мікроелементів найвище накопичення як в біомасі водоростей, так і у складі окремих фракцій органічних сполук клітин *Ch. vulgaris* протягом всього досліду виявлено для Zn^{2+}. З огляду на важливу біологічну роль (участь в окисно-відновних процесах, у синтезі цитохромів *a* і *b* та хлорофілу, регуляція біосинтезу нуклеїнових кислот, тощо) цинку та високу функціональну активність, підвищення його вмісту у клітинах водоростей може зумовлювати активізацію метаболічних та фотосинтетичних процесів [2, 7].

Виявлений ефект може послужити основою для біотехнологічного отримання цинк-селен-ліпідного біологічно активного комплексу.

1. *Атомно*-абсорбционная спектроскопия : методические указания / [сост. Д. Хавезов, И. Цалев]. – Л.: Химия, 1983. – 144 с.
2. *Боднар О. І.* Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спеціальність 03.00.17 – Гідробіологія / О. І. Боднар. – Київ, 2009. – 22 с.

3. *Голтвянський А. В.* Біоакумуляція іонів металів клітинами зелених водоростей та одержання біомаси, багатої на мікроелементи : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спеціальність 03.00.20 – Біотехнологія / А. В. Голтвянський. – Київ, 2002. – 17 с.
4. *Золотарьова О. К.* Перспективи використання мікроводоростей у біотехнології / О. К. Золотарьова, Є. І. Шнюкова, О. О. Сиваш, Н. Ф. Михайленко. – К.: Альтерпрес, 2008. – 234 с.
5. *Методы физиолого-биохимического* исследования водорослей в гидробиологической практике / Л. А.Сирено, А. И. Сакевич, Л. Ф. Осипов [и др.]; под ред. А. В. Топачевского. – К.: Наукова думка, 1975. – 247 с.
6. *Сим Э.* Биохимия мембран / Э. Сим. – М.: Мир, 1985. – 110 с.
7. *Metzler D.E.* Biochemistry: The Chemical Reactions of Living Cells. 2nd edition. – New York – London: Academic Press, 2003. – 1973 p.
8. *Prevot P.* Responses to the action of cadmium and selenium in two dinoflageilates *Prorocentrum micans* and *Crypthecodinium cohnii* / P. Prevot, M. O. Soyer-Gobillard // Ministère de Environement, Paris (France). Corn. Scientifique Milieu Marin. – 1988. – Vol. 14, №. 1. – P. 267–271.
9. *Uminska R.* Selenium in human environment / R. Uminska // Rocz. Panstw. Zakl. Hig. – 1990. – Vol. 41. – P. 25–34.

Г.Б. Винярська, О И. Боднар, А В. Станиславчук, В В. Грубинко
Тернопольский национальный педагогический университет имени Владимира Гнатюка, Украина

НАКОПЛЕНИЕ ЭССЕНЦИАЛЬНЫХ МЕТАЛЛОВ МАКРОМОЛЕКУЛАМИ *CHLORELLA VULGARIS* BEIJ. (CHLOROPHYTA) В ПРИСУТСТВИИ СЕЛЕНИТА НАТРИЯ

Исследовали накопление эссенциальных металлов в биомассе и основных макромолекулах клеток *Chlorella vulgaris* Beij. при действии солей металлов в концентрациях: Zn^{2+} – 5 мг/дм^3, Mn^{2+} – 0,25 мг/дм^3, Cu^{2+} – 0,002 мг/дм^3, Fe^{2+} – 0,008 мг/дм^3, Co^{2+} – 0,05 мг/дм^3 при их совместном действии с селенитом натрия (10,0 мг Se^{4+}/дм^3) в течение 7-ми суток экспозиции. Установлено, что в течение всего периода экспозиции клетки *Ch. vulgaris* накапливали большинство металлов, кроме Cu^{2+}. Липиды, по сравнению с углеводами и белками, включали большее количество исследуемых металлов. Из всех исследуемых микроэлементов больше всего накапливался Zn^{2+} как в биомассе водорослей, так и в составе отдельных фракций исследованных органических соединений.

Ключевые слова: Chlorella vulgaris Beij., поглощение, селенит натрия, ионы металлов, углеводы, белки, липиды

H.B. Viniarska, O.I. Bodnar, A.V. Stanislavchuk, V.V. Grubinko
Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

ACCUMULATION OF ESSENTIAL METALS MACROMOLECULES *CHLORELLA VULGARIS* BEIJ. (CHLOROPHYTA) IN THE PRESENCE OF SODIUM SELENITE

The metals accumulation in *Chlorella vulgaris* Beij. biomass and main macromolecules cell under 7 days influence of metal salts in concentrations: Zn^{2+} – 5 mg/dm^3, Mn^{2+} – 0,25 mg/dm^3, Cu^{2+} – 0,002 mg/dm^3, Fe^{3+} – 0,008 mg/dm^3, Co^{2+} – 0,05 mg/dm^3 for their combined effect with sodium selenite (10.0 mg Se^{4+}/dm^3) was investigated. Established that during the whole period of exposure *Ch. vulgaris* cells accumulated all metals, except Cu^{2+}. Comparatively lipids included bigger amount metals than carbohydrates and proteins. Comparatively with other metals, Zn^{2+} included both in a biomass of algae and in individual fractions of organic components of cells most actively.

Keywords: Chlorella vulgaris, absorption, sodium selenite, metal ions, carbohydrates, proteins, lipids

УДК 591.524 (262.5:262.54)

Л.В. ВОРОБЬЕВА

Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

МЕЙОБЕНТОС ПЕЛОКОНТУРА ОДЕССКОГО МОРСКОГО РЕГИОНА (ЧЕРНОЕ МОРЕ)

Особенность фаунистического состава мейобентоса пелоконтура заключается в том, что он близок составу окружающих биотопов дна, но характеризуется обеднением даже на уровне крупных таксономических групп (отсутствуют гастротрихи, морские клещи; представители псевдомейобентоса малочисленны). Общая численность мейобентоса значительно варьирует в зависимости от глубины. Минимальные его значения отмечены на глубине до 11 м (в среднем 166506±2695 экз·м$^{-2}$). Анализ многолетней динамики численности и биомассы мейобентоса показал, что их среднегодовые значения были максимальными в 2006 г. (соответственно, 795768±177922 экз·м$^{-2}$ и 5838±1741 мг·м$^{-2}$). В последующие годы эти показатели резко снижались, увеличиваясь лишь в 2010–2011 гг.

Ключевые слова: мейобентос, пелоконтур, Черное море, северо-западная часть

Как известно, океан по своим физико-географическим условиям неоднороден. В связи с этим элементы его структуры, отличающиеся по характеру природных процессов, разделяют так называемые активные граничные поверхности, являющиеся в тоже время областями бурно протекающих биологических процессов. В.И. Вернадским (1968) выделено четыре статистических скопления жизни в океане. Развивая эту теорию, К.А. Виноградов в 1968 г. использовал термин «контактные зоны» моря [2]: приповерхностный слой морей и океанов, лежащий на границе воздушной (атмосфера) и водной (гидросфера); контактная область «океан – суша» (или более узко «море – берег»); контактная зона «море – реки» и контактная зона «придонный слой толщи вод – поверхность дна моря. Для изучения мейобентоса научный интерес представляют последние три из них.

При возросшем антропогенном прессе на экосистему Черного моря первые негативные последствия для морской биоты отмечаются именно в контактных зонах «море - атмосфера», «река – море», «берег – море». Было установлено, что основные критические зоны экологического риска, или экологические «горячие точки» характерны для контурных (краевых) биотопов [5]. Следует отметить, что пелоконтур как биотоп для существования мейобентоса характерен для большей части шельфа северо-западной части Черного моря с глубинами более 7–10 м. Иногда пелоконтур может охватывать большую часть зоны уреза воды (Азовское море и его заливы). Накопление нерастворимого органическоговещества на пелоконтуре происходит за счет выпадения на дно взвешенных частиц, в том числе отмерших организмов, а также за счет адсорбции [4].

Материал и методы исследований

В данной статье анализируется материал по мейобентосу, собранный в 2004–2013 гг. с помощью дночерпателя (площадь захвата 0,1 м^2) с борта судна в акватории Одесского морского региона. Сбор и обработка материала проводились по общепринятой методике [6].

Результаты исследований и их обсуждение

Мейобентос пелоконтура Одесского морского региона представлен почти всеми группами, характерными для северо-западной части Черного моря. Основная особенность фаунистического состава мейобентоса пелоконтура заключается в том, что он близок к составу окружающих биотопов дна, но характеризуется обеднением даже на уровне крупных таксономических групп. Необходимо отметить, что в исследованной акватории не отмечены морские клещи и гастротрихи, а гастроподы, турбеллярии и остракоды были редки и характеризовались очень низкой плотностью поселений. Основные количественные показатели

мейобентоса формируются за счет фораминифер, нематод и, в меньшей степени, гарпактикоид, олигохет, полихет и молоди двустворчатых моллюсков.

Пространственное распределение плотности и биомассы мейобентоса рассматриваемой акватории очень неравномерно (рис. 1, 2).

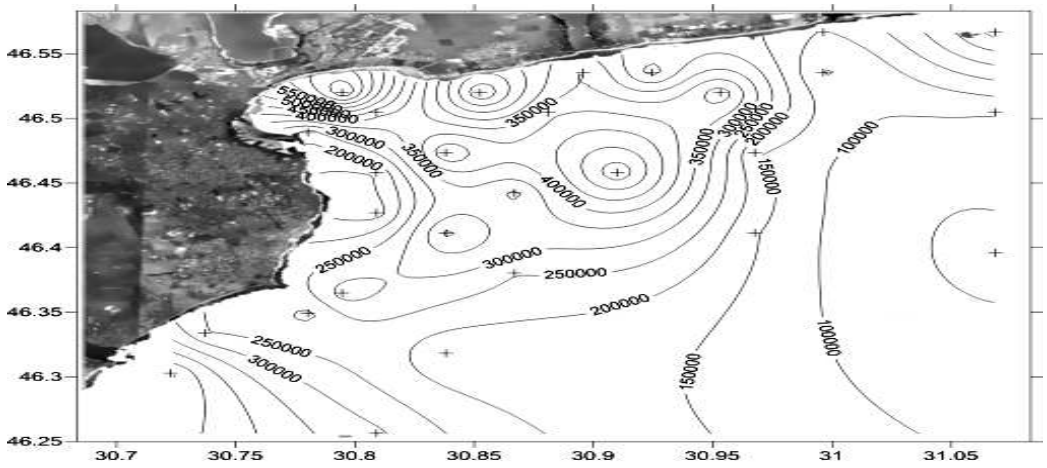


Рис. 1. Средняя многолетняя (2005–2011 гг.) численность мейобентоса в Одесском морском регионе

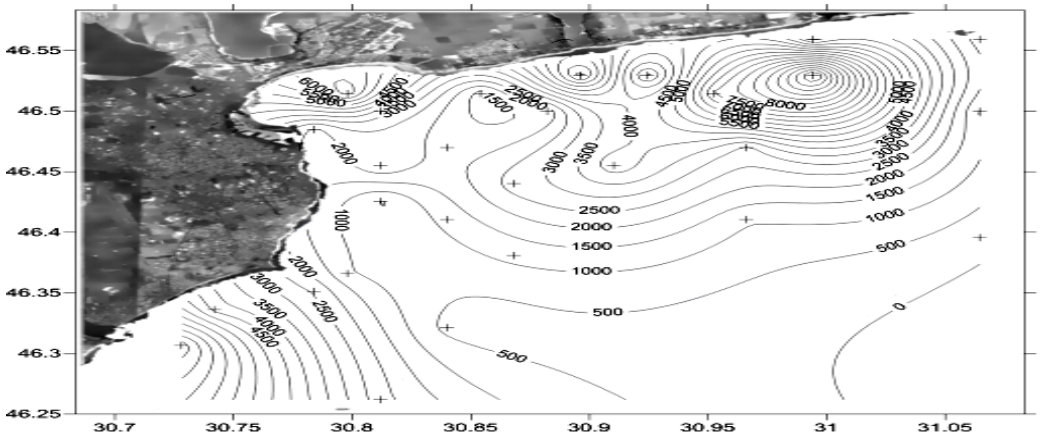


Рис. 2. Средняя многолетняя (2005–2011 гг.) биомасса мейобентоса в Одесском морском регионе

Максимальная общая численнность характерна для Одесского залива и акватории непосредственно прилегающей к нему, а биомасса максимальна еще и у Григорьевского лимана.

В пелоконтуре общая численность мейобентоса значительно варьирует в зависимости от глубины обитания. Наименьшие значения этого показателя характерны для глубины 10 и менее метров (в среднем 166506±2695 экз·м$^{-2}$). На большей глубине (до 25 м) общая численность мейобентоса увеличивается до 419257±1839 экз·м$^{-2}$. Формирование данного показателя идет, главным образом, за счет эвмейобентоса (94,13–97,86%) (рис. 3).

Доминирует нематодно-фораминиферный комплекс организмов. Субдоминантная по численности группа – гарпактикоиды представлена на глубине до 15 м (22,36–26,50%). Необходимо отметить очень низкую плотность поселений представителей временного компонента мейобентоса. Суммарная доля олигохет, полихет и молоди двустворчатых моллюсков в общей численности мейобентоса не превышает 5 % на глубине до 16 м. На глубине 16-25 м она в полтора-два раза ниже, ее формирование идет за счет гарпактикоид, фораминифер, олигохет и полихет.

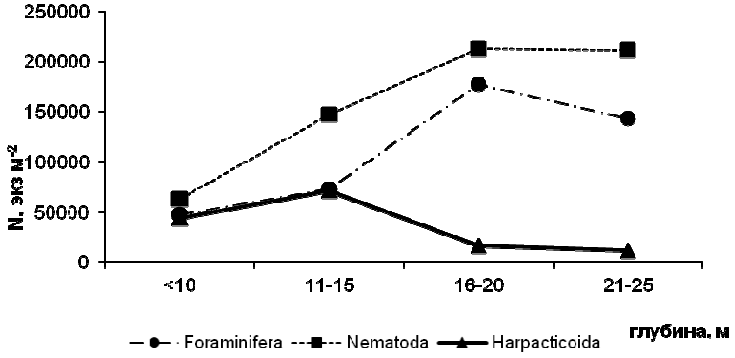


Рис. 3. Распределение общей численности мейобентоса на различной глубине

В пелоконтуре средняя многолетняя общая численность мейобентоса составила 439321±1161 экз $м^{-2}$, 97,98% которой формируют представители эвмейобентоса (фораминиферы и нематоды). Средняя численность первых – 167209 экз·$м^{-2}$, вторых – 226125 экз·$м^{-2}$. Общая численность на илистом грунте почти в два раза выше, чем на ракуше и заиленой ракуше и в три раза выше, чем на песчаном грунте. Средняя многолетняя общей биомассы – 1163±166 мг·$м^{-2}$, 63,76% которой формировали представители эвмейобентоса.

Рассматривая многолетнюю динамику общей численности и биомассы мейобентоса пелоконтура Одесского региона, следует отметить, что максимальные значения этих показателей были характерны для 2006 г., (численность – 795768±177922 экз·$м^{-2}$, а биомасса – 5838±1741 мг·$м^{-2}$). В последующие годы значения этих показателей резко снижались, увеличиваясь лишь в 2010–2011 гг., но не достигая уровня в 2006 г.

Кислородный режим в придонных слоях воды имеет существенное значение для формирования общей численности и общей биомассы. При развитии гипоксии (а иногда и аноксии) в придонных слоях воды разнообразие мейобентоса резко сокращается и обычно его качественные и количественные характеристики формируются за счет 2–4, иногда 5 групп. Особенно чутко реагируют на снижение растворенного в воде кислорода ракообразные и молодь двустворчатых моллюсков. Как показали предыдущие исследования [3], при ухудшении кислородного режима (ниже 4 мг/$дм^3$) плотность поселений гарпактикоид резко снижается, значительно возрастать может лишь количество некоторых видов фораминифер, при этом они могут составлять до 75–98% общей численности организмов мейобентосного сообщества.

Анализ многолетних данных позволил отразить (рис. 4) сезонную динамику количественных показателей мейобентоса. Общая численность весной и летом отличаются незначительно (332933±3337 экз·$м^{-2}$ и 287445±1148 мг·$м^{-2}$, соответственно).

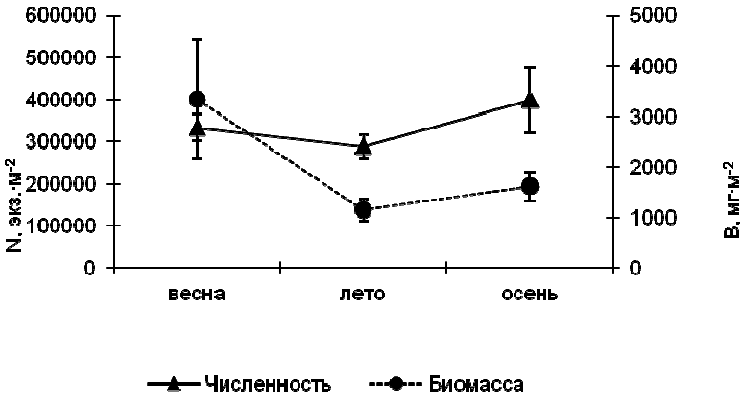


Рис. 4. Сезонная динамика общей численности и биомассы мейобентоса пелоконтура

Выводы

Мейобентос пелоконтура Одесского морского региона отличается от других контурных биотопов обеднением фауны даже на уровне крупных таксонов, преобладанием в общей численности (иногда до 97,4%) фораминифер и нематод.

1. *Вернадский В. И.* Биосфера / В. И.Вернадский. – М.: Мысль, 1968. – 374 с.
2. *Виноградов К. А.* Экологическая биогеография контактных зон моря / К. А. Виноградов. – К.: Наукова думка, 1968 – 160 с.
3. *Воробьева Л. В.* Мейобентос украинского шельфа Черного и Азовского морей / Л. В. Воробьева. – К.: Наукова думка, 1999. – 299 с.
4. *Зайцев Ю. П.* Контуробионты в мониторинге океана / Ю. П. Зайцев / Комплексный глобальный мониторинг Мирового океана: междунар. симпозиум. – Л.: Гидрометиздат, 1985. – Т.2. – С. 76–83.
5. *Зайцев Ю. П.* Экологические процессы в критических зонах Черного моря: синтез результатов двух направлений исследований с середины XX до начала XX1 веков / Ю. П. Зайцев, Г. Г. Поликарпов / Морской экологический журнал. – 2012. – Т. 1, №1. – С. 33–51.
6. *Vorobyova L. V.* Conterporary state of the meiobenthos in the western BlacSea / L. V. Vorobyova, I. I. Kulakova. – Odesa: Astroprint, 2009. – 129 с.

Л.В. Воробйова
Інститут морської біології НАН України, Одеса

МЕЙОБЕНТОС ПЕЛОКОНТУРА ОДЕСЬКОГО МОРСЬКОГО РЕГІОНУ (ЧОРНЕ МОРЕ)

Особливість фауністичного складу мейобентосу пелоконтура полягає в тому, що він близький до оточуючих биотопів дна, але характеризується збіднінням навіть на рівні великих таксономічних груп (відсутні гастротрихи, морські кліщі; представники псевдомейобентосу нечисленні). Загальна чисельність мейобентосу значно варіює залежно від глибини. Мінімальні показники відзначені на глибині до 11 м (в середньому 166506±2695 екз·м$^{-2}$). Аналіз багаторічної динаміки чисельності та біомаси мейобентосу показав, що їх максимальні значення характерні для 2006 р. (в середньому 795768±177922 екз·м$^{-2}$ і 5838±1741 мг·м$^{-2}$). У наступні роки вони різко знижувалися, збільшуючись лише в 2010–2011 рр.

Ключові слова: мейобентос, пелоконтур, Чорне море, північно-західна частина

L. V. Vorobyova
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

MEIOBENTHOS OF PELOKONTOUR ODESA MARINE REGION (BLACK SEA)

Feature faunal composition meiobenthos of pelokontour is that it is alike in composition to the surrounding habitats bottom, but is characterized by depletion even at the level of major taxonomic groups (there are no Gastrotricha, Halacaridae, representatives pseudomeiobenthos few in number). The total number of meiobenthos varies considerably depending on the depth. Minimum rates observed at a depth of 11 m (mean 166506±2695 ind·m^{-2}). Analysis of long-term dynamics of quantitative indicators Meiobenthos showed that their maximum values are typical for 2006 (average of 795768±177972 ind·m^{-2} and 5838±1741 mg·m^{-2}). In the following years they were reduced, dramatically, increasing only in 2010–2011.

Keywords: meiobenthos, pelokontour, Black Sea, north-west part

УДК 574.64

В.П. ГАНДЗЮРА
Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко
ул. Владимирская, 64, Киев, 01033, Украина

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ГИДРОЭКОСИСТЕМ, КАЧЕСТВА СРЕДЫ ОБИТАНИЯ И ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ЭФФЕКТОВ ПО ИЗМЕНЕНИЯМ ЭНТРОПИИ СИСТЕМЫ

Установлены общие закономерности изменения энтропии в водных био- и экосистемах при разном уровне токсического загрязнения водной среды тяжелыми металлами, что позволяет по изменениям энтропии оценивать состояние био- и гидроэкосистем, качество среды обитания и экотоксикологические эффекты.

Ключевые слова: гидроэкосистемы, гидробионты, энтропия, качество среды, благополучие биосистем, тяжелые металлы

Одной из важнейших задач современной гидроэкологии является диагностика состояния экосистем, качества среды обитания, выяснение направлений и темпов их изменений в условиях антропогенной нагрузки. Решение этой задачи видится рядом авторов путем комплексной оценки состояния экосистем посредством определения изменений энтропии [3-4, 8]. Источником деградирующего влияния на гидроэкосистемы могут быть различные факторы как химической, так и физической природы. Оценка их в энтропийных единицах позволяет сопоставить уровни антропогенной нагрузки: $dS_e = dS_0 + dS_a$; где – dSa – вклад окружающей среды; dS_0 – прирост энтропии, вызванный неравновесными процессами внутри системы. $dS_a = dS_x + dS_ф$, где S_x, $S_ф$ – значения антропогенной нагрузки соответственно химической и физической природы [4].

Непрерывный обмен веществом и энергией между биоценозом и средой составляет фундаментальную основу его существования – метаболизм биоценоза, в процессе которого ему «удается освобождать себя от всей той энтропии, которую он вынужден вырабатывать» [9]. Именно как сдвиг равновесия в энтропийно-негэнтропических процессах рассматривается влияние загрязнения на экосистемы рядом авторов [2-4], при этом может происходить как увеличение интенсивности метаболизма биоценоза, так и снижение [1]. Одним из адекватных количественных подходов к оценке антропогенной нагрузки и уровня загрязнения экосистем может быть их характеристика по изменениям энтропии системы, однако о каких именно системах идет речь – био- или экосистемах, не совсем понятно [1-4, 8], поскольку эти работы практически лишены фактического материала. Целью наших исследований было выяснение изменений энтропии на уровне био- (организм, популяция) и экосистем при разной степени хронического загрязнения водной среды ионами тяжелых металлов.

Материал и методы исследований

Опыты проводили на автотрофных – *Elodea canadensis* Michx., *Lemna trisulca* L., *Lemna minor* L.) и гетеротрофных – *Poecilia reticulata* Peters, *Carassius auratus auratus* (L.), головастиках *Pelophylax ridibunda* (Pallas) гидробионтах и модельных пуляциях – *Paramecium caudatum* Ehrenberg, *Pelmatohydra oligactis* (Pallas). Постоянную концентрацию токсикантов поддерживали путем ежедневной смены воды и внесения соответствующего количества $Pb(NO_3)_2$, $NiSO_4$, $K_2Cr_2O_7$. Определяли интенсивность дыхания, удельную скорость накопления энергии, эффективность ее трансформации (К) и индекс оптимальности среды для биопродукционного процесса [5].

Результаты исследований и их обсуждение

Исследование роста ряски проводили при трех интенсивностях освещения. При концентрации 0,01 мг Pb^{2+}/дм^3 удельная скорость роста была существенно выше, чем в контроле. Дальнейшее увеличение концентрации свинца приводило к снижению удельной скорости роста (рис. 1).

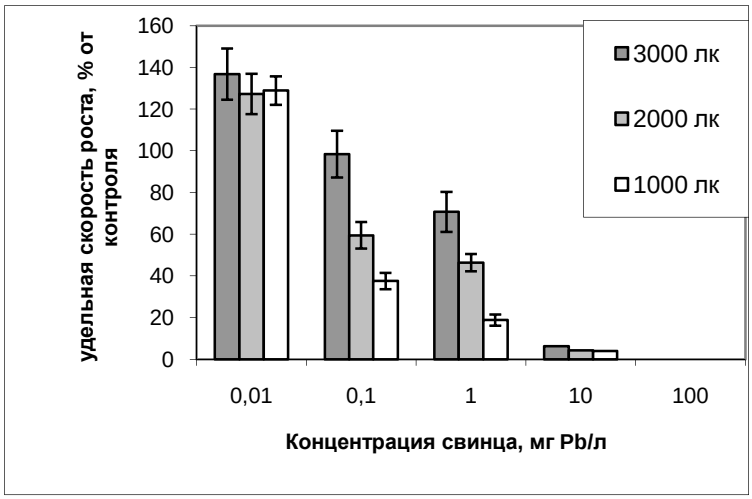


Рис. 1. Рост *Lemna trisulca* при разных концентрациях Pb^{2+} в воде и разной интенсивности освещения

Уровень проявления токсических эффектов тесно связан с величиной доступной растению световой энергии: чем выше интенсивность освещения, тем слабее проявляется угнетение роста, что обусловлено увеличением энерготрат на поддержание жизнедеятельности в токсической среде. При 10 мг $Pb^{2+}/дм^3$ и выше степень угнетения роста практически уже не зависит от уровня освещенности. Сходную картину получили с никелем и хромом.

В экспериментах с головастиками *Pelophylax ridibunda* при увеличении концентрации Cr^{6+} от 0,001 до 1,000 мг $Cr^{6+}/дм^3$ темп роста несколько возрастает (достигая максимальных значений при 0,100 мг $Cr^{6+}/дм^3$), и снижается при более высоком его содержании. Эффективность трансформации энергии при этом снижается во всем диапазоне исследованных концентраций Cr^{6+}, при этом происходят существенные изменения структуры энергетического баланса организма – в первую очередь – значительное увеличение доли стандартного обмена, в то время как другие составные изменяются менее значительно (рис. 2).

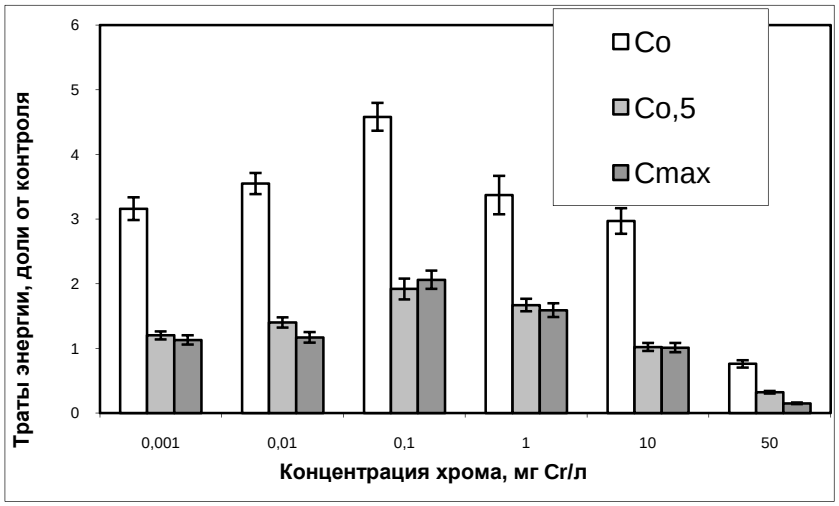


Рис. 2. Энергетические траты у личинок *Pelophylax ridibunda* на стандартный обмен (C_0), пищевой обмен при питании до насыщения (Cmax) и при рационе, составляющем половину от максимального $C_{0,5}$) при разных концентрациях Cr^{6+} в воде

Известно, что интенсивность дыхания гидробионтов в токсической среде вначале возрастает, затем существенно снижается. Однако необходимо при этом иметь в виду, что

исследовались, главным образом, стандартные уровни обмена, при этом пищевой обмен, общий, а тем более структура энергетического баланса оставалась мало исследованной [6].

При повышении содержания Cr^{6+} значительно возрастают энерготраты на стандартный обмен, причем вначале они увеличиваются пропорционально уровню загрязнения среды, а при высокой токсичности начинают снижаться – организм уже не в состоянии поддерживать определенный уровень функциональной активности в токсической среде. Увеличение стандартного обмена является величиной возрастания энтропии в токсической среде, на «откачивание» которой необходима дополнительная энергия, идущая на поддержание гомеостаза и энантиостаза в условиях токсической среды, что сопровождается существенным снижением эффективности ее трансформации (табл. 1).

Таблица 1

Энерготраты у головастиков *Pelophylax ridibunda* при разных величинах суточного рациона (С) в условиях различных концентраций ионов хрома

Рацион, доли от максимального	Энергетические траты (Дж/г массы тела в сутки) при концентрация бихромата калия					
	Контроль	0,001 мг Cr^{6+}/дм^3	0,010 мг Cr^{6+}/дм^3	0,100 мг Cr^{6+}/дм^3	1,000 мг Cr^{6+}/дм^3	10,000 мг Cr^{6+}/дм3
0 (C_0)	295,4	933,8	1048,6	1352,4	995,4	877,8
0,5 ($C_{0,5}$)	945,0	1134,0	1323,0	1814,4	1577,8	963,2
1 (C_{max})	1310,4	1481,2	1533,0	12695,0	2083,2	1323,0
(C_{max})/ (C_0)	4,4	1,6	1,5	2,0	2,1	1,5
($C_{0,5}$)/(C_0)	3,2	1,2	1,3	1,3	1,6	1,1
Ci_0/C_0contr		3,2	3,5	4,6	3,4	3,00

При голодании максимальные потери массы тела и энергетических ресурсов установлены у головастиков, живущих при 0,1 мг Cr^{6+}/дм^3; у них же была минимальная калорийность тела (на 13,24% ниже контроля). Аналогичные результаты получены на золотой рыбкой (рис. 3), что согласуется с теорией оптимального питания, согласно которой приспособляемость к условиям среды прямо зависит от величины поступающей в организм с рационом энергии [7].

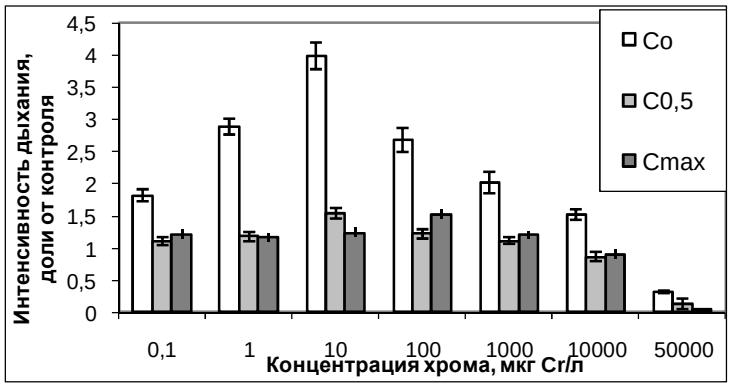


Рис. 3. Интенсивность дыхания у *C. auratus auatus* при голодании (C_0), питании до насыщения (Cmax) и при рационе, составляющем 0,5 от максимального $C_{0,5}$) при разных концентрациях Cr^{6+} в воде

На модельных популяциях инфузории туфельки и гидры показало, что наличная биомасса и связанная в ней энергия на единицу ее потока снижается обратно пропорционально увеличению токсичности среды. При 10 мг/Cr^{6+} л культура инфузорий прекращала свое существование уже на третьи сутки. В экспериментах с гидрой установлено, что с увеличением токсичности среды снижается удельная скорость роста и эффективность трасформации энергии, причем индекс оптимальности среды наиболее адекватно характеризовал уровень загрязнения среды обитания (табл. 2)

Таблица 2

Скорость накопления энергии и эффективность ее трансформации у *Pelmatohydra oligactis* при разных концентрациях Pb^{2+}

Концентрация свинца, мг Pb^{2+}/дм^3	Удельная скорость накопления энергии		Валовая эффективность трансформации энергии		Индекс оптимальности среды, %
	% в сутки	% от контроля	% от энергии рациона	% от контроля	
Контроль	19,2±2,7	100,00	39,2±6,8	100,00	100,00
0,01	16,4±3,2	85,42	40,1±6,7	102,20	87,38
0,05	20,7±2,9	107,81	25,9±4,2	65,07	71,23
0,10	15,5±2,0	80,73	16,7±4,3	42,60	34,40
1,00	8,1±2,9	42,40	19,1±4,2	48,72	20,56
5,00	4,3±0,9	22,40	6,7±2,9	17,14	3,83

Выводы

1. Качество среды обитания можно оценивать по энерготратам на поддержание жизнедеятельности (основной обмен); по мере возрастания токсичности среды биосистемы все большую часть энергии вынуждены тратить на поддержание жизнедеятельности (что возможно при наличии достаточных вещественно-энергетических ресурсов и сопровождается возрастанием энтропии в экосистеме).
2. При этом биосистемы способны поддерживают определенный уровень негэнтропии путем интенсификации рассеивания энергии в экосистеме, вследствие чего энтропия экосистемы возрастает.
3. Дальнейшее увеличение уровня токсичности среды вызывает снижение негэнтропии, возрастание уровня энтропии в биосистемах и снижение ее в экосистеме вследствие угасания жизнедеятельности биосистем

1. *Абакумов В. А.* Продукционные аспекты биомониторинга пресноводных экосистем // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. – Л.: Наука, 1987. – С. 51–61.
2. *Брагинский Л. П.* Биопродукционные аспекты водной токсикологии // Гидробиол. журн. – 1988. – Т. 24, №3. – С. 74–83.
3. *Буравлев Е. П.* Интегральная экологическая оценка антропогенного загрязнения водного бассейна // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, №3. – С. 64–70.
4. *Буравльов Є. П.* Основи сучасної екологічної безпеки. – К.: Вид-во ВАТ “Інститут транспорту нафти”, 2000. – 238 с.
5. *Гандзюра В. П.* Продукційно-енергетичні критерії оцінки якості середовища // Вісник Київського ун-ту. Біологія. – 1993. – Вип. 25. – С. 36–40.
6. *Колупаев Б. И.* Дыхание гидробионтов в токсической среде. – Казань: Изд-во Казан. ун-та, 1992. – 128 с.
7. *Михеев В. Н.* Пищевое поведение животных и принцип оптимальности // Экологическая энергетика животных. – Всесоюзн. Совещ. (31 октября - 3 ноября 1988 г., г. Суздаль): Тез. докл. – Пущино, 1988. – С. 112–113.
8. *Сиренко Л. А., Буравлев Е. П.* Энтропийная оценка экологических факторов // Автоматика. – 1987. – №1. – С. 48–51.
9. *Шредингер Э.* Что такое жизнь с точки зрения физики? – М., 1947. – 128 с.

В.П. Гандзюра
Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Україна

ОЦІНКА СТАНУ ГІДРОЕКОСИСТЕМ, ЯКОСТІ СЕРЕДОВИЩА ІСНУВАННЯ ТА ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНИХ ЕФЕКТІВ ЗА ЗМІНАМИ ЕНТРОПІЇ СИСТЕМИ

Встановлені зміни ентропії в біо- і екосистемах за різного рівня токсичного забруднення водного середовища важкими металами. Незначне забруднення не викликає зростання ентропії в біосистемах, водночас призводить до збільшення через них енергетичного потоку, що обумовлено зростанням енергетичних витрат на підтримання життєдіяльності в токсичному

середовищі, наслідком чого є зростання ентропії в екосистемі. Подальше зростання токсичності середовища призводить до збільшення ентропії в біосистемах, пропорційному рівню забруднення, проте ентропія екосистеми в цілому знижується, що пов'язано зі зменшенням розсіювання енергії біосистемами внаслідок згасання їх життєдіяльності.

Ключові слова: гідроекосистеми, гідробіонти, ентропія, якість середовища, благополуччя біосистем, важкі метали

V.P. Gandziura
Taras Shevchenko National University, Kyiv, Ukraine

THE ESTIMATION OF AQUATIC ECOSYSTEMS STATUS, ENVIRONMENT QUALITY AND ECO-TOXICOLOGICAL EFFECTS BY THE ENTROPHY CHANGES IN SYSTEM

Changes of entrophy in biological systems and environment under conditions of various level of pollution of aquatic environment by heavy metals are established. The insignificant pollution does not cause the increase of entrophy in bio-systems, but results to increase of energy consumption. The further increase of the level of toxic pollution of environment results to increase the entrophy in bio-systems, proportionally to the level of pollution, but the entrophy of system at whole is reduced, which caused by reduction of their functional activity.

Keywords: aquatic ecosystems, hydrobionts, entrophy, environment quality, bio-systems prosperity, heavy metals

УДК 574.64

В.П. ГАНДЗЮРА[1], Ю.С. ТОМИЩ[1], Н.І. КОРЕВО[2]
[1]Київський національний університет імені Тараса Шевченка
вул. Володимирська, 64, Київ, 01033, Україна
[2]Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА РИБ ЗА ХРОНІЧНОГО ТА ПЕРІОДИЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

З'ясовані особливості впливу важких металів за хронічного та періодичного забруднення ними водного середовища на інтенсивність дихання, темп росту та складові енергетичного балансу риб.

Ключові слова: гідроекосистеми, забруднення, риба, важкі метали, темп росту, енергетичний баланс

З'ясуванню впливу важких металів на риб, зокрема, на біопродукційні показники присвячено багато праць [1–6], що дозволяє використовувати відповідні показники як інтегральні критерії рівня токсичного забруднення водойм [1–4]. Проте переважна більшість цих досліджень проведена за постійного рівня токсикантів у воді. Наразі найменш вивченим лишається питання впливу токсикантів не лише за хронічного, а й за різних режимів періодичного забруднення ними екосистем і з'ясування можливості пристосувань гідробіонтів до періодичних забруднень середовища важкими металами, що і обумовило напрямок наших досліджень.

Метою роботи було з'ясування особливості впливу хронічного (постійного) та періодичного (за різних режимів) забруднення водного середовища сполуками важких металів на біопродукційні показники і складові енергетичного балансу риб.

Матеріал і методи досліджень

Експерименти проводили на *Carassius auratus auratus* (L., 1758) і *Danio rerio* Hamilton, 1822). В якості токсикантів використовували $K_2Cr_2O_7$, $CdCl_2$ і $ZnCl_2$. Коцентрації іонів важких металів підтримували, додаючи відповідну кількість певного розчину [5]. Використовували загальноприйняті методи [7, 8], та підходи, детально описані нами [2]. Риб утримувалась в акваріумах місткістю 10 дм^3. Повна заміна води проводилась щодня. Використовували попередньо відстояну протягом однієї доби водогінну воду. Аклімація до умов експерименту тривала 14 діб до початку експозиції. Годували риб двічі на добу кормом TetraMin (ТМ«Tetra», Німеччина). Температура становила 22-23 ^oC, pH = 7,0-7,5.

Результати досліджень та їх обговорення

Були проведені експерименти з різними режимами коливань вмісту важких металів у водному середовищі та отримані значні масиви даних. Зокрема, один з експериментів складався з 3 періодів по 14 діб кожен (табл. 1)

Таблиця 1

Схема експерименту та внесення внесення токсикантів

№ експерименту	Характер впливу	I період (14 діб)	II період (14 діб)	III період (14 діб)
1	Контроль	–	–	–
2	Хронічний 1 ГДК	1 ГДК Cr^{2+}та Cd^{2+}	1 ГДК Cr^{2+}та Cd^{2+}	1 ГДК Cr^{2+}та Cd^{2+}
3	Інтермітуючий 0,5 ГДК	0,5 ГДК Cr^{2+}та Cd^{2+}	–	1 ГДК Cr^{2+}та Cd^{2+}
4	Хронічний	–	–	1 ГДК Cr^{2+}та Cd^{2+}

В цьому експерименті завданням було з'ясувати, чи можливо підвищити токсикорезистентність риб до важких металів, якщо в перший період додавати 0,5 ГДК кожного з іонів, потім – 14 діб перерви, і далі – внесення 1 ГДК (експеримент № 3). Для порівняння токсичного ефекту в експерименті № 4 токсиканти додавали лише на 3 періоді тривалості експерименту.

В результаті 46 добових досліджень встановлено, що в експерименті № 3 маса тіла вірогідно не відрізнялася від контролю (складала 100,39% від контролю). В експерименті № 4 маса тіла даніо реріо складала 95,18% від контролю, в експерименті з постійною концентрацією на рівні 1 ГДК маса тіла складала 83,43% від контролю. Інтенсивність дихання була мінімальною за постійного хронічного впливу (експеримент № 2), складаючи 81,23% від контролю), а в експерименті № 3 вірогідно не відрізнялась від контролю (100,92% від контролю). Таким чином встановлено, що попередній вплив невисоких концентрацій (0,5 ГДК) важких металів сприяє підвищенню токсиксикорезистентності риб. В результаті чого темп росту та інтенсивність дихання при наступному підвищенні вмісту важких металів до 1 ГДК мало відрізнялися від контрою, тоді як такий же вплив, проте без попередньої дії низьких концентрацій (експеримент № 4), був значно істотні ший – темп росту риб був на 12% нижче контролю, а інтенсивність дихання перевищувала контрольні значення на 16%.

Часова динаміка досліджених нами показників мала досить складний характер і в цілому відповідала загальним положенням каскадного принципу адаптацій риб до токсичних чинників середовища [4, 5].

Наступним етапом наших досліджень було з'ясування оптимального об'єму життєвого простору для риб. Для цього було обрано два види, які відрізняються поведінкою: даніо реріо, які є типовими зграйними рибами, та золото рибка, для якої зграйність мало виражена. Експерименти з даніо реріо показали, що інтенсивність дихання безпосередньо залежить від величини життєвого простору. Максимальна інтенсивність дихання була у поодиноких особин, а зі зростанням кількості особин до 5 екз/10 дм^3 вона закономірно знижувалася і за щільності 5-10 екз/дм^3 лишалася на одному рівні. При подальшому зростанні щільності рівень дихання зростав (табл. 2).

Таблиця 2

Показники *Danio rerio* за різної щільності риб

Показник	**Щільність посадки, екз/10 дм^3**								
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**10**	**100**	**200**
Інтенсивність дихання (% від мінімального)	357	264	189	131	100	104	103	135	159
Питома швидкість росту (% від максимальної)	2	19	43	69	100	101	98	76	65
Ефективність використання раціону на приріст (% від максимального)	3	16	39	71	99	100	94	73	59

Варто відзначити, що за щільності 5-10 екз./10 дм^3 питома швидкість росту і ефективність використання раціону на приріст маси тіла також були максимальними. Цю щільність можна вважати оптимальною. Щоб з'ясувати, чи залежить сила прояву токсичних ефектів від величини життєвого простору, було проведено серію експериментів (табл. 3)

Таблиця 3

Ріст риб у контролі та за 10 мкг Cr^{6+}/дм^3

Види риб	Питома швидкість росту (% від максимальної) за щільності на 10 дм^3				
Кількість риб на 10 л.	1 екз.	3 екз.	5 екз.	10 екз.	100 екз.
Даніо реріо (контроль)	2	43	100	98	46
10 мкг Cr^{6+}/дм^3	0	5	100	99	37
Золота рибка (контроль)	84	100	87	62	31
10 мкг Cr^{6+}/дм^3	43	100	67	32	22

Найістотніше пригнічення росту за 10 мкг Cr^{6+}/дм^3 спостерігалося у поодиноких особин даніо реріо, а максимальний темп росту спостерігався за щільності 5-10 екз./10 дм^3. В той час як для золотої рибки максимальний ріст мав місце за щільності 3 ек./10 дм^3 (табл. 2). Таким чином, при оцінці рівня забруднення водойм за біопродукційними показниками риб необхідно враховувати об'єм життєвого простору. Ігнорування цього важливого показника може призводити до істотних помилок в оцінках рівня токсичного забруднення водойм.

Висновки

1. Встановлено, що за коливань концентрації Cd^{2+}, Zn^{2+} і Cr^{6+} у воді токсичні ефекти істотно відразняються від умов хронічного експерименту з постійною токсичністю середовища.
2. За умов попереднього впливу низьких концентрацій (0,5% ГДК) Cd^{2+} та Zn^{2+} наступне забруднення середовища більш високими концентраціями цих іонів впливало на піддослідних риб значно меншою мірою, наж такий же вплив без попереднього.
3. Рівень прояву токсичних ефектів тісно пов'язаний з об'ємом життєвого простору. Відхилення його значень від оптимальних істотно посилює прояв токсичних ефектів. За оптимального об'єму життєвого простору токсикорезистентність риб була максимальною.

1. *Брагинский Л. П.* Биопродукционные аспекты водной токсикологии / Л. П. Брагинский // Гидробиол. журн. – 1988. – Т. 24, № 3. – С. 74–83.
2. *Гандзюра В. П.* Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами / В. П. Гандзюра. – К.: ВЛГ«Обрії», 2002. – 248 с.
3. *Гандзюра В. П.* Структура энергетического баланса гидробионтов в токсической среде / В. П. Гандзюра // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 1. – С. 108–116.
4. *Гандзюра В. П.* Концепція шкодочинності в екології / В. П. Гандзюра, В. В. Грубінко. – Київ-Тернопіль: Вид-воТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008. – 144 с.
5. *Грубінко В. В.* Системна оцінка метаболічних адаптацій у гідробіонтів / В. В. Грубінко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. "Гідроекологія". – 2001. – № 4(15). – С. 36–39.
6. *Курант В. З.* Шляхи проникнення та вміст важких металів в органімі риб (Огляд) / В. З. Курант, В. О. Хоменчук, В. Я. Бияк // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2011. – № 2 (47). – С. 263–269.

7. *Лукьяненко В. И.* Биотестирование на рыбах. Методические рекомендации / В. И. Лукьяненко, Т. А. Карпович. – М.: АН СССР, 1989. – 96 с.
8. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко та ін. / За ред. В. Д. Романенка. – НАН України, Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.

В.П. Гандзюра[1], *Ю.С. Томищ*[1], *Н.И. Коревo*[2]
[1]Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко, Украина
[2]Житомирский государственный университет имени Ивана Франко, Украина

ОСОБЕННОСТИ ВЛИЯНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА РЫБ ПРИ ХРОНИЧЕСКОМ И ПЕРИОДИЧЕСКОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ ВОДНОЙ СРЕДЫ

Установлены особенности влияния тяжелых металлов на интенсивность дыхания, темп роста и составные энергетического баланса рыб при хронической и периодическом режимах загрязнения водной среды.

Ключевые слова: гидроэкосистемы, загрязнение, рыба, тяжелые металлы, темп роста, энергетический баланс

V.P. Gandziura[1], *Yu.S. Tomyshch*[1], *N.I. Korevo*[2]
[1]Taras Shevchenko National University, Kyiv, Ukraine
[2] Ivan Franko Zhytomyr State University, Ukraine

FEATURES OF INFLUENCE OF HEAVY METALS ON FISHES AT CHRONIC AND PERIODIC CONTAMINATION OF WATER ENVIRONMENT

The features of influence of heavy metals are set on respiration level, growth speed and component energetic balance of fishes at chronic and periodic modes of contamination of water environment.

Keywords: aquatic ecosystems, pollution, fish, heavy metals, growth speed, energetic balance

УДК 577.34 (582.522)(477.41/.42)

Д. ГАНЖА[1], Х. ГАНЖА[2]

[1]Івано-Франківське відділення Українського географічного товариства
вул. Галицька, 201, Івано-Франківськ, 76018, Україна
[2] Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ, ІОНІВ КАЛІЮ Й КАЛЬЦІЮ ЛИСТКАМИ *PHRAGMITES AUSTRALIS* (CAV.) TRIN. EX STEUD

Досліджено накопичення листками очерету звичайного розчинних форм ^{137}Cs та ^{90}Sr, іонів K^+ і Ca^{2+}. Встановлено, що понад 90% названих речовин міститься у тканинах живих листків. З атмосферних випадінь надходить до 5% накопичуваних на поверхні листків радіонуклідів. Встановлено зв'язок між фізіологічною здатністю листків утримувати іони і дозою радіаційного опромінення. Отримані результати можуть бути використані для цілей радіоекологічного моніторингу довкілля.

Ключові слова: моніторинг довкілля, очерет звичайний, радіоекологія, фізіологія рослин

У практиці моніторингу довкілля в Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ) застосовується очерет звичайний (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud). При вивченні реакції очерету на радіаційне опромінення, перевагу надають накопичувальній здатності рослин і їх морфологічній реакції на опромінювання [2, 5]. Менше умаси приділялось фізіологічній реакції рослин на опромінення. Проте відомо, що міграція всередину листків радіонуклідів з атмосфери та їх втрата при вимиванні опадами має екологічне значення та пов’язане, крім іншого, із фізіологічним станом листків [3].

Метою роботи є оцінка водорозчинних біогеохімічних форм ^{90}Sr, ^{137}Cs, K^+ й Ca^{2+} у листках очерету та їх фізіологічна втрата під впливом радіаційного опромінення.

Матеріал і методи досліджень

Спостереження проведено у 2013 р. в екосистемах шести водойм: оз. Азбучин, оз. Глибоке, оз. Далеке, Янівській затон р. Прип'ять, водойма-охолодник Чорнобильської АЕС (ЧАЕС), створ р. Прип'ять біля м. Чорнобиль. Під час спостережень були відібрані зразки листків *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. Відбирали на середині висоти рослини по 50 листків з кожного місця спостережень. Проби доставляли у лабораторію у сумці-холодильнику при температурі від 2 до 5° С.

Із свіжозібраних проб листків очерету, послідовно, з використанням дистильованої води (при співвідношенні маса проб листків та вода – 1:10) готували три екстракти: 1) при струшуванні протягом 1 хв. проводили змив легкорозчинних та механічно сорбованих на поверхні листків іонів, які переважно, є продуктами атмосферних випадань; 2) промиті при першій процедурі листки заливали новою порцією води, струшували, витримували 30 хвилин, знову струшували та збирали екстракт на аналіз (екстракцію проводили для оцінки фізіологічної спроможності клітинних мембран до утримання розчинних іонів); 3) 12-годинну екстракцію накопичених листками іонів проводили згідно наявних рекомендацій [1]. Кожен екстракт розглядали як відповідну біогеохімічну форму накопичення іонів листками рослин. Водні екстракти фільтрували і направляли на аналіз.

Електрохімічний аналіз вмісту іонів Ca^{2+} та K^+ у водних екстрактах листків виконаний з використанням відповідних іонноселективних електродів та вимірювача іонів рХ-150МИ. Концентрацію іонів обчислювали щодо маси сухої проби.

У лабораторії ДСП "Чорнобильський спецкомбінат" виконано аналіз питомої активності ^{90}Sr й ^{137}Cs у водних витяжках з листків очерету звичайного. Аналіз виконаний з використанням спектрометра енергії бета-випромінювання СЕБ 01-150 та гамма-спектрометра з аналізатором Nokia LP 4900 B і Ge-детектором.

За результатами вимірювань відповідних радіонуклідів, згідно існуючих рекомендацій [4], нами обчислено потужність дози внутрішнього опромінення листків очерету.

Коефіцієнт варіації (*V*, %) обчислювали за формулою:

$$V, \% = \cdot s \cdot \bar{x}^{-1} \cdot 100,$$

де: $s \cdot \bar{x}$ – вибіркове середнє; *s* –стандартне відхилення середнього.

Сумарна невизначеність при лабораторному аналізі не перевищувала 20%. Розрахунок статистичних параметрів вибірок даних виконували при довірчій ймовірності 0,95. Оцінку зв'язків вибірок даних проводили за коефіцієнтом детермінації (R^2).

Результати досліджень та їх обговорення

На досліджуваній території від первинних випадань 1986 р. до цього часу – нерівномірно розподілена питома активність радіонуклідів, що впливає на їх розподіл у пробах очерету (табл. 1).

Таблиця 1

Вміст радіонуклідів та їх хімічних аналогів у листках очерету звичайного оз. Глибоке

Параметр	^{137}Cs, Бк/кг	V, %	^{90}Sr, Бк/кг	V, %	K^+ мг/кг	V, %	Ca^{2+} мг/кг	V, %
Поверхневе забруднення	54	88	161	160	31	97	20	130
Фізіологічний вихід іонів	34	98	225	160	23	56	11	85
Вміст іонів у листках	1600	170	7500	190	940	31	1200	87

Через неоднорідність забруднення, середнє вибіркове вмісту радіонуклідів у 2-7 разів більше медіанного, а для аномально забруднених ^{90}Sr проб з оз. Глибоке – у 20 разів. Медіанне значення вмісту у листках очерету ^{137}Cs та ^{90}Sr – 270 Бк/кг та 350 Бк/кг, відповідно. Доза внутрішнього опромінення, обчислена для листків очерету за ^{137}Cs та ^{90}Sr складає 0,015 мкГр/год. та 0,021 мкГр/год. відповідно. Щодо проб очерету відібраних у 2013 р. на оз. Глибоке, встановлено дозу внутрішнього опромінювання ^{90}Sr – 2,2 мкГр/год.

За результатами вимірювань обчислено частку іонів у складі поверхневого забруднення та частку фізіологічної втрати іонів листками очерету щодо вмісту у них відповідної речовини (табл. 2). Кількість іонів сорбованих на поверхні листків більша, ніж та, що втрачається внаслідок фізіологічного виходу (див. табл. 1 і 2). При цьому, обидва показники щодо вмісту іонів у листках очерету складають від 1,5% до 5%. На поверхні листків переважно накопичуються K^+ та ^{90}Sr. У першому випадку, це свідчить про те, що завис з поверхні листків здебільшого представлений мікрофлорою, яка концентрує калій. У другому – про перевагу ^{90}Sr у атмосферних випаданнях.

Таблиця 2

Частка поверхневого забруднення листків очерету та фізіологічного виходу іонів відносно до їх вмісту у листках очерету оз. Глибоке (%)

Параметр	^{137}Cs	V, %	^{90}Sr	V, %	K^+	V, %	Ca^{2+}	V, %
Поверхневе забруднення	4,7	100	3,8	130	3,3	80	1,7	84
Фізіологічний вихід іонів	4,2	80	2,4	130	1,8	70	1,5	78

Примітка. Усереднення проведено за медіаною

Розмір коефіцієнтів варіації (більше 50%) вказує на контрастність розподілу речовини на досліджуваній території. Найбільшими є коефіцієнти варіації вмісту радіонуклідів у листках очерету (див. табл. 1, 2), що зумовлено забрудненням від катастрофи на ЧАЕС у 1986 р. Коефіцієнти варіації більше 50%, які встановлені для кальцію, свідчать про запорошеність атмосферного повітря внаслідок сучасного техногенезу. Найменшими є вміст, частка та коефіцієнти варіації іонів – при їх фізіологічному виході. При цьому, калій має дещо більшу частку та менший коефіцієнт варіації, порівняно із кальцієм. Це пов'язано, вочевидь, із більшою фізіологічною активністю та мобільністю калію у рослинах. Відповідно, у якості міри оцінки дії радіаційного опромінювання на очерет, нами протестоване значення фізіологічного виходу іонів K^+ з листків.

Кореляційний аналіз частки фізіологічного виходу іонів K^+ із листків очерету, з одного боку, та дозового навантаження від ^{137}Cs та ^{90}Sr, з іншого, показав, що частка фізіологічного виходу іонів K^+ тісно зв'язана (зі значенням R^2 – 0,93) із дозою від ^{137}Cs. Перевірку достовірності отриманої залежності проводили при аналізі зв'язку частки фізіологічного виходу ^{137}Cs із листків та дозою від того самого радіонукліда. Перевірка показала відсутність кореляційного зв'язку. Також, не встановлено надійного зв'язку із дозою опромінення очерету від ^{90}Sr.

Висновки

Отримані результати показали, що переважна частка водорозчинних форм радіонуклідів, калію та кальцію (до 95%) утримується живими листками очерету звичайного. З атмосферними випаданнями у місцях спостережень пов'язано до 5% іонів сорбованих на поверхні листків.

Встановлено зв'язок між фізіологічною спроможністю листків очерету звичайного до утримання іонів водорозчинних сполук та дозою радіаційного опромінювання. У досліджуваних умовах, дія дозового навантаження може збільшувати фізіологічний вихід калію з листків.

Отримані результати можуть бути застосовані для вдосконалення вже існуючих та розробки нових методів біоіндикації при проведенні радіоекологічного моніторингу.

Автори висловлюють щиру подяку співробітникам ДСП "Чорнобильський спецкомбінат" Л. Богдану та О. Назарову за надану допомогу у виконанні цих досліджень.

1. *Корма*. Методы определения аммиачного азота и активной кислотности (pH) : ГОСТ 26180-84. – [Дата введения 01.07.85]. – М. : Государственный комитет по стандартам 1985. – 8 с.
2. *Радіаційні* фактори довкілля й морфологічна реакція листків *Phragmites australis* у водоймах ЗВ ЧАЕС / Ганжа Д. Д., Назаров О. Б., Ганжа Х. Д. [та ін.] // Міжнародна конференції "Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього", 20–22 квітня 2011 року, Київ, Україна, Київ, Україна. Збірка доповідей, висновки і рекомендації. – К.: КІМ, 2011. – Ч. 2. – С. 285–289.
3. *Сельскохозяйственная* радиоэкология / Р. М. Алексахин, А. В. Васильев, В. Г. Дикарев и др.; [под ред. Алексахина Р. М., Корнеева Н. А.]. – М. : Экология, 1992. – 400 с.
4. *Handbook* for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Ed. by J. Brown, P. Strand, Al. Hosseini. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. – Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003.
5. *Physicochemical* forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chornobyl exclusion zone / Ch. D. Ganzha, D. I.Gudkov, D. D. Ganzha [at all.] // J. Environmental Radioactivity. – 2014. – Vol. 127. – P. 176–181.

Д. Ганжа1, Х. Ганжа[2]
[1]Ивано-Франковское отделение Украинского географического общества, Украина
[2] Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ, ИОНОВ КАЛИЯ И КАЛЬЦИЯ ЛИСТЬЯМИ *PHRAGMITES AUSTRALIS (CAV.) TRIN* . EX STEUD

Исследовано накопление листьями тростника обыкновенного растворимых форм ^{137}Cs и ^{90}Sr, ионов K^+ и Ca^{2+}. Установлено, что более 90% названных веществ удерживаются внутри живых листьев. Из атмосферных выпадений поступает до 5% накапливаемых на поверхности листьев радионуклидов. Установлено связь между физиологической способностью листьев удерживать ионы и дозой радиационного облучения. Полученные результаты могут быть использованы для проведения радиоэкологического мониторинга окружающей среды.

Ключевые слова: мониторинг окружающей среды, тростник обыкновенный, радиоэкология, физиология растений

D. Ganzha[1], Ch. Ganzha[2]
[1]Ivano-Frankivsk Department of the Ukrainian Geographical Society, Ukraine
[2] Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE ACCUMULATION OF RADIONUCLIDES, POTASSIUM, CALCIUM IONS IN LEAVES OF *PHRAGMITES AUSTRALIS* (CAV.) TRIN. EX STEUD

The study of the common reed leaves of ^{137}Cs, ^{90}Sr, Ca^{2+}, K^+ accumulation of ions soluble forms. It was found that more than 90% of the investigated chemicals retained inside living leaves. From atmospheric deposition in the place to 5% accumulated on the surface of leaves radionuclide. The found a relationship between the physiological ability of leaves to keep the ions and the radiation exposure dose. The results obtained can be used for radiation monitoring of the environment.

Keywords: environmental monitoring, common reed, radioecology, plant physiology

УДК 597.554.3(282.247.364)

Г.Л. ГОНЧАРОВ

Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна
Майдан Свободи, 4, Харків, 61022, Україна

СУЧАСНИЙ СТАН ПОПУЛЯЦІЙ *CARASSIUS CARASIUS* (ACTINOPTERIGII: CYPRINIDAE) У БАСЕЙНІ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ

За результатами власних польових спостережень, критичного аналізу опублікованих та інших даних встановлено стан популяцій звичайного карася *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758) у водних об'єктах басейну річки Сіверський Донець у розрізі трьох областей Сходу України та стан їх вивчення на сучасному етапі. Отримані дані свідчать, що вид у регіоні перебуває у загрозливому становищі. Запропоновано напрямки подальшої дослідницької та практичної природоохоронної діяльності щодо збереження виду.

Ключові слова: звичайний карась, Сіверський Донець, рідкісні риби, стратегія збереження

Звичайний карась *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758) розповсюджений євроазійський прісноводний вид риб, який майже повсюди знизив та продовжує поступово знижувати свою чисельність.

Майже до останньої чверті минулого століття був широко представленим у всіх водних системах України аборигенним промисловим видом, щоправда, з невеликою часткою у загальних промислових уловах [8]. На сьогодні вид різко скоротив свій ареал і чисельність, оскільки чужорідний вид *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758), потрапивши у наші водойми і давши спалах чисельності, шляхом гібридизації може генетично його поглинати, роблячи, разом з іншими факторами, зникаючим [7]. В Україні наразі має офіційний созологічний статус вразливого виду [9].

У басейні Сіверського Дінця – четвертої за величиною річки України – звичайний карась донедавна був єдиним представником роду і відмічався як звичайний вид усіма дослідниками.

Згідно з картографічним матеріалом, розміщеним у останньому виданні Червоної книги України, місцевості, де вид зустрічався після 1994 року, у басейні Сіверського Дінця, відсутні [9].

Матеріал і методи досліджень

Робота базується на матеріалах польових досліджень автора на водних об'єктах басейну верхньої та середньої течій Сіверського Дінця протягом 2007-2015 років, аналізу літературних даних, музейної колекції, опитувань науковців та рибалок-любителів регіону та критичного аналізу інформації з риболовецьких інтернет-форумів.

Звичайний карась остаточно діагностувався за числом зябрових тичинок на першій зябровій дузі. Особини з n = 22-33 віднесені нами до цього виду, особини з більшою кількістю зябрових тичинок, у тому числі і можливі гібриди звичайного карася з іншими видами чи формами карасів, розглядаються нами як *Carassius auratus*-complex.

Результати досліджень та їх обговорення

Харківська область. За опублікованими даними [5] у музейній колекції ННПМ НАН України останні збори звичайного карася з басейну Сіверського Дінця у межах області датуються серпнем 1972 року - із заплавних озер біля м. Ізюм.

У музейній колекції Музею природи ХНУ ім В.Н. Каразіна останні збори звичайного карася у водоймах області датуються липнем 1978 року – із річки Лопань у межах м. Харків та червнем 1981 року – із річки Сіверський Донець у Зміївському районі.

У 2006-2010 роках звичайний карась був знайдений у спільних поселеннях з представниками *Carassius auratus*-complex у водоймі-охолоджувачі Зміївської ТЕС (озеро Лиман) та озері Кругле у Балаклійському районі [7].

У видовому нарисі, опублікованому 2013 року, як «актуальні» вказуються 12 місць знахідок звичайного карася у річках басейну у межах області, а чисельність оцінюється у цілому як мала і така, що поступово зменшується [10].

Нині невідоме жодне моновидове поселення звичайного карася у області. Як правило, у водоймах, де він взагалі трапляється, його чисельність значно поступається представникам *Carassius auratus*-complex [7]. Єдиним відомим нам винятком є ізольоване озеро біля с. Нежданівка Дворічанського району [1, 5], розташоване на третій терасі річки Оскіл, у якому близько 90 % усіх виловлених риб попередньо віднесено нами до виду *Carassius carassius.*

У придатковій системи річки Сіверський Донець досі ще зрідка трапляється типова або «високотіла» форма карася. Усі ж знайдені нами у останні роки у озерах області звичайні карасі належали до «низькотілої» форми *C. carassius* morpha *humilis* Heckel, 1840. У обстежених 53 таких особин висота тіла становила у середньому близько 37% від довжини тіла, при мінімальному значенні приблизно 33% та максимальному значенні приблизно 49%. У 61% із обстежених 49 особин зафіксовано аномалії у розвитку бічної лінії – неповна бічна лінія, переривчаста бічна лінія, зміщення каналів бічної лінії на інші повздовжні ряди лусок.

Зустрічається на територіях двох національних парків області – «Дворічанський» та «Гомільшанські ліси». Але спеціальних заходів зі збереження цього виду (так само як і інших рідкісних видів риб) у цих установах не розроблено, режим охорони місцеперебувань не може запобігати гібридизації, любительське рибальство на водоймах розглядається та заохочується як один із видів рекреаційних послуг, а системи контролю за видовим складом та обсягом уловів рибалок-любителів не запроваджено [2].

Донецька область. Згідно з опублікованими даними [5] у музейній колекції ННПМ НАН України останні збори звичайного карася з басейну Сіверського Дінця у межах області датуються вереснем 1972 року – із озера Підпісочне у Слов'янському районі.

У 2006-2010 роках звичайний карась був знайдений у 6 водних об'єктах області у спільних поселеннях з представниками *Carassius auratus*-complex та у одному моновидовому поселенню у озері Пожарне [7]. На сьогодні це єдине описане моновидове поселення звичайного карася у басейні Сіверського Дінця взагалі.

Вид вважається таким, що мешкає на території Національного природного парку «Святі гори» у декількох заплавних озерах, хоча після 2009 року і не було зафіксовано достовірних його знахідок (В.А. Д'яков, усне повідомлення)

Нами за період досліджень з 2008 року у водоймах області не зареєстрований.

Луганська область. Згідно з опублікованими даними [5] у музейній колекції ННПМ НАН України останні збори звичайного карася з Луганської області датуються кінцем травня-початком червня 1973 року (у озерах поблизу смт. Станиця Луганська).

На жаль, єдина згадувана у численних публікаціях С.В. Межжерина з колегами водойма Луганської області, матеріал з якої використовувався для молекулярно-біологічних досліджень карасів, а саме озеро біля с. Пойма [6], за географічними координатами, наведеними у тій же самій та у іншій [7] роботах, має бути розташоване у Донецькій області.

Востаннє звичайний карась згадувався у списках фауни Луганщини В.А. Денщиком та В.Г. Суликом у 2000 році, після цього вид не вносився навіть до списків видів тварин, що мають охоронятися на території області [4].

За інформацією І.В. Загороднюка (усне повідомлення), отриманою ним від досвідчених рибалок-любителів Луганщини, останні 5-10 років звичайний крась не траплявся і в їх уловах.

Нами за період досліджень з 2008 року у водоймах області не зареєстрований.

Висновки

Звичайний карась у басейні Сіверського Дінця знаходиться у загрозливому стані. Створення моновидових поселень звичайного карася у ізольованих водоймах та запобігання потраплянню до них видів-вселенців розглядається нами як один із заходів щодо збереження виду. На нашу думку, такий напрямок міг би стати не потребуючим значних коштів, але ефективним напрямком у практичній природоохоронній діяльності національних природних парків регіону.

1. *Гончаров Г. Л.* Знахідки деяких рідкісних видів безщелепних та риб у водоймах басейну Сіверського Дінця / Г. Л. Гончаров // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології. Матеріали III Міжнародної науково – практичної конференції (Дніпропетровськ, 30 вересня – 2 жовтня 2010 р.) . – Дніпропетровськ, 2010. – С. 33–35.
2. *Гончаров Г. Л.* Любительское рыболовство как фактор влияния на сообщества рыб охраняемых природных территорий Харьковской области / Г. Л. Гончаров // Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах. Матеріали VII Міжнародної наукової конференції. – Дніпропетровськ: Адверта, 2013. – С. 86–87.
3. *Гончаров Г. Л.* Деякі особливості *Carassius auratus* – комплексу ізольованого озера біля с. Нежданівка / Г. Л. Гончаров, О. В. Бірюк // Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології: матеріали VII Міжнародної іхтіологічної науково–практичної конференції (Мелітополь-Бердянськ, 10-13.09.2014 р.). – Херсон: Грінь Д.С., 2014. – С. 52–55.
4. *Загороднюк І. В.* Раритетна фауна Луганщини / І. В. Загороднюк, М. А. Коробченко. – Луганськ: Вид-во «ШИКО», 2014. – 220 с.
5. *Мовчан Ю. В.* Каталог коллекций зоологического музея ННПМ НАН Украины. Круглоротые и рыбы / Ю. В. Мовчан, Л. Г. Манило, А. И. Смирнов, А. Я. Щербуха. – К.: Зоомузей ННПМ НАН Украины, 2003. – 241 с.
6. *Межжерин С. В.* Структура гибридов *Carassius auratus* s. lato × *C. carassius (Cyprinidae)* в поселениях карасей бассейна Днепра и Северского Донца / С. В. Межжерин, С. В. Кокодий, А. В. Кулиш, Л. В. Федоренко // Доповіді НАН України. – 2009. – № 6. – С. 191–197.
7. *Межжерин С. В.* Гибридизация золотого карася (*Carassius carassius* (Linnaeus, 1758)) в водоемах Украины и генетическая структура гибридов / С. В. Межжерин, С. В. Кокодий, А. В. Кулиш [и др.] // Цитология и генетика. – 2012. – Т. 46, №1. – С. 37–46.
8. *Мовчан Ю. В.* Фауна України. Т.8. Риби. Вип. 2. Коропові / Ю. В. Мовчан, А. І. Смірнов. – К.: Наукова думка,1983 – 360 с.
9. *Червона* книга України. Тваринний світ. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 600 с.
10. *Шандиков Г. А.* Звичайний карась / Червона книга Харківської області. Тваринний світ // Г. А. Шандиков, А. В. Куліш. – Харків: ХНУ, 2013. – С. 257.

Г.Л. Гончаров
Харьковский национальный университет имени В.Н. Каразина, Украина

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ПОПУЛЯЦИЙ *CARASSIUS CARASSIUS* (ACTINOPTERIGII: CYPRINIDAE) В БАССЕЙНЕ РЕКИ СЕВЕРСКИЙ ДОНЕЦ

По результатам собственных полевых наблюдений, критического анализа опубликованных и других данных определено состояние популяций обыкновенного карася *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758) в водных объектах бассейна Северского Донца, в разрезе трех областей Восточной Украины, и состояние их изученности на современном этапе. Полученные данные свидетельствуют об угрожаемом состоянии вида в регионе. Предложены направления дальнейшей исследовательской и практической природоохранной деятельности по сохранению вида.

Ключевые слова: обыкновенный карась, Северский Донец, редкие рыбы, стратегия сохранения

G.L. Goncharov
V.N. Karazin Kharkiv National University, Ukraine

CURRENT STATE OF *CARASSIUS CARASSIUS* (ACTINOPTERIGII: CYPRINIDAE) POPULATIONS IN THE SIVERSKY DONETS RIVER DRAINAGE

As a result of own field research, critical analysis of literature and other data the current state of *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758) populations in water bodies of the Siversky Donets drainage was described. Current state of our knowledge about that subject was detected concerning Regions of Eastern Ukraine. Received data are evidence of threatened status of the species. Modes for future research and conservation activity were offered.

Keywords: crucian carp, Siversky Donets, rare fish, conservation strategy

УДК [504.453.056:656.71] (043.2)(477-25)

М.Т ГОНЧАРОВА[1], Л.С. КІПНІС[1], І.М. КОНОВЕЦЬ[1], Ю.Г. КРОТ[1], О.С. НІКОНОРОВ[2]

[1]Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграду, 12, Київ, 04210, Україна
[2]Національний авіаційний університет
пр. Космонавта Комарова, 1, Київ, 03680, Україна

ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У БІОТИЧНІЙ ТА АБІОТИЧНІЙ СКЛАДОВІЙ ГІДРОЕКОСИСТЕМИ КИЇВСЬКОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Досліджено вміст важких металів (Zn, Cu, Cd, Mn, $Cr_{заг}$, Ni, Pb) у воді та донних відкладах київської ділянки Канівського водосховища, а також їх накопичення у водяних тваринах (гамариди *Chaetogammarus sp.*, молюски *Dreissena polymorpha, Unio tumidus* та *Lymnaea sp.*). Виявлено помірний негативний вплив мегаполісу на біоту, про що свідчить незначне збільшення у біотичній та абіотичній складових екосистеми концентрації важких металів, які специфічні для урбанізованих територій.

Ключові слова: важкі метали, вода, донні відклади, накопичення

З інтенсифікацією процесів урбанізації стає більш відчутним негативний антропогенний вплив на водні екосистеми. За останні п’ятдесят років спостерігаються помітні зміни складу і властивостей водного середовища, які не були притаманні водним екосистемам в попередні десятиріччя. У водоймах і водотоках басейну Дніпра відмічають появу у воді та донних відкладах значних концентрацій речовин токсичної дії, які впливають на стан біоти. Одними з пріоритетних токсикантів є важкі метали, які не зазнають деструкції і здатні до накопичення у різних складових гідроекосистем [3]. Зважаючи на їхню здатність до акумуляції та синергізму, вони проявляють істотний токсичний вплив на живі організми, а саме на бентосні та нектобентосні організми–фільтратори та детритофаги.

Метою даної роботи було з’ясування впливу мегаполісу на забруднення важкими металами біотичної та абіотичної складової гідроекосистеми київської ділянки Канівського водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Загальний вміст важких металів визначали у пробах поверхневого та придонного шарів води, донних відкладів, водяних безхребетних (молюски, гамариди), відібраних навесні та восени 2012 р. на київській ділянці Канівського водосховища на трьох станціях відбору: водозабір; в районі моста Патона; 500 м після скиду каналу Бортницької станції аерації. Відбір проб здійснювали загальноприйнятими методами за допомогою знаряддя для занурення. Вміст важких металів аналізували за ISO 8288 [8] на приладі АА350 (Аналитик Йена). Проби тканин та донних відкладів готували стандартними методами азотнокислої мінералізації.

Результати досліджень та їх обговорення

Статистичний аналіз результатів досліджень щодо вмісту важких металів не показав достовірної різниці показників між весняними і осінніми пробами, тому в роботі представлені усереднені величини. Як свідчать отримані результати, вміст важких металів у воді практично не перевищував гранично допустимих величин як для водойм рибогосподарського ($ГДК_{р/г}$), так і культурно-побутового призначення ($ГДК_{к/п}$), за винятком купруму, мінімальні концентрації якого спостерігались на рівні ГДК, а максимальні перевищували її на порядок (табл. 1). Також відмічались високі концентрації мангану, проте такий його вміст є характерним для води р. Дніпро у зоні Полісся. Слід відмітити також тенденцію до більш високого вмісту важких металів у придонному шарі води порівняно з поверхневим на всіх станціях відбору.

Таблиця 1

Загальний вміст важких металів у воді та донних відкладах київської ділянки Канівського водосховища ($\frac{\min - \max}{\overline{X}}$)

Станції відбору проб	Zn	Cu	Cd	Mn	$Cr_{заг}$	Ni	Pb
Поверхневий шар води, мкг/дм^3							
Водозабір	1,5-7,9 5,2	1,4-7,6 4,8	<0,1-0,1 <0,1	26,2-144,5 98,6	2,4-7,2 4,6	<0,1	1,2-6,9 4,5
м. Патона	1,4-9,2 6,3	1,2-7,3 5,1	0,1-0,2 0,1	24,2-141,4 102,3	3,2-7,9 5,6	<0,1	2,8-11,2 7,6
500 м нижче скиду БСА	3,1-9,8 6,5	2,2-8,2 5,5	<0,1-0,1 <0,1	25,4-152,5 97,5	2,1-6,2 4,9	<0,1	3,2-16,4 11,4
Придонний шар води, мкг/дм^3							
Водозабір	3,6-21,4 9,7	2,9-13,4 8,2	0,1-0,3 0,2	27,8-189,6 123,6	2,6-8,8 4,5	0,1-0,2 0,1	1,5-6,6 4,3
м. Патона	5,4-22,2 11,3	3,2-14,2 7,2	0,1-0,4 0,3	26,4-191,1 132,5	3,6-9,6 5,1	<0,1	14,2-22,2 16,4
500 м нижче скиду БСА	4,2-23,3 10,9	5,8-16,4 10,7	0,2-0,3 0,2	27,2-208,3 143,4	1,5-11,2 5,4	0,1-0,3 0,2	11,2-23,6 17,6
$ГДК_{р/г}$	10	1	5	10	–	10	100
$ГДК_{к/п}$	1000	1000	1	100	–	100	30
Донні відклади, мг/кг сух. маси							
Водозабір	8,8-29,5 16,2	7,5-19,4 12,1	0,6-2,8 1,4	260,5-490,6 303,2	4,8-26,2 14,2	<0,1	9,8-21,7 12,4
м. Патона	9,1-35,5 19,4	7,3-21,3 13,4	1,1-3,1 2,2	240,4-420,5 294,4	4,2-24,6 11,6	0,1-1,2	15,5-53,4 31,6
500 м нижче скиду БСА	9,8-37,2 21,4	8,1-24,2 12,9	0,7-2,5 1,8	250,2-484,3 324,6	6,9-33,8 16,4	0,6-1,1 0,7	17,8-56,2 34,8
TEC [9]	121,0	31,6	0,99	–	43,4	22,7	35,8
PEC [9]	459,0	149,0	4,98	–	111,0	48,6	128,0
Фоновий вміст [7]	79	53	0,1	–	24	23	10
$ГДК_{г}$, мг/кг [1]	100	55	3	–	100	40	32

Примітка. "–" – не нормується

На жаль, здійснити екологічну оцінку забруднення донних відкладів важкими металами важко, оскільки відсутні вітчизняні нормативи щодо вмісту в них забруднюючих речовин. З цією метою отримані дані порівнювали з такими нормативами: *TEC* (threshold effect concentration) – гранично-ефективна концентрація; *PEC* (probable effect concentration) – вірогідно-ефективна концентрація [9], а також фоновими величинами для даного водного об'єкту [7] та гранично допустимими концентраціями для ґрунтів ($ГДК_{г}$) [1]. Встановлено перевищення фонового рівня у донних відкладах за вмістом кадмію, хрому та плюмбуму, при цьому вміст останнього перевищував також $ГДК_{г}$. Проте вміст більшості досліджуваних металів (окрім кадмію та плюмбуму) у донних відкладах не перевищував величин *TEC* і був значно меншим за *PEC*, що може свідчити про малу вірогідність негативного впливу на біоту.

Про можливість використання гідробіонтів як біоіндикаторів забруднення водного середовища йдеться у низці досліджень [2, 4, 5]. Цікавий підхід щодо оцінки забруднення важкими металами запропоновано у роботі [4], в якій критерієм слугує статистично вірогідне перевищення фонового рівня їхнього вмісту у м'яких тканинах *Dreissena bugensis*. Проте наші дослідження показали, що найбільший вміст важких металів спостерігався в гамаридах *Chaetogammarus sp.* (табл. 2). Двостулкові молюски *Dreissena polymorpha* і *Unio tumidus,* а також черевоногі *Lymnaea sp.* накопичували важкі метали в меншій мірі, при цьому у м'язах молюсків їхні концентрації були більшими, ніж в мушлях. Найбільші коефіцієнти біоакумуляції (Kd) за наявного вмісту у абіотичній складовій були відмічені для нікелю та кадмію, відповідно 8000–28000 та 2500–17000.

Таблиця 2

Вміст важких металів в деяких водяних тваринах київської ділянки Канівського водосховища, мг/кг сухої маси ($\frac{\min - \max}{\overline{X}}$)

Види		Zn	Cu	Cd	Mn	$Cr_{заг}$	Ni	Pb
р. Дніпро, р-н водозабору								
Dreissena polymorpha	м'язи	6,9-38,6 19,2	11,2-14,5 12,2	0,7-1,2 0,9	77,6-468,2 276,5	1,9-4,8 2,4	0,5-1,9 0,9	2,4-5,5 3,7
	мушля	3,5-16,2 9,4	2,1-9,7 6,4	0,5-0,9 0,6	27,0-58,2 41,3	0,8-3,5 1,7	0,3-1,2 0,5	1,8-2,2 1,9
Unio tumidus	м'язи	5,5-19,3 11,2	9,6-13,2 11,5	0,4-0,6 0,5	63,5-327,5 236,4	2,1-4,2 3,4	0,8-0,9 0,8	4,4-6,3 5,1
	мушля	2,1-11,7 6,7	1,8-8,7 5,7	0,1-0,3 0,2	19,1-56,5 42,6	1,4-3,4 2,2	0,5-0,7 0,6	3,2-3,6 3,4
Limnaea sp.	м'язи	5,8-11,2 7,6	6,2-16,1 9,6	0,5-2,9 1,7	25,6-212,7 144,5	4,2-9,2 7,5	0,4-1,1 0,7	5,2-7,3 6,2
	мушля	3,5-6,9 5,2	1,8-11,4 4,9	<0,1	18,1-46,4 23,2	2,8-4,4 3,5	<0,1	1,7-4,4 2,2
Chaetogammarus sp.		18,6-54,1 32,6	19,1-38,4 23,5	0,4-0,8 0,6	67,2-214,6 154,3	6,3-11,8 7,3	1,2-3,5 2,4	4,2-8,2 6,7
р. Дніпро, м. Патону								
Dreissena polymorpha	м'язи	9,9-49,4 32,4	12,4-19,6 16,1	0,7-1,2 0,9	96,3-526,5 324,6	2,1-5,1 2,8	0,4-1,6 1,1	2,2-6,9 4,6
	мушля	4,1-19,4 9,5	3,6-11,5 6,7	0,5-0,9 0,6	39,0-62,4 42,3	1,2-3,9 1,6	0,1-0,9 0,6	1,3-1,9 1,7
Unio tumidus	м'язи	8,5-24,2 15,4	7,6-12,4 9,4	0,4-0,6 0,5	79,4-385,4 258,5	2,4-5,1 3,2	0,6-1,8 1,0	2,8-6,9 4,3
	мушля	2,3-14,4 6,3	2,3-9,5 4,2	0,2-0,3 0,2	17,4-85,3 32,6	1,1-2,8 2,4	0,9-1,2 1,0	1,2-3,1 2,1
Limnaea sp.	м'язи	7,6-12,3 8,4	6,2-18,2 11,4	0,6-0,9 0,7	48,9-224,4 152,5	4,5-8,6 7,8	0,7-1,4 1,1	6,4-11,2 7,8
	мушля	4,5-11,9 6,7	3,3-9,4 5,8	<0,1	20,7-53,2 32,5	2,5-4,7 3,8	0,2-0,4 0,2	2,1-5,7 3,8
Chaetogammarus sp.		21,2-60,5 42,6	15,4-34,7 22,5	0,4-0,8 0,7	73,5-219,5 166,3	5,1-12,4 8,2	0,8-2,9 2,3	5,4-12,3 8,2
р. Дніпро, після скиду БСА								
Dreissena polymorpha	м'язи	11,4-45,2 31,6	12,2-22,1 15,8	0,5-0,9 0,8	96,6-514,2 386,7	1,5-6,2 3,1	0,7-1,8 1,2	2,5-7,4 4,9
	мушля	4,6-21,4 8,7	6,2-17,2 7,3	0,1-0,4 0,2	38,4-98,4 56,3	0,2-2,9 0,2	0,1-0,5 0,3	1,6-2,7 2,1
Unio tumidus	м'язи	11,1-23,5 15,2	5,8-13,6 9,8	0,3-0,6 0,4	54,9-362,5 248,6	2,2-2,8 2,5	0,6-1,1 0,7	2,3-5,8 3,9
	мушля	2,7-14,2 7,4	1,3-13,6 5,3	0,1-0,3 0,2	11,2-94,2 58,4	0,9-3,1 2,3	0,2-0,7 0,3	1,4-2,5 1,9
Limnaea sp.	м'язи	5,2-14,1 8,7	4,1-21,5 10,2	0,2-0,3 0,3	43,9-195,7 134,7	1,2-7,4 3,9	0,7-1,6 1,2	4,3-15,5 8,1
	мушля	3,2-6,9 4,7	1,8-9,9 4,8	0,1-0,2 0,1	12,7-64,2 46,7	1,1-3,4 2,7	0,4-0,9 0,6	1,4-2,6 1,8
Chaetogammarus sp.		20,4-59,4 43,2	15,4-37,6 24,5	0,3-0,7 0,4	59,5-229,2 178,6	7,5-11,2 8,8	1,4-3,9 2,8	2,3-14,2 8,6

Порівняльний аналіз величин накопичення важких металів у гідробіонтів призводить до таких послідовностей: для *Chaetogammarus sp.* – $Kd_{Ni} > Kd_{Zn} > Kd_{Cd} > Kd_{Cu} > Kd_{Mn} > Kd_{Cr} > Kd_{Pb}$; для *D. polymorpha* – $Kd_{Ni} > Kd_{Cd} > Kd_{Zn} > Kd_{Mn} > Kd_{Cu} > Kd_{Pb} > Kd_{Cr}$; для *Lymnaea sp.* – $Kd_{Ni} > Kd_{Cd} > Kd_{Cu} > Kd_{Zn} = Kd_{Mn} = Kd_{Cr} = Kd_{Pb}$; для *U. tumidus* – $Kd_{Ni} > Kd_{Cd} > Kd_{Mn} = Kd_{Zn} > Kd_{Cu} > Kd_{Pb} = Kd_{Cr}$, що дозволяє виявити загальну закономірність для дослідженої ділянки за цим показником: Ni > Cd > Zn > Cu > Mn > Cr > Pb. Виходячи з величин біоакумуляції згідно класифікації [6]

досліджувані водяні тварини можна характеризувати, в основному, як деконцентратори, хоча стосовно нікелю *Chaetogammarus sp.* – макро-, а *D. polymorpha* та *Lymnaea sp.* – мікроконцентратори, що деякою мірою підтверджує висновок про малу вірогідність негативного впливу на біоту. Порівняння вмісту важких металів у тканинах гідробіонтів на досліджуваних станціях спостереження (див. табл. 2) з фоновими за [4] (Mn 422±368, Ni 9,6±4,6, Pb 1,35±1,22, Cr 3,2±3,2) свідчить про те, що перевищення спостерігалось лише за вмістом плюмбуму.

Висновки

Дослідження вмісту важких металів у воді та донних відкладах київської ділянки Канівського водосховища виявило помірний негативний вплив мегаполісу, на що вказує незначне збільшення на станціях відбору проб за ходом течії концентрації важких металів, специфічних для урбанізованих територій (плюмбум, кадмій та купрум). У поверхневому шарі води перевищення гранично допустимих концентрацій ($ГДК_{к/п}$, $ГДК_{р/г}$), в основному, не виявлено, проте зареєстровано підвищений вміст важких металів у придонному шарі води. Найбільше накопичення важких металів серед досліджених гідробіонтів спостерігалось у всеїдних *Chaetogammarus sp.* та двостулкових молюсків-фільтраторів *D. polymorpha*.

1. *Бондар О. І.* Антропогенні чинники довкілля та їх вплив на біоту і здоров'я людини: Підручник / О. І. Бондар, О. І. Тимченко, О. Г. Тараріко та ін.; За заг. ред. О. І. Бондаря. – К.: Інрес, 2006. – 288 с.
2. *Брень Н. В.* Использование беспозвоночных для мониторинга загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами / Н. В. Брень // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 4. – С. 75–88.
3. *Линник П. Н.* Тяжелые металлы в поверхностных водах Украины: содержание и формы миграции / П. Н. Линник // Гидробиол. журн. – 1999. – Т.35, № 1. – С. 22–42.
4. *Лукашев Д. В.* Оценка полиметаллического загрязнения р. Днепр методом расчета фонового содержания тяжелых металлов в моллюсках *Dreissena bugensis* / Д. В. Лукашев // Гидробиол. журн. – 2007. – Т.43, № 6. – С. 65–80.
5. *Лукашев Д. В.* Распределение тяжелых металлов в органах моллюсков *Anadonta anatine* в условиях поступления загрязненных стоков / Д. В. Лукашев // Гидробиол. журн. – 2009. – Т.45, № 5. – С. 98–104.
6. *Никаноров А. М.* Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах / А. М. Никаноров, А. В. Жулидов. – Л.: Гидрометеоиздат, 1991. – 312 с.
7. *Петрухин В. А.* Фоновое содержание микроэлементов в природных средах (по мировым данным). Сообщение 5 / В. А. Петрухин, Л. В. Бурцева, Л. А. Папенко [и др.] // Мониторинг фонового загрязнения природных сред. – Л.: Гидрометеоиздат, 1989. – Вып. 73. – С. 4–30.
8. *Фомин Г. С.* Вода. Контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. Энциклопедический справочник / Г. С. Фомин. – М.: Протектор, 2000. – 848 с.
9. *MacDonald D. D.* Development and evaluation of consensus-based sediment guidelines for freshwater ecosystems: Archives of Environmental Contamination and Toxicology / D. D. MacDonald, C.G. Ingersoll, T. A. Berger. – 2000. – Vol. 39. – P. 20–31.

М.Т Гончарова[1], *Л.С. Кипнис*[1], *И.Н. Коновец*[1], *Ю.Г. Крот*[1], *А.С. Никоноров*[2]

[1] Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

[2] Национальный авиационный университет, Киев, Украина

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В БИОТИЧЕСКОЙ И АБИОТИЧЕСКОЙ СОСТАВЛЯЮЩЕЙ ГИДРОЭКОСИСТЕМЫ КИЕВСКОГО УЧАСТКА КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Исследовано содержание тяжелых металлов (Zn, Cu, Cd, Mn, $Cr_{общ}$, Ni, Pb) в воде и донных отложениях киевского участка Каневского водохранилища, а также их накопление в водных животных (гаммариды *Chaetogammarus sp.*, моллюски *Dreissena polymorpha, Unio tumidus* и *Lymnaea sp.*). Выявлено умеренное негативное влияние мегаполиса на биоту, на что указывает незначительное увеличение в биотической и абиотической составляющих экосистемы концентраций тяжелых металлов, специфических для урбанизированных территорий.

Ключевые слова: тяжелые металлы, вода, донные отложения, накопление

M.Goncharova[1], L.Kipnis[1], I. Konovets[1], Yu. Krot[1], O.Nikonorov[2]
[1]Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv
[2]National Aviation University, Kyiv, Ukraine

CONTENT OF HEAVY METALS IN BIOTIC AND ABIOTIC COMPONENT OF KANEV RESERVOIR HYDROECOSYSTEM NEAR KYIV

The content of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Mn, Cr_{total}, Ni, Pb) in water and sediments of Kanev reservoir near Kiev and their accumulation in aquatic animals (*Chaetogammarus sp., Dreissena polymorpha, Unio tumidus and Lymnaea sp.*) have been investigated. Moderate negative impact of the megapolis, as indicated by a slight increase in the concentration of specific to urban areas heavy metals have been revealed.

Keywords: heavy metals, water, sediments, content, accumulation

УДК 504.454+551.468.4

О.М. ГРИБ

Одеський державний екологічний університет
вул. Львівська, 15, Одеса, 65016, Україна

НАУКОВЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ТА ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ ЗАХОДІВ ПО УПРАВЛІННЮ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИМ РЕЖИМОМ КУЯЛЬНИЦЬКОГО ЛИМАНУ НА ОСНОВІ МОДЕЛЮВАННЯ ВОДНО-СОЛЬОВОГО БАЛАНСУ ВОДОЙМИ В УМОВАХ ЗМІН ГЛОБАЛЬНОГО КЛІМАТУ

Згідно з даними сценаріїв В1 та А1В глобального потепління клімату з використанням моделі «клімат-стік визначено, що річний стік в басейні Куяльницького лиману у XXI столітті може зменшитися на 35–50 %. На основі імітаційного моделювання водно-сольового балансу лиману оцінено можливий режим рівнів і мінералізації води у водоймі при його поповнені водами Чорного моря та визначений найбільш перспективний режим припливу морських вод з Одеської затоки. Представлені результати практичної реалізації заходів по відновленню водно-сольового режиму лиману у 2011-2014 рр., моніторингу та управлінню його гідроекологічним станом у 2015 р. Для вирішення проблем лиману у довгостроковій перспективі запропоновано стратегію комплексного управління його водними ресурсами та гідроекологічним режимом з урахуванням господарської діяльності та кліматичних змін.

Ключові слова: Куяльницький лиман, рівні, мінералізація, Чорне море

Куяльницький лиман є рекреаційним і бальнеологічним об’єктом державного значення. Високі лікувальні властивості мають ропа та грязі лиману. Зменшення водних ресурсів лиману в умовах змін клімату та водогосподарської діяльності в останнє десятиріччя суттєво погіршило гідроекологічний стан водойми, призводячи до значного обміління та критичного збільшення мінералізації ропи (до 420 г/дм^3 – в 2014 р.). Щорічно у липні-вересні у 2009-2014 рр. в лимані відбувалась самосадка розчинених в ропі солей, утворення у верхів’ях водойми «соляної пустелі» та виникнення «соляних буревіїв». Це загрожувало зникненням лиману та втратою лікувальних грязей і ропи та своєрідної флори і фауни водойми.

Для відновлення водних ресурсів Куяльницького лиману та здійснення інтегрованого управління природокористуванням за басейновим принципом у 2011 році науковцями Одеського державного екологічного університету (ОДЕКУ) сумісно з обласним управлінням водних ресурсів розроблена, а Одеською обласною радою затверджена «Регіональна програма збереження та відновлення водних ресурсів у басейні Куяльницького лиману на 2012-2016 роки» (рішення № 270-VI від 28.10.2011 р.). Одним з пріоритетних завдань програми була

оцінка альтернативних джерел наповнення лиману, включаючи Чорне море та інші водні об'єкти, в умовах змін глобального клімату.

Метою даної роботи є оцінка можливого режиму середньомісячних рівнів та мінералізації води Куяльницького лиману за умов поповнення його об'єму морськими водами.

Матеріал і методи досліджень

Для обґрунтування необхідності поповнення об'єму Куяльницького лиману водами з Чорного моря або з інших водних об'єктів необхідно було оцінити можливі зміни водних ресурсів лиману в умовах змін глобального клімату. Для прогнозу змін водно-сольового режиму лиману у майбутньому використовувалися дані кліматичних сценаріїв В1 та А1В глобального потепління [1].

За результатами моделювання встановлено, що за сценарієм В1 зміни кліматичних умов відповідають вже існуючим тенденціям, а зменшення річного стоку вже за 2011-2025 рр. може становити 35 %. Розрахунок за сценарієм А1В показав, що до 2098 року річний стік зменшиться на 50 %. Ці результати дозволили зробити висновок, що для збереження лиману необхідне додаткове джерело водного живлення, наприклад, Одеська затока Чорного моря. Враховуючи це, першочерговим завданням програми відновлення водних ресурсів лиману стало зведення гідротехнічної споруди для його наповнення водою з Одеської затоки.

Оцінка режиму рівнів і мінералізації вод Куяльницького лиману при поповнені його об'єму морською водою виконувалась з використанням моделі водно-сольового балансу водойми. До складу рівнянь цієї моделі увійшли: до прихідної частини балансу – об'єм і середня мінералізація атмосферних опадів, що випали на водну поверхню лиману за місяць; об'єм і середня мінералізація припливних вод (поверхневих, схилових, підземних), що надійшли до лиману з його водозбірного басейну за місяць; об'єм і мінералізація вод, що надійшли до лиману з моря за місяць; до витратної частини балансу – об'єм води, що випарився з водної поверхні лиману за місяць. Наприкінці кожного місяця визначався об'єм води, відмітка рівня води та мінералізація ропи в лимані [2].

Результати досліджень та їх обговорення

В розрахунках приймалось, що станом на 1 листопада першого модельного року початковий рівень води в лимані дорівнює значенню мінус 6,5 м БС, а кількість солей становить 8,5 млн. тон, при мінералізації води 420 г/дм^3. При моделюванні водно-сольового балансу лиману використані середні багаторічні величини атмосферних опадів, випаровування з водної поверхні, об'ємів припливу вод з басейну лиману та солоності морських вод. Мінералізація атмосферних опадів, приймалась рівною 0,035 г/дм^3, а припливних вод з басейну лиману – 3 г/дм^3 [2].

При поповнені лиману водами моря необхідно було забезпечити режим функціонування водойми, при якому мінералізація ропи буде знаходитися у межах 40–200 г/дм^3, які є сприятливими для існування специфічних організмів лиману (наприклад, рачка артемії) та створення лікувальних пелоїдів. Також враховано, що мінералізація води 128 г/дм^3 рекомендована при її використанні для лікувальних цілей.

При наповненні лиману морською водою, як основний приймався варіант, коли приплив морських вод через трубопровід відбувається щорічно з 1 листопада по 30 квітня з витратою від 0,7 до 1,0 м^3/с. Запропонований режим поповнення лиману морськими водами повністю задовольняє пропозиціям і вимогам бальнеологів, гідробіологів та гідрохіміків, щодо плавного щорічного підвищення рівня води в лимані (не більш ніж на 1,0–1,5 м), забезпечуючи створення умов для поступової адаптації екосистеми водойми до менш мінералізованих морських вод та попередження небажаного різкого їх впливу на процес пелоїдогенезу в лимані. Поповнення лиману водами моря повинно проходити в прохолодні місяці (з листопада по квітень), яким притаманні: найбільша вітрова активність, що буде сприяти інтенсивному водооновленню вод затоки чистими водами відкритого моря; низька температура води (менше 8 ºС), що буде обумовлювати мінімальні швидкості хіміко-біологічних процесів; відсутність або мінімальне випаровування з водної поверхні лиману, що максимально підвищить ефективність поповнення лиману водами моря.

За результатами моделювання водно-сольового балансу лиману, при поповнені його об'єму морськими водами з припливом 0,7–1,0 м^3/с, встановлено, що кожного року буде відбуватися поступове підвищення рівня води і за період з 1 листопада першого до 30 квітня четвертого модельного року він підвищиться на 75–100 см і досягне відміток мінус 5,75–5,50 м БС, які не перевищують нормальний підпертий рівень води в лимані – мінус 5,50 м БС, запропонований і обґрунтований в роботі [2].

Мінералізація води в лимані, при такому поповнені морськими водами, буде поступово зменшуватися і вже з листопада першого до квітня другого модельного року вона зменшиться з 420 до 220–240 г/дм^3. В наступні два роки мінералізація води зменшиться на 50–70 г/дм^3. Кожного року з травня по листопад (в період відсутності припливу морських вод в лиман) мінералізація води (ропи) буде дещо підвищуватися на 25–30 г/дм^3. В цілому, при поповнені Куяльницького лиману морськими водами з припливом 0,7–1,0 м^3/с мінералізація ропи в лимані поступово зменшиться на 300–320 г/дм^3 і за три роки досягне значення 120–140 г/дм^3.

У 2013-2014 рр. здійснено проектування гідротехнічної споруди по з'єднанню Куяльницького лиману та Одеської затоки Чорного моря та після проходження будівельної й екологічної експертиз і будівництва (жовтень-грудень 2014 р.), 24 грудня 2014 р. розпочався запуск морських вод до лиману. За перший місяць (з 22 грудня 2014 р. по 22 січня 2015 р.) роботи з'єднувального трубопроводу «море-лиман» приплив морських вод до лиману становив в середньому 1,15 м^3/с, а рівень води в лимані підвищився на 12 см. Крім того, 12 лютого 2015 р. Департаментом екології та природних ресурсів Одеської облдержадміністрації затверджено «Програму моніторингу стану Куяльницького лиману у 2015 році». Головною метою цієї програми є здійснення комплексного моніторингу та оцінка і прогноз можливих змін гідрологічних, гідрохімічних, гідробіологічних, мікробіологічних (включаючи медико-біологічні та санітарно-бактеріологічні) показників змін стану природних ресурсів (насамперед ропи і пелоїдів) Куяльницького лиману в умовах штучного поповнення водойми водою з Одеської затоки та наукове визначення конкретних термінів подачі морської води до лиману у наступні роки.

Висновки

Поповнення Куяльницького лиману морськими водами для відновлення сприятливого гідроекологічного режиму водойми є виправданою «пожарною» мірою, яка належить до першочергових заходів. У довгостроковій перспективі проблеми лиману необхідно вирішувати шляхом відновлення припливу прісних вод за рахунок зменшення кількості штучних водойм на водозборі лиману, проведення нормування їх наповнення у залежності від очікуваних гідрометеорологічних умов, а також відновлення русла річки Великий Куяльник та інших річок і балок на басейні лиману. Це дає можливість науково обґрунтувати стратегію комплексного управління водними ресурсами та гідроекологічним режимом Куяльницького лиману з урахуванням господарської діяльності та кліматичних змін у ланцюгу «клімат → підстильна поверхня → антропогенні перетворення → стік з басейну → гідрологічний режим → гідроекологічний стан лиману».

1. *Оцінка* можливих змін гідроекологічного режиму Куяльницького лиману під впливом глобальних кліматичних змін: Звіт з НДР. Од. держ. екол. ун-т. – Одеса, 2012. – 147 с.
2. *Оцінка* можливого альтернативного наповнення Куяльницького лиману водами Чорного моря, річки Дністер й інших лиманів і водних об'єктів: Звіт з НДР. Од. держ. екол. ун-т. – Одеса, 2012. – 238 с.

О. Н. Гриб
Одесский государственный экологический университет, Украина

НАУЧНОЕ ОБОСНОВАНИЕ И ПРАКТИЧЕСКАЯ РЕАЛИЗАЦИЯ МЕРОПРИЯТИЙ ПО УПРАВЛЕНИЮ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИМ РЕЖИМОМ КУЯЛЬНИЦКОГО ЛИМАНА НА ОСНОВЕ МОДЕЛИРОВАНИЯ ВОДНО-СОЛЕВОГО БАЛАНСА ВОДОЁМА В УСЛОВИЯХ ИЗМЕНЕНИЙ ГЛОБАЛЬНОГО КЛИМАТА

По данным сценариев В1 и А1В глобального потепления климата с использованием модели «климат-сток» установлено, что годовой сток в бассейне Куяльницкого лимана в XXI ст. может

уменьшиться на 35-50 %. На основании имитационного моделирования водно-солевого баланса лимана оценён возможный режим уровней и минерализации воды в водоёме при его пополнении водами Чёрного моря и определён наиболее перспективный режим притока морских вод из Одесского залива. Представлены результаты практической реализации мероприятий по восстановлению водно-солевого режима лимана в 2011-2014 гг., мониторинга и управления его гидроэкологическим состоянием в 2015 г. Для решения проблем лимана в долгосрочной перспективе предложена стратегия комплексного управления его водными ресурсами и гидроэкологическим режимом с учётом хозяйственной деятельности и климатических изменений.

Ключевые слова: Куяльницкий лиман, уровни, минерализация, Чёрное море

O.M. Grib
Odesa State Environmental University, Ukraine

SCIENTIFIC SUBSTANTIATION AND PRACTICAL IMPLEMENTATION OF MEASURES ON MANAGEMENT HYDROECOLOGICALLY MODE OF KUYAL'NICKIY LIMAN BASED ON THE SIMULATION OF WATER-SALT BALANCE OF THE RESERVOIR ON CONDITIONS OF GLOBAL CLIMATE CHANGE

According to scenarios B1 and A1B global warming using the model of «climate-runoff» installed that annual runoff in the basin Kuyal'nickiy liman in the XXI century can be reduced by 35-50 %. Based on the simulation of water-salt balance of the liman determined mode levels and salinity of water in the reservoir at its completion the waters of the Black Sea and determined the most promising mode of inflow of sea water. The results of the practical implementation of measures to restore the water-salt regime of the liman in 2011-2014, monitoring and management of its hydroecologically state in 2015. For solving in the long term proposed strategy for the integrated management of its water resources and hydroecologically regime of the liman, taking into account economic activity and climate change.

Keywords: Kuyal'nickiy liman, levels, salinity, Black Sea

УДК [639.311:631.8]:639.311.043.2

Т.В. ГРИГОРЕНКО, С.А. КРАЖАН, А.М. БАЗАЄВА, Н.М. МОСКАЛЕНКО, Н.П. ЧУЖМА

Інститут рибного господарства НААН України
вул. Обухівська, 135, Київ, 03164,Україна

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ПРИРОДНОЇ КОРМОВОЇ БАЗИ ВИРОЩУВАЛЬНИХ СТАВІВ ПРИ ЗАСТОСУВАННІ РІЗНИХ ДОБРИВ

Представлено результати досліджень щодо особливостей формування природної кормової бази вирощувальних ставів при застосуванні різних видів добрив. Встановлено, що став, удобрений перегноєм, характеризувався наявністю більшого видового різноманіття фітопланктонних та зоопланктонних організмів, порівняно з ставом, удобреним мікродобривом «Росток» Макро.

Середньосезонна біомаса фітопланктону в ставі, удобреному перегноєм, була на рівні 8,74±2,64 мг/дм^3, зоопланктону – 4,06±1,09 г/м^3, зообентосу – 0,58±0,21 г/м^2, в ставі, удобреному мікродобривом «Росток» Макро, відповідно, – 4,56±0,95 мг/дм^3; 3,28±0,86 г/м^3 та 1,85±0,99 г/м^2. Біомаси фітопланктону в дослідних ставах формувалися, в основному, за рахунок розвитку синьозелених та зелених водоростей. При цьому, частка зелених водоростей у ставі, удобреному мікродобривом, була вищою порівняно із ставом, удобреним перегноєм. Основу біомаси зоопланктону становили ракоподібні. Удобрення ставу перегноєм сприяло

значному розвитку чисельності коловерток (до 69,2%). Зообентос обох вирощувальних ставів формували цінні у кормовому значенні личинки хірономід.

Ключові слова: природна кормова база, вирощувальні стави, фітопланктон, зоопланктон, зообентос, добрива

Велике значення при вирощуванні риби має забезпеченість її природними кормами. Відомо, що недостатність природного корму в раціоні живлення риб призводить до збільшення витрат комбікормів, уповільнення темпу росту, зниження резистентності до інфекційних і інвазійних захворювань риб тощо [2, 4, 5].

Надійним та ефективним засобом підвищення рівня розвитку природної кормової бази рибницьких ставів є удобрення. Основна мета удобрення ставів полягає в тому, щоб діючи на середовище, створити умови, які сприятимуть збільшенню запасів повноцінної природної їжі і тим самим – збільшенню виходу рибної продукції. Раціональне використання добрив з метою підвищення розвитку природної кормової бази ставів є обов'язковим елементом і економічно виправданим засобом інтенсифікації ставового рибництва [1, 3, 5].

Метою даної роботи було дослідити особливості формування природної кормової бази вирощувальних ставів при застосуванні різних видів добрив.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводилися на вирощувальних ставах ДПДГ «Нивка» ІРГ НААН, площею 1,0–2,5 га, середньою глибиною 1,5 м, в яких вирощувався рибопосадковий матеріал коропа (за щільністю посадки непідрощених личинок 80,0 тис. екз./га). Для стимулювання розвитку природної кормової бази навесні в став № 56 до зарибнення вносили перегній від великої рогатої худоби із розрахунку 3,0 т/га, а в став № 60 – мікродобриво «Росток» Макро із розрахунку 4,0 $дм^3$/га (двічі за вегетаційний сезон). Рибу також підгодовували штучним кормом.

Відбір та обробка гідрохімічних проб проводилися згідно методики (Алёкин О.А. и др.,1973). Гідробіологічні проби впродовж вегетаційного сезону відбирались 2 рази на місяць. Відбір та обробка проб фіто-, зоопланктону та зообентосу проводилися згідно «Методів гідроекологічних досліджень., 2006». Для визначення якісного складу організмів використовували визначники (Топачевський А.В., Масюк Н.П., 1984; Царенко П.М., 1990; Кутикова Л.А., 1970; Мануйлова Є.Ф., 1964; Панкратова В.Я., 1983 тощо).

Результати досліджень та їх обговорення

Температура води у вирощувальних ставах впродовж вегетаційного сезону коливалася у межах 16,8–24,9 ^{0}С з максимальними показниками в липні. Вміст розчиненого у воді кисню в середньому знаходився на рівні 5,6–7,2 мг/$дм^3$ і був у межах рибоводних норм. Гідрохімічний режим дослідних ставів був задовільним.

Фітопланктон дослідних ставів був представлений 144 видами та внутрішньовидовими таксонами, які належать до 7 відділів: *Cyanophyta*, *Euglenophyta*, *Dinophyta*, *Bacillariophyta*, *Chryzophyta*, *Xantophyta*, *Chlorophyta*. Більшим видовим різноманіттям характеризувався став №56 – 126 видів та внутрішньовидових таксонів, проти 109 у ставі № 60. Основу флористичного спектру фітопланктону в обох ставах складали зелені водорості 58,0–65,0%, решта припадала на синьозелені (11,0–14,0%), діатомові (9,0–13,0%) та евгленові (9,0–11,0%). Інші систематичні відділи водоростей не перевищували 2,0%.

Чисельність фітопланктону в ставі №56 змінювалася в межах 14,58–247,68 млн. кл./$дм^3$, біомаса – 1,75–22,46 мг/$дм^3$, в ставі №60 відповідно – 3,64–118,04 млн. кл/$дм^3$ та 2,33–9,71 мг/$дм^3$.

На початку вегетаційного сезону біомаси фітопланктону в дослідних ставах були низькими і формувалися за рахунок розвитку синьозелених (51,8%) у ставі № 56 та зелених (40,0%) і синьозелених (29,0%) водоростей у ставі № 60. Підвищення температури води в липні-серпні до 23,0–24,9 °С сприяло інтенсивності вегетації водоростей в ставах.

Максимальний розвиток фітопланктону в ставі № 56 припадав на кінець липня, досягаючи біомаси 22,46 мг/дм^3, в ставі № 60 – на початок серпня (9,71 мг/дм^3), переважно, за рахунок вегетації *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae*, *Oscillatoria geminata.*

У ставі №56 виявилися більш сприятливі умови для розвитку синьозелених водоростей, частка яких у загальному фітопланктоні як за чисельністю (86,0%), так і за біомасою (49,0%) була вищою, ніж у ставі № 60 відповідно, 75,0% та 40,0%. При цьому, частка більш цінних у кормовому значенні зелених водоростей в ставі №60 була вищою (21,1–28,0%), ніж у ставі № 56 (12,4–21,0%).

Середні за вегетаційний сезон показники розвитку фітопланктону як за чисельністю (в 2,3 рази), так і за біомасою (в 1,9 рази), були вищими, ніж в ставі № 60 (таблиця).

Таблиця

Середньосезонні показники чисельності та біомаси планктонних і бентосних угруповань у дослідних ставах ДПДГ «Нивка», 2013 р.

Номера ставів	Гідробіологічні угруповання					
	Фітопланктон		Зоопланктон		Зообентос,	
	N, млн.кл./дм^3	B, мг/дм^3	N, тис. екз./м^3	B, г/м^3	N, екз./м^2	B, г/м^2
№56	84,7±32,1	8,74±2,64	446,3±162,7	4,06±1,09	66,6±35,6	0,58±0,21
№60	37,3±12,4	4,56±0,95	164,3±36,9	3,28±0,86	280,7±230,2	1,85±0,99

Примітки: N – чисельність, B – біомаса

Зоопланктон вирощувальних ставів був представлений трьома основними групами: *Rotifera, Cladocera, Copepoda.* У ставі № 56 було виявлено 22, в ставі № 60 – 17 таксонів зоопланктонних організмів. Найбільшою кількістю видів була представлена група коловерток (до 56,5%) та гіллястовусих ракоподібних (до 34,8%).

Чисельність зоопланктону в ставі № 56 коливалася в межах 107,0–1504,0 тис. екз./м^3, біомаса – 1,16–10,28 г/м^3, у ставі № 60 відповідно – 30,0–325,0 тис. екз./м^3 та 0,75–7,96 г/м^3. На початку вегетаційного сезону чисельність (79,7%) та біомаса (61,2%) зоопланктону в ставі № 56 формувалася за рахунок розвитку коловерток, а в ставі № 60 чисельність – за рахунок коловерток (до 42,9%), а біомаса – дрібних гіллястовусих ракоподібних (48,7%). Домінували в цей час *Brachionus calyciflorus*, *Br. diversicornis*, *Filinia longiseta* та *Bosmina longirostris.* У червні в ставі №56 основу як чисельності (до 65,4%), так і біомаси (до 60,0%) формували веслоногі, а у ставі № 60 – гіллястовусі ракоподібні, відповідно, до 63,3% та до 73,6%. Починаючи з липня і до кінця вегетаційного сезону, основу зоопланктону складають веслоногі ракоподібні, займаючи 41,3–70,4% у ставі № 56 та 78,5-98,9% у ставі № 60. Крім того, в ставі №56 в цей період значно зростає чисельність коловерток частка яких в середньому становила 69,2%, тоді як у ставі № 60 не перевищувала 13,2% загальної чисельності зоопланктону. Максимальний розвиток зоопланктону в дослідних ставах спостерігався в другій половині липня, досягаючи біомаси 7,96–10,28 г/м^3, за рахунок розвитку *Moina rectirostris, Diaphanosoma brachyurum, Cyclops sp.* З другої половини серпня відбувається зниження показників розвитку зоопланктону і восени його біомаси не перевищують 1,16–1,50 г/м^3.

Середні за вегетаційний сезон показники розвитку зоопланктону в дослідному ставі № 56 були вищими у 2,7 рази за чисельністю та у 1,2 рази за біомасою, ніж у дослідному ставі № 60 (див. табл.).

Донна фауна дослідних ставів була представлена личинками хірономід. Динаміка кількісного розвитку зообентосу у вирощувальних ставах залежала від циклів розвитку масових видів личинок хірономід та інтенсивності споживання їх коропом. Домінуючими видами були: *Chironomus dorsalis*, *Chironomus plumosus*, *Cryptohironomus ex. gr. defectus*, *Limnochironomus nervosus.*

Максимальні біомаси зообентосу в обох ставах спостерігалися на початку червня (1,43–7,60 г/м^2). У подальшому, під впливом пресу риб і вильотом імаго, донна фауна вирощувальних ставів різко збіднюється. Вищі показники розвитку зообентосу були в ставі №60 (див. табл.).

Вирощені цьоголітки в обох ставах досягли середньої маси 30 г, вихід цьоголіток від посаджених на вирощування личинок вищим був у ставі № 60 і становив 45%, проти 33,3% у ставі № 56.

Висновки

Став, удобрений перегноєм, характеризувався наявністю більшого видового різноманіття та вищими кількісними показниками фітопланктонних та зоопланктонних організмів, порівняно з ставом, удобреним мікродобривом Росток «Макро». Відмінною особливістю ставу, удобреного перегноєм, було домінування в ньому впродовж усього вегетаційного сезону синьозелених водоростей, інтенсивний розвиток яких у другій половині вегетаційного сезону пригнічував розвиток гіллястовусих ракоподібних та сприяв зростанню чисельності коловерток. Частка зелених водоростей, була вищою в ставі, удобреному мікродобривом. Основу біомаси зоопланктону в ставах складали веслоногі та гіллястовусі ракоподібні, зообентосу – личинки хірономід. Кількісний розвиток природної кормової бази в дослідних ставах був невисоким, що, в свою чергу, пов'язано із значною щільністю посадки риби.

1. *Кузьмин И. А*. Повышение продуктивности выростных прудов путем комплексного воздействия на их екосистему: автореф. дисс. на соиск. уч. степени канд. биол. наук.: специальность 03.00.10 – Ихтиология / И. А. Кузьмин. – М., 2007. – 22 с.
2. *Кражан С. А*. Природна кормова база ставів / С. А. Кражан, М. І. Хижняк. – Херсон: Олді-Плюс, 2009. – 328 с.
3. *Методи* підвищення природної рибопродуктивності ставів / А. І. Андрющенко, Р. А. Балтаджі, Н. І. Вовк [та ін.]; за ред. М. В. Гринжевського. – К., 1998. – 124 с.
4. *Шмакова З. И.* Влияние уровня развития естественной кормовой базы на результаты выращивания племенных сеголеток карпа / З. И. Шмакова, Н. А. Тагирова, И. Ю. Бадаева // Рыбное хозяйство. – 2009. – № 1. – С.70–73.
5. *Харитонова Н. Н.* Биологические основы интенсификации прудового рыбоводства / Н. Н. Харитонова. – К.: Наукова думка, 1984. – 196 с.

Т.В. Григоренко, С.А. Кражан, А.Н. Базаева, Н.Н. Москаленко,Н.П. Чужма
Институт рыбного хозяйства НААН Украины, Киев

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ЕСТЕСТВЕННОЙ КОРМОВОЙ БАЗЫ ВЫРОСТНЫХ ПРУДОВ ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ РАЗЛИЧНЫХ УДОБРЕНИЙ

Представлены результаты исследования особенностей формирования естественной кормовой базы выростных прудов при использовании различных видов удобрений. Установлено, что пруд, удобренный перепревшим навозом, характеризовался наличием большего разнообразия видов фитопланктонных и зоопланктонных организмов по сравнению с прудом, удобренным микроудобрением «Росток» Макро.

Средняя за вегетационный сезон биомасса фитопланктона в пруду, удобренном навозом, была на уровне 8,74±2,64 мг/дм^3, зоопланктона – 4,06±1,09 г/м^3, зообентоса – 0,58±0,21 г/м^2, в пруду, удобренном микроудобрением, соответственно – 4,56±0,95 мг/дм^3; 3,28±0,86 г/м^3 та 1,85±0,99 г/м^2. Биомассы фитопланктона в опытных прудах формировались, в основном, за счет развития синезелёных и зеленых водорослей. При этом доля зеленых водорослей в пруду, удобренном микроудобрением, была выше, чем в пруду, удобренном перепревшим навозом. Основу биомассы зоопланктона составляли ракообразные. Удобрение пруда навозом способствовало значительному развитию численности коловраток (до 69,2%). Зообентос выростных прудов формировали ценные в пищевом значении личинки хирономид.

Ключевые слова: естественная кормовая база, выростные пруды, фитопланктон, зоопланктон, зообентос, удобрения

T.V. Grygorenko, S.A. Krazhan, A.M. Bazaeva, N.M. Moskalenko,N.P. Chuzhma
Institute of Fisheries of NAAS of Ukraine, Kyiv

PECULIARITIES OF FORMING THE NATURAL FOOD BASE IN FATTENING PONDS WITH THE USE OF DIFFERENT FERTILIZERS

The paper contains the results of the studies on the peculiarities of forming the natural food base in fattening ponds with the use of different fertilizer types. It was found that the pond fertilized with manure was characterized by the presence of a higher diversity of phytoplanktonic and zooplanktonic organisms compared to the pond fertilized with the microfertilizer Rostok "Makro".

The average seasonal phytoplankton biomass in the pond fertilized with manure was 8.74±2.64 mg/dm^3, zooplankton – 4.06±1.09 g/dm^3, zoobenthos – 0.58±0.21 g/m^2; in the pond fertilized with the microfertilizer Rostok "Makro" – 4.56±0.95 mg/dm^3, 3.28±0.86 g/dm^3, and 1.85±0.99 g/m^2, respectively. Phytoplankton biomasses in the experimental ponds were formed mainly by blue-green and green algae. At the same time, the share of green algae in the pond fertilized with the microfertilizer was higher compared to the pond fertilized with manure. Zooplankton biomass was composed of crustaceas. Fertilizing the pond with manure promoted significant development of rotifers (up to 69.2%). The zoobenthos in both fattening ponds was composed of nutritionally valuable chironomid larvae.

Keywords: natural food base, fattening ponds, phytoplankton, zooplankton, zoobenthos, fertilizers

УДК 581.5:504.05

О.О. ГРИГОР'ЄВА, М.А. БЕРЕЗОВСЬКА
Київський національний університет імені Тараса Шевченка
вул. Володимирська, 64/13, Київ, 01601, Україна

ВПЛИВ НАФТОПРОДУКТІВ НА КІЛЬКІСНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ КУЛЬТУРИ *SCENEDESMUS OBLIQUUS* (TURPIN) KÜTZ.

У роботі розглянуто вплив різних марок бензину і трансмісійної оливи на кількість клітин зеленої водорості *Scenedesmus obliquus* (Turpin) Kütz. в процесі її росту. Показано, що етильовані марки бензину суттєво пригнічують ріст культури, у той час як неетильовані та трансмісійна олива теж затримують розмноження водорості, проте різкої негативної дії не справляють. Така відмінність може бути пов'язана зі значним вмістом свинцю у етильованих марках бензину.

Ключові слова: зелені водорості, кількість клітин, бензин, трансмісійна олива

Дослідження впливу нафтопродуктів на живі організми проводяться давно, проте вони залишаються актуальними і на сьогодні. Це пов'язано із постійним загостренням зазначеної проблеми, а також із неоднозначністю одержаних результатів. Так, реакція організмів на забруднення є видоспецифічною, а також залежить від кількості забруднювача, тривалості його впливу тощо. Наприклад, дослідження з водоростями показали, що дія подібних полютантів на функціональні процеси в організмах може як інтенсифікувати, так і пригнічувати фотосинтез, призводити до загибелі або ж стимулювати розвиток біооб'єктів [2, 6]. Варто відмітити, що реакція гідробіонтів на нафтопродукти залежить і від типу забруднювача [4].

Метою нашої роботи було з'ясування особливостей впливу різних марок бензину і трансмісійної оливи на ріст зеленої водорості *Scenedesmus obliquus* (Turpin) Kütz. в умовах культури. Водорості з роду Scenedesmus завдяки своїй здатності накопичувати в клітинах нітрати, фосфати, зменшувати кількість токсикантів у воді, активно застосовуються у сучасних науково-дослідних роботах по очищенню стічних вод з подальшим виростанням біомаси для виробництва біопалива.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом дослідження була зелена водорість *Scenedesmus obliquus* (Turpin) Kütz. В експериментах використано культуру, що утримується в альгологічній колекції кафедри ботаніки ННЦ «Інститут біології» Київського національного університету імені Тараса Шевченка (ACKU), зокрема штам ACKU 646-06. Контрольні та дослідні суспензії об'ємом по 100 мл утримувалась у скляних посудинах під скляними кришками.

Чисельність клітин у культурі підраховували в камері Горяєва за стандартною методикою [5] у 10-ти повторностях. Статистична обробка даних проводилася за допомогою програми „PAST_1_65". В якості забруднювачів у роботі було використано марки автомобільного бензину А72 (застосовується для пускових і мотоциклетних двигунів), А76 (використовується в сільському господарстві) та А92 і А95 (найбільш вживані бензини у великих містах України) [1,3,7], а також трансмісійну напівсинтетичну оливу 85W-90. Концентрація цих речовин у дослідних зразках становила 10 мл/дм^3. Кількісні параметри розвитку піддослідних культур контролювали протягом 10-ти діб.

Результати досліджень та їх обговорення

Кількість клітин водорості у контрольному варіанті планомірно зростала протягом досліду (рис. 1). Для культур з добавками бензину марок А72, А95 та трансмісійною оливою, спостерігалися незначні флуктуації величини цього показника. Так, на другу добу експерименту помітним було зниження кількості клітин у зразках, далі спостерігалося їх збільшення, а на 10-ту добу експерименту культури фактично виходять на початковий рівень по концентрації клітин (див. рис. 1). Зовсім інакше виглядала картина при додаванні до культури водорості бензину марок А76 та А92. Як бачимо, кількість клітин значно зменшилася на кінець досліду.

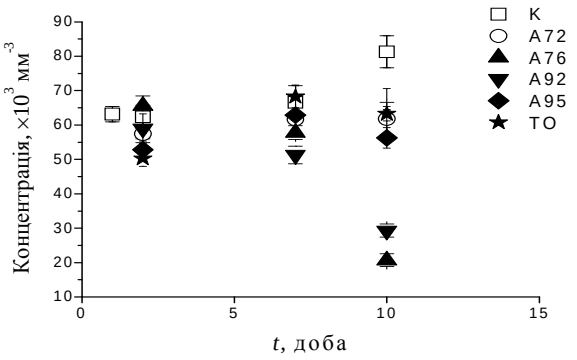


Рис. 1. Динаміка змін концентрації клітин у культурі *Scenedesmus obliquus* після додавання нафтопродуктів

Відомо, що бензини розподіляються за марками залежно від октанового числа, яке відображає властивість бензину згорати в двигуні внутрішнього згоряння без детонації. Для підвищення детонаційної стійкості в деякі бензини вводять антидетонатори (тетраетилсвинцеві рідини). Такі бензини називаються етильованими і мають забарвлення жовтого кольору. Останнім часом завдяки освоєнню нових процесів у нафтопереробці замість етилювання для підвищення октанового числа активно застосовується каталітичний крекінг, алкілування, метілтрібутілефір.

Серед використаних у експерименті марок бензинів А 72 та А 95 були не етильованими, з вмістом свинцю не більше 0,013 г/дм^3; А 76 та А 92 – етильованими, з вмістом свинцю не більше 0,170 г/дм^3 [1, 3, 7].

Судячи зі змін кількості клітин у культурі *S. obliquus* етильовані марки бензину завдяки наявності в них хімічно шкідливих елементів (свинцю) очевидно негативно впливають на розмноження клітин, приводячи до падіння величини цього показника майже втричі.

Стосовно зразків культури, оброблених неетильованими марками бензину і трансмісійною оливою, то тут кількість клітин водорості відрізняється від контролю, хоча і незначно. Зменшення кількості клітин на другий день експерименту у зразках культури, оброблених бензином марки А95 і трансмісійною оливою, може свідчити про негативний вплив цих забруднювачів. Для зразка культури, обробленого бензином А72, також помітна тенденція до зниження кількості клітин, проте різниця не є вірогідною порівняно з контролем. Далі спостерігається підйом кількості клітин у цих зразках культури до контрольного рівня, що, очевидно, можна пояснити збільшенням життєвого простору для тих клітин, які вижили і почали активно розмножуватися. В подальшому ці величини залишаються на тому ж рівні в межах похибки вимірювання. Тобто, попри інгібуючу дію, вплив забруднювачів у даному випадку не можна назвати досить сильним.

Цікаво зауважити, що кількість клітин зразків культури, оброблених марками етильованих бензинів, знижується поступово, певний час тримаючись на рівні із контрольним. Натомість, для зразків, оброблених неетильованими бензинами, зниження спостерігається вже на 2-й день досліду. У подальшому варто було б дослідити реакцію водоростей на такі забруднювачі за іншими показниками.

Висновки

Бензини різних марок і трансмісійна олива у концентрації 10 мл/дм^3 справляють негативний вплив на зелену водорість *S. obliquus*. Зокрема, вплив неетильованих бензинів і трансмісійної оливи помітний вже на 2-й день експерименту, проте є не дуже сильним. Натомість вплив етильованих бензинів характеризується більшою затримкою в часі, а в подальшому кількість клітин у зразках культури, оброблених ними, зменшувалася втричі.

1. *Белосельский Б. С.* Энергетическое топливо: Учебное пособие для ВУЗов / Б. С. Белосельский, В. К. Солянов. – М.: Энергия, 1980. – 169 с.
2. *Биологические* аспекты нефтяного загрязнения морской среды / Под общей ред. д.б.н. О. Г. Миронова. – К.: Наукова думка, 1988. – 248 с.
3. *Бондаренко А. Д.* Технология химической промышленности / А. Д. Бондаренко. – К.: Высшая школа, 1982. – 433 с.
4. *Курейшевич А. В.* Влияние нефтепродуктов на рост и содержание пигментов в культурах водорослей *Microcystis aeruginosa* и *Desmodesmus armatus* / А. В. Курейшевич, В. П. Гусейнова // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 2. – С. 75–87.
5. *Методы* экспериментальной микологии: Справочник / Отв. ред. В. И. Билай. – К.: Наукова думка, 1982. – 552 с.
6. *Миронов О. Г.* Нефтяное загрязнение и жизнь моря / О. Г. Миронов. – К.: Наукова думка, 1973. – 88 с.
7. *Товарные* нефтепродукты, их свойства и применение. Справочник / Под ред. Н. Г. Пучкова. – М., 1971. – 414 с.

О.О. Григорьева, М.А. Березовская

Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко, Украина

ВЛИЯНИЕ НЕФТЕПРОДУКТОВ НА КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ КУЛЬТУРЫ *SCENEDESMUS OBLIQUUS* (TURPIN) KÜTZ.

В работе рассмотрено влияние разных марок бензина и трансмиссионного масла на количество клеток зеленой водоросли *Scenedesmus obliquus* (Turpin) Kütz. в процессе ее роста. Показано, что этилированные марки бензина значительно угнетают развитие культуры водоросли, в то время как неэтилироованные и трансмиссионное масло – несколько задерживают размножение клеток, хотя существенного негативного влияния не оказывают. Подобное различие может быть связано со значительным содержанием свинца в этилированных марках бензина.

Ключевые слова: зелёные водоросли, бензин, трансмиссионное масло, концентрация клеток

O.O. Grygorieva, M.A. Berezovska
Taras Shevchenko National University, Kyiv, Ukraine

EFFECTS OF OIL PRODUCTS ON THE QUANTITATIVE CHARACTERISTICS OF SCENEDESMUS OBLIQUUS (TURPIN) KÜTZ. CULTURE

In this paper we examine the effect of different types of gasoline and transmission oil on the concentration of cells of the green alga *Scenedesmus obliquus* (Turpin) Kütz. in the development process. It is shown that leaded gasoline brand significantly inhibit the growth of algae, while unleaded and gear oil – some delay cell proliferation, although fundamentally negative no effect. Such differences may be associated with a significant lead content and leaded petrol grades.

Keywords: green algae, cell number, gasoline, transmission oil

УДК 519.85:504 (045)

В.А. ГРОЗА, А.Є. ГАЙ
Національний авіаційний університет
пр. Космонавта Комарова, 1, Київ, 03580, Україна

ФРАКТАЛЬНО-СТАТИСТИЧНІ МЕТОДИ АНАЛІЗУ ДИНАМІКИ РІВНІВ ВОДИ У РІЧКАХ

Обґрунтовано можливість та доцільність застосування методів фрактальної статистики до дослідження та прогнозування гідроекологічних процесів. Проведено R/S-аналіз та квазіциклічний аналіз показників рівнів води річки Трубіж.

Ключові слова: часовий ряд, показник Херста, квазіцикл, персистентність, фазовий портрет, рівень води

Водні природні об’єкти відносяться до складних динамічних систем, стан яких визначається великою кількістю чинників як природного, так і антропогенного характеру, що утруднює моделювання і прогнозування їх динаміки. Це призводить до того, що традиційні методи статистики не дають задовільних результатів аналізу часових рядів гідрологічних процесів, оскільки, на перший погляд, результати статистичного спостереження динаміки мають хаотичний характер. Однією з сучасних напрямів вивчення хаотичних характеристик складних динамічних процесів є фрактальна статистика, методи якої дозволяють відчути явища та процеси у вигляді самоподібних форм та описувати формалізованою мовою відповідні співвідношення [1].

Метою роботи є обґрунтування доцільності використання методів фрактальної статистики для аналізу та прогнозування динаміки гідроекологічних процесів на прикладі рівнів води річки Трубіж.

Матеріал і методи досліджень

Як об’єкт дослідження обрано притоку Дніпра річку Трубіж, а для застосування методів фрактальної статистики обрані дані про рівні води (денні мінімальні, максимальні та усереднені) у двох гідрологічних пунктах (с.м.т. Баришівка та Переяслав-Хмельницький) за останні 30 років (отримані з архіву Центральної геофізичної обсерваторії) [2, 4]. Аналіз рівнів води малих річок дуже важливий як з економічної (забезпечення потреб сільського господарства), так і екологічної (передбачення екологічних катастроф) точок зору [3]. До основних задач фрактальної статистики відносяться дослідження трендостійкості, чисельна оцінка глибини пам’яті системи (дослідження на персистентність та антиперсистентність), обчислення розмірності статистичної сукупності та характеристик циклічності. В наших дослідженнях було застосовано базовий інструмент фрактально-статистичного аналізу часових рядів – R/S-аналіз та квазіциклічний аналіз рівнів води.

Результати досліджень та їх обговорення

На першому етапі досліджень визначались основні показники класичної статистики, будувались лінійні та поліноміальні тренди. Отримані коефіцієнти детермінації знаходились в межах 0,002-0,04 (для лінійного тренду), 0,14-0,04 (для поліноміального тренду), що вказувало на безперспективність прогнозування традиційними статистичними методами.

Наступним етапом було проведення аналізу показника Херста. Обчислені показники попадають в так званий «чорний шум» (значення більше 0,5), що характеризує поведінку часового ряду слабо та достатньо персистентною [2]. Виключенням є часовий ряд максимальних значень у місті Переяслав-Хмельницький, де показник Херста наближений до «білого шуму», тобто до 0,5, що вказує на хаотичний характер поведінки відповідного часового ряду (таблиця).

Розраховані коефіцієнти кореляційної міри $C=2^{2H-1}-1$, де H – показник Херста, коливались від 0,2 до 0,5, що свідчить про вплив попередніх подій на наступні [2]. Отже, можна припустити, що система має пам'ять, а значення рівнів води не є випадковими і можуть бути прогнозованими. Винятком є максимальні значення рівнів води в пункті м. Переяслав-Хмельницький.

Таблиця

Результати R/S-аналізу

Показник / місце виміру	Показник Херста, H	Кореляційна міра, C
Середні значення, с.м.т. Баришівка	0,728	0,4
Максимальні значення, с.м.т. Баришівка	0,659	0,3
Мінімальні значення, с.м.т. Баришівка	0,789	0,5
Середні значення, м. Переяслав-Хмельницький	0,617	0,2
Максимальні значення м. Переяслав-Хмельницький	0,525	0,04
Мінімальні значення м. Переяслав-Хмельницький	0,656	0,2

Для подальшого дослідження було обрано дані з пункту с.м.т. Баришівка. Було враховано, що для даного району характерним є сільськогосподарська діяльність, яка завдає найбільшого впливу на зміну рівня води в літній та частково весняний період. З іншого боку, непередбачувані та неконтрольовані розливи річки можуть згубно вплинути на врожай, тому основна умаса приділялась середнім, максимальним та мінімальним значенням рівнів води у травні, червні, липні та серпні.

При отриманні позитивної відповіді про наявність персистентності в часовому ряді наступним етапом дослідження часового ряду є квазіциклічний аналіз. Він полягає у вивченні поведінки траєкторій у фазовому просторі та побудові залежності величини від значень цієї ж величини в інші моменти часу. Завдання полягає в знаходженні або визначенні функції виду $\Phi = \Phi(z_i, z_{i+1},..., z_{i+m-1})$, яка б дозволяла прогнозувати значення z_{i+m}. Для часового ряду $z = \{z_1,z_2,\ldots,z_n\}$ ця функція приймає вигляд $z_{i+1}=y(z_i)$.

На рисунку подана гістограма, яка відображає частоту появи квазіциклів в спостережуваному часовому ряді, де N (L) – кількість квазіциклів у розглянутих фазових портретах розмірності L.

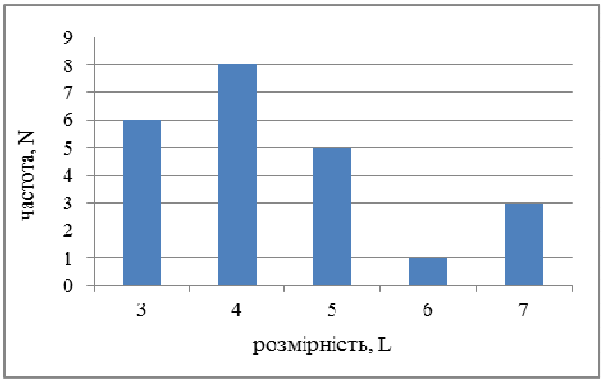


Рис. Частота появи $N(L)$ квазіциклів розмірності L середніх значень рівнів води річки Трубіж

Аналогічно було виділено квазіцикли та визначено частоти появи розмірностей на часових рядах максимальних та мінімальних значень.

Висновки

В результаті проведеного дослідження виявлено, що показники динаміки рівнів води утворюють персистентний часовий ряд. При порівнянні двох постів спостереження з'ясовано, що у місті Баришівка персистентна поведінка показників більш виражена, ніж у місті Переяслав-Хмельницькому. Це можна пояснити, зокрема, меншим впливом урбанізації у с.м.т. Баришівці.

Побудовані фазові простори показників рівнів води та їх аналіз підтверджують наявність періодичних квазіциклів. З'ясовано, що найвищу частоту мають квазіцикли довжиною 4 роки для середніх та максимальних значень рівнів води, та 5 років для мінімальних значень рівнів за травень, червень, липень та серпень. Це вказує на те, що можна очікувати повторюваність гідрологічного стану річки через вказані інтервали часу.

Отже, запропонований квазіциклічний аналіз екологічних процесів засобами фрактальної статистики дає задовільні якісні та кількісні характеристики, що можна розглядати обґрунтуванням для застосування вказаних методів для інших екологічних процесів, які не підлягають обробці засобами класичної статистики.

1. *Guy A. E.* Clear and fuzzy fractal models of spreading dangerous environmental phenomena / A. E. Guy, V. A. Groza, V. V. Tikhonova, O. L. Leschinskiy // Вісник Національного авіаційного університету. – 2006. – № 4. – С. 182–185.
2. *Борисенко Є. Г.* Фрактально-статистичний аналіз коливання рівнів води річки Трубіж. / Є. Г. Борисенко, В. А. Гроза, О. Л. Лещинський // Наукоємні технології. – 2014. – № 1 (21). – С. 119–124.
3. *Гай А. Є.* Малі річки України: екологічні проблеми та перспективи збереження / А. Є. Гай, В. А. Гроза // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. "Гідроекологія". – 2010. – № 2 (43). – С. 75–77.
4. *Лещинський О. Л.* Оцінка динаміки рівнів води річки Трубіж фрактально-статистичними методами / О. Л. Лещинський, Є. Г. Борисенко, В. А. Гроза // V міжнародна науково-практична конференція «Інформаційні технології, системний аналіз і моделювання соціоекологоекономічних систем» (19-20 березня 2014 р.): тези доп. – К., 2014. – С. 31–33.

В.А. Гроза, А.Е. Гай
Национальный авиационный университет, Киев, Украина

ФРАКТАЛЬНО-СТАТИСТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ АНАЛИЗА ДИНАМИКИ УРОВНЕЙ ВОДЫ В РЕКАХ

Обоснована возможность и целесообразность применения методов фрактальной статистики к исследованию и прогнозированию гидроэкологических процессов. Проведены R/S-анализ и квазициклический анализ показателей уровней воды речки Трубиж.

Ключевые слова: временной ряд, показатель Херста, квазицикл, персистентность, фазовый портрет, уровень воды

V.A. Groza, A.E. Guy
National Aviation University, Kyiv, Ukraine

FRACTAL-STATISTICAL METHODS OF ANALYSIS OF WATER LEVELS DYNAMICS IN RIVERS

Possibility and advisability of application of methods of fractal statistics for investigation and prediction of hydro-ecological processes have been grounded. The R/S-analysis and quasi-cyclical analysis of water level indicators for the Trubizh river have been carried out.

Keywords: time series, Hurst exponent, quasi-cycle, persistence, phase portrait, water level

УДК 574.583 (282.247.322)

Ю.Ф. ГРОМОВА, О.В. МАНТУРОВА

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграду, 12, Київ, 04210, Україна

ФІТО- І ЗООПЛАНКТОН р. ІКВИ (БАСЕЙН р. ПРИП'ЯТІ)

У рамках проекту по розробці та впровадженню засад ВРД у басейні р. Прип'яті було досліджено склад та кількісний розвиток фіто- і зоопланктону модельної малої р. Ікви. Пункти досліджень були прив'язані до водних тіл, виділених на підставі експертних висновків та даних Рівненського обласного управління екології та природних ресурсів. Встановлено, що фітопланктон був достатньо багатим та рясним, у той же час при високому видовому багатстві зоопланктону його кількісний розвиток був незначним.

Ключові слова: фітопланктон, зоопланктон, мала річка, водне тіло, русло, водосховище

У рамках проекту по розробці та впровадженню засад Водної рамкової директиви (ВРД) [2] у басейні р. Прип'яті було досліджено склад та кількісний розвиток фіто- і зоопланктону р. Ікви – притоки другого порядку р. Прип'яті. Русло цієї малої річки (довжина 155 км, площа басейну 2250 км^2) перетинає три області України – Львівську, Тернопільську і Рівненську, що дало підстави вибрати її як модельну для розробки Плану управління річковим басейном Прип'яті на засадах ВРД, тобто без урахування адміністративних кордонів. Пункти досліджень були прив'язані до водних тіл, виділених у її басейні на підставі експертних висновків [7] та даних Рівненського обласного управління екології та природних ресурсів. Річка дотепер не була досліджена у відношенні планктонної складової гідробіоти. Проте такі дані важливі, зокрема для моніторингу та оцінки стану водних об'єктів, оскільки планктонні угруповання суттєво реагують на вплив природних і антропогенних чинників.

Матеріал і методи досліджень

Річка Іква протікає Волино-Подільською височиною, а у нижній течії – Поліською низовиною і впадає в р. Стир. Долина р. Ікви у верхів'ї коритоподібна, з крутими схилами, в нижній частині ширина заплави перевищує 5 км. Заплава переважно двостороння, подекуди заболочена, шириною від 100–200 до 650 м. Русло слабко звивисте, на окремих ділянках зарегульоване ставками та водосховищами (зокрема Млинівським), його ширина 5–25 м, глибина 0,5–2,2 м. Живлення мішане, переважно снігове. Основна притока – р. Тартацька (права). Середні витрати води 3,27 м^3/с, середні витрати наносів – 0,62 кг/с, середня каламутність – 0,212 кг/м^3. У басейні споруджено меліоративні системи «Іква», «Тартацька» та інші [1, 5].

Станції відбору проб фіто- і зоопланктону знаходились в межах восьми водних тіл, характеристику яких наведено у роботах [3, 7]. Проби відбирали та оброблювали загальноприйнятими методами [6]. Дослідження проводили в червні 2010 р. на восьми станціях. Мета дослідження – оцінити сучасний стан фіто- та зоопланктону р. Ікви.

Результати досліджень та їх обговорення

На ділянках р. Ікви біля сіл Лукаші (ст. 1) і Богданівка (ст. 2), які розташовані на практично незміненому руслі, фітопланктон був представлений переважно діатомовими водоростями, з яких велику частку складали бентосні форми. Незважаючи на вплив на другу ділянку скидів м. Кременця та низки рибничих ставків, розташованих у безпосередній близькості до основного русла і з'єднаних з ним каналами, видовий склад та кількісні показники фітопланктону були близькими (відповідно 21 і 23 види, 456 і 390 тис. кл/дм^3, 0,230 і 0,223 мг/дм^3). Максимальних кількісних показників досягали *Diatoma vulgare* Bory, *Meridion circulare* (Grev.) Ag., *Caloneis amphisbaena* (Bory) Cl., *Pinnularia major* (Kütz.) Rabenh., *Gyrosigma acuminatum* (Kütz.) Rabenh. і *Surirella robusta* Ehr. У зоопланктоні цих ділянок виявлено відповідно 28 і 24 види, їхня подібність за індексом Серенсена [8] достатньо висока – 0,54. На обох станціях домінував евритопний вид *Bosmina longirostis* (O.F. Müller) (38–64% чисельності і 28–34% біомаси). За біомасою на ділянці біля с. Лукаші переважала *Ceriodaphnia quadrangula* (O.F. Müller) (47%), біля с. Богданівка – *Daphnia cucullata* Sars (46%). Кількісний розвиток зоопланктону на ст. 1 був вище (7303±2187 екз/м^3 і 0,15±0,02 г/м^3), ніж на ст. 2 (2980±890 екз/м^3 і 0,04±0,01 г/м^3). На обох ділянках домінували представники Cladocera.

Ділянка р. Ікви біля с. Берег (ст. 3) знаходиться під значним впливом рибничих господарств, активного сільськогосподарського використання водозбірної площі, частково каналізована. Характер фітопланктону цієї ділянки відрізнявся від попередніх: кількість видів зросла практично вдвічі (до 37), переважно за рахунок хлорококових і евгленових, з'явились представники синьозелених. Максимальної чисельності досягали *Gomphosphaeria lacustris* Chod., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Chlamydomonas* sp., *Actinastrum fluviatile* (Schröd.) Fott, *Oocystis borgei* Snow, біомаси – *Euglena limnophila* Lemm., *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. і *Chlamydomonas* sp. Видове багатство зоопланктону на цій ділянці суттєво не змінилось (25 видів), однак відбулись перебудови у структурі домінування. Найбільш чисельними були молоді особини циклопів (17%) і *B. longirostris* (16%), 35% біомаси складала коловертка *Asplanchna sieboldi* (Leydig). Чисельність і біомаса зоопланктону зменшились до 827±24 екз/м^3 і 0,02±0,006 г/м^3, одночасно відбулися зміни в таксономічній структурі – головну роль в угрупованні почали відігравали коловертки.

У межах третьої ділянки у р. Ікву впадають дві притоки, виділені як окремі водні тіла – Повчанка і Тартацька, каналізовані в місцях відбору проб. Фіто- та зоопланктон цих річок бідний. У фітопланктоні виявлено відповідно 13 і 16 видів, кількісні показники низькі: 230 тис. кл/дм^3 і 0,03 мг/дм^3. У зоопланктоні річок Повчанки і Тартацької виявлено відповідно 11 і 7 видів. Його чисельність складала 420–480 екз/м^3, біомаса не перевищувала 0,01 г/м^3. В р. Повчанці домінували *Euchlanis dilatata* Ehrenberg і молоді особини циклопів, в р. Тартацькій – *B. longirostris*.

Ділянка річки (ст. 4), що розташована нижче скидів з очисних споруд м. Дубно (включаючи стоки з молокозаводу), зазнає найбільшого навантаження біогенними речовинами. Також в районі міста на річці створена система протипаводкових польдерів, що заростають вищими водяними рослинами. Фітопланктон цієї ділянки налічував 45 видів, кількісні показники становили 2500 тис. кл/дм^3 і 2,01 мг/дм^3, структура угруповань була полідомінантною. Видове багатство зоопланктону високе – 38 видів, чисельність становила 2333±1053 екз/м^3, біомаса – 0,09±0,07 г/м^3. Домінували гіллястовусі ракоподібні: за чисельністю – *B. longirostris*, за біомасою – *Simocephalus vetulus* (O.F. Müller).

У Млинівському водосховищі (сильно змінене водне тіло, ст. 5) на момент дослідження був сформований типовий ставковий фіто- та зоопланктон. Кількісні показники фітопланктону на цій ділянці були найвищими (57 видів, 2850 тис. кл/дм^3 і 2,48 мг/дм^3). У зоопланктоні водосховища відмічено 40 видів. Чисельність складала 61479±17537 екз/м^3, біомаса – 1,10±0,16 г/м^3. Серед таксономічних груп верхньої і середньої ділянок водосховища найбільше значення мали коловертки з домінуванням *Asplanchna priodonta* Gosse, в нижній ділянці переважали кладоцери, серед яких домінували *B. longirostris* і *S. vetulus*.

Нижче, біля с. Остріїв (ст. 6), розташована ділянка природного русла з зарегульованим стоком. Фітопланктон цієї ділянки багатий (42 види), однак у його складі зменшилась частка

хлорококових та синьозелених, і збільшилась – діатомових, зокрема бентосних форм. Кількісні показники становили 1750 тис. кл/дм^3 і 1,701 мг/дм^3. Максимальних показників кількісного розвитку досягали *D. vulgare*, *Cymbella lanceolata* (Ehr.) Kirchn., *Gomphonema acuminatum* Ehr., *G. acuminatum* і *S. robusta*. Зоопланктон пригирлової ділянки був слабо розвинутий і складався з 15 видів. Подібність видового складу з іншими ділянками р. Ікви найнижча (0,33–0,37 за Серенсеном). Чисельність складала 283±228 екз/м^3, біомаса – 0,007±0,004 г/м^3. Домінували кладоцери, серед яких максимальна частка належала *Moina brachiata* (Jurine).

Загалом, у фітопланктоні р. Ікви було виявлено 112 видів та внутрішньовидових таксонів (ВВТ) водоростей із восьми відділів. За кількістю ВВТ переважали зелені (42, з яких хлорококових – 36) та діатомові (39). Евгленові та синьозелені були представлені відповідно 15 і 7 видами, а інші відділи – одним–двома. Кількість видів по станціях коливалась від 13 (р. Тартацька) до 57 (Млинівське водосховище). Кількісні показники коливались у значних межах: чисельність – від 37 до 2850 тис. кл/дм^3, біомаса – від 0,037 до 2,480 мг/дм^3. Мінімальні кількісні показники відмічені в р. Повчанці, а максимальні, як і видове багатство – у Млинівському водосховищі. В зоопланктоні р. Ікви виявлено 81 вид, серед яких 42 коловерток, 14 веслоногих і 25 гіллястовусих ракоподібних. Найбільше видове багатство відмічали у водосховищі (40 видів) і нижче м. Дубно (38 видів). Склад фауни зоопланктону р. Ікви на станціях 1–5 подібний: 0,47–0,65 за Серенсеном. Кількісний розвиток зоопланктону в руслі річки невисокий: 50–9570 екз/м^3 і 0,004–0,22 г/м^3, з мінімальними показниками на ст. 6. У Млинівському водосховищі чисельність і біомаса зоопланктону збільшувались до 43548–96550 екз/м^3 і 0,78–1,32 г/м^3. Мінімальні показники кількості видів, чисельності і біомаси зоопланктону відмічались у притоках Тартацькій і Повчанці.

Висновки

Влітку в р. Ікві розвивається достатньо багатий і рясний фітопланктон. Його найвищі кількісні показники відмічені на ділянках із сповільненою течією. Високе видове багатство зоопланктону р. Ікви поєднувалось з його незначним кількісним розвитком, що характерно для річок Полісся [4]. Розповсюдження в річці ставкових видів пояснюється впливом рибничих господарств і руслового водосховища. Пригнічення розвитку зоопланктону відбувалось на ділянках із каналізованим руслом і зарегульованим стоком. Відмінності у складі й структурі планктонних угруповань в цілому відповідають поділу річки на водні тіла.

1. *Вишневський В. І.* Гідрологічні характеристики річок України / В. І. Вишневський, О. О. Косовиць. – К.: Ніка-Центр, 2003. – 324 с.
2. *Водна* рамкова директива ЄС 2000/60/ЄС: основні терміни та їх визначення / [підгот. К. Алієв та ін.]. – К., 2006. – 240 с.
3. *Гідроекологічна* характеристика басейну річки Іква та оцінка його стану / О.М. Лєтицька, С.О. Афанасьєв, О.О. Голуб [та ін.] // Наук. зап. Тернопіль. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2013. – № 3(56). – С. 61–66.
4. *Гідроекосистеми* заповідних територій верхньої Прип'яті в умовах кліматичних змін / за ред. В. Д. Романенка, С. О. Афанасьєва, В. І. Осадчого. – К.: Кафедра, 2013. – 228 с.
5. *Залеський І. І.* Оцінка стану басейну малої річки Іква / Ресурси природних вод Карпатського регіону / І. І. Залеський, З. М. Буднік. – Львів, 2011. – С. 32–34.
6. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
7. *Організація* водного управління басейну річки Прип'ять та характеристика річки Іква / П. Д. Колодич, Д. Берге, О. В. Мантурова [та ін.]. – Рівне, 2011. – 108 с.
8. *Дедю И. И.* Экологический энциклопедический словарь / И. И. Дедю. – Кишинев: Гл. ред. МСЭ, 1990. – 408 с.

Ю.Ф. Громова, О.В. Мантурова
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ФИТО- И ЗООПЛАНКТОН р. ИКВЫ (БАССЕЙН р. ПРИПЯТИ)

В рамках проекта по разработке и внедрению принципов ВРД в бассейне р. Припяти был исследован состав фито- и зоопланктона модельной малой реки Иквы. Пункты наблюдений

были привязаны к водным телам, выделенным на основании экспертных заключений и данных Областного управления экологии и природных ресурсов. Установлено, что фитопланктон реки был достаточно богатым и обильным, в то же время при высоком видовом богатстве зоопланктона его количественное развитие было незначительным.

Ключевые слова: фитопланктон, зоопланктон, малая река, водное тело, русло, водохранилище

Yu.F. Gromova, O.V. Manturova
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

PHYTO- AND ZOOPLANKTON OF THE IKVA RIVER (PRYPIAT RIVER BASIN)

Within the frames of project on development and implementation of the WFD provisions in the Prypiat' River Basin District we investigated phyto- and zooplankton of the model small Ikva River – the second-order tributary. Sampling sites were associated with water bodies, delineated on the basis of expert propositions and data of the Rivne regional environmental-protective authority. Phytoplankton was found to be quite diverse and abundant. Zooplankton species number was quite high, whereas its quantitative characteristics were low.

Keywords: phytoplankton, zooplankton, small river, water body, riverbed, reservoir

УДК [628.3.575]

Т.В. ГУДЗЕНКО, О.Г. ГОРШКОВА, Т.О. БЄЛЯЄВА, С.І. РАКІТСЬКА, Г.В. ЛІСЮТІН, В.О. ІВАНИЦЯ

Одеський національний університет імені І. І. Мечникова
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65026, Україна

БІОТЕХНОЛОГІЯ ОЗДОРОВЛЕННЯ МОРСЬКОГО СЕРЕДОВИЩА З ВИКОРИСТАННЯМ ІММОБІЛІЗОВАНИХ МІКРООРГАНІЗМІВ

Розроблено технологію біоремедіції морського середовища з використанням іммобілізованих на природних носіях біохімічно-активних, непатогенних бактерій, що володіють антагоністичними властивостями по відношенню до санітарно-показових мікроорганізмів, яка дозволяє високоефективно очищати водне середовище від нафтового забруднення та умовно-патогених мікроорганізмів.

Ключові слова: бактерії-деструктори, вуглеводні нафти, морське середовище, оздоровлення, біотехнологія, іммобілізовані мікроорганізми

Антропогенна діяльність інтенсивно позначається на стані водних ресурсів, особливо в прибережних густонаселених районах Чорного та Азовського морів, що значно погіршує їх рекреаційну привабливість та умови проживання місцевого населення. Хімічні полютанти, включно важкі метали, нафтопродукти, біорезистентні поверхнево-активні речовини, негативно впливають на метаболічний та генетичний апарат гідробіонтів. З прибережних населених пунктів, особливо міст мегаполісів та з річковим стоком в море разом з небезпечними мікроорганізмами надходить велика кількість біогенних елементів та органіки, що призводить до значної евтрофікації та погіршення рекреаційної якості берегової зони моря. Мікробне забруднення є небезпечним, перш за все, з епідеміологічних позицій, може безпосередньо впливати на здоров'я людей. Тому актуальною соціально-екологічною проблемою є оздоровлення морського середовища шляхом зниження ступеня біологічного і хімічного забруднення прибережних морських вод.

Мета роботи – розробка технології біоремедіції морського середовища з використанням іммобілізованих на природних носіях біохімічно-активних, непатогенних бактерій, що володіють антагоністичними властивостями по відношенню до санітарно-показових мікроорганізмів.

Матеріал і методи досліджень

Моделювання нафтового розливу здійснювали у скляних резервуарах ємністю 60 літрів з морською водою. На водній поверхні відтворювали нафтову плівку від райдужної до плівки завтовшки 1 мм. Визначали дозування, вивчали сорбційну активність препарату при різних температурних режимах. При проведенні експерименту препарат наносили безпосередньо після розливу нафтопродуктів на водній поверхні. Для оцінки ефективності дії розробленої технології у відношенні бактеріологічного забруднення, до дослідних і контрольних ємностей вносили лабораторну культуру кишкової паличці *E. coli*. Ефективність розробленої біотехнології оцінювали: візуально по зникненню плівкового нафтового забруднення на водній поверхні, очищенню внутрішніх поверхонь стінок акваріумів; за показниками хімічного аналізу гравіметричним методом та метолом ІК-спектрометрії; за показниками санітарно-мікробіологічного аналізу - визначали загальне мікробне число (ЗМЧ, КУО/см^3), кількість бактерій групи кишкової палички.

Результати досліджень та їх обговорення

У наших дослідженнях був використаний штам бактерій – деструкторів вуглеводнів нафти *Pseudomonas sp. ONU328*, вилучений з морського середовища, що зберігається у Колекції культур мікроорганізмів кафедри мікробіології, вірусології та біотехнології. За якісним і кількісним складом жирних кислот, розшифрованим з використанням бібліотечної бази даних Library RTSBA6 6.21 програмою Version 6.2. системи MIDI Sherlock, досліджуваний штам ідентифікований з високим індексом схожості (Sim Index 0,780) як *Pseudomonas fluorescens ONU328* [3, 4].

Бактерії *Pseudomonas fluorescens ONU328* не виявляли патогенні властивості у тест-системах культур клітин людини (перещеплювана культура клітин карциноми шийки матки HeLa) і тварин (перещеплювана культура клітин нирок африканської зеленої мавпи Vero), не викликали морфологічних змін і деструкцію моношару клітин людини (HeLa) і тварин (Vero), не проникали через цитоплазму і не інфікували клітини, тобто інвазивні властивості в них були відсутні. Цей штам за десять діб експозиції активно утилізував до 70% вуглеводнів сирої нафти з вихідною концентрацією 500 мг/дм^3, був здатним до сорбції важких металів, деструкції біорезистентних органічних поверхнево-активних сполук [3], володів антагоністичною активністю до санітарно-показових умовно-патогенних бактерій (табл. 1).

Таблиця 1

Антагоністична активність бактерій-деструкторів вуглеводнів нафти

Pseudomonas fluorescens ONU328

Тест-культури	Зона затр. росту, мм	Тест-культури	Зона затр. росту, мм	Тест-культури	Зона затр. росту, мм
P. aeruginosa 395	11,0	*S. typhimurium* 2606	5,0	*M. varians* 72	16,0
E. coli 12	16,0	*K. aerogenes* 24	10,0	*S. xilosus* 2-266	6,0
Enterobacter sp. 233	10,0	*Klebsiella sp.* 24	8,0	*S. epidermidis*	8,0
Enterobacter sp. 30	8,0	*C. albicans* 690	7,0	*B. subtilis*	2,0
C. freundii 381	6,0	*M. luteus* 41-42	15,0	*B. megaterium* 393	10,0

Імобілізація бактерій *Pseudomonas fluorescens ONU328* на біологічно позитивних носіях сприяла виявленню їх високої функціональної деструктивної активності без значного приросту біомаси вільних клітин, що є надзвичайно важливим у плані попередження евтрофікації водойм. Вимоги при відборі носія для іммобілізації бактерій-деструкторів: природне походження, велика адсорбційна здатність, вміст мікроелементів необхідних для життєздатності бактерій і створення буферності середовища. Тому до складу носія були включені морські водорості, стулки мідій (подрібнені, фракція 10–15 мм), морський пісок, сфагновий торф. Іммобілізація бактерій-деструкторів вуглеводнів нафти містила декілька етапів: отримання фізіологічно активної дводобової суспензійної культури бактерій-

деструкторів на рідкому поживному середовищі М-9 концентрацією 10^9 кл/мл; – іммобілізацію бактерій-деструкторів у складі біофлоків; іммобілізацію бактерій-деструкторів на носіях природного походження методом напилювання сфлокульованої культури бактерій; сухоповітряну сушку інокульованих бактеріями-деструкторами носіїв до вологості 10%.

Отриманий біопрепарат використовували для очищення морської води від вуглеводнів нафти. При внесенні у морське середовище нафти у кількості 180,0 мг/дм^3 на поверхні води утворювалася нафтова пляма. Препарат у кількості 60 мг (тобто у ваговому співвідношенні до кількості нафти 1:3) наносили на нафтову пляму. Препарат швидко її локалізував, процес сорбції протікав практично впродовж однієї-двох хвилин. Інокульовані бактеріями-деструкторами частинки стулок мідій і пісок осаджувалися на дно модельної ємності і там розпочинався процес деструкції емульгованої нафти. Через 14 діб експозиції залишковий вміст нафтопродуктів складав 24,0 мг/дм^3, тобто утилізація нафтового забруднення досягала 86,7 %. При цьому нафтова пляма була повністю дезагрегована, стінки скляної модельної ємності не забруднені. Десорбція нафтопродуктів після їх локалізації на препараті не спостерігалася. Вода в ємності була прозора, без сторонніх запахів. Результати хімічного аналізу води після очищення від нафтопродуктів з використанням розробленої біотехнології представлені у табл. 2.

Мікробіологічні дослідження водного середовища після очищення від нафтопродуктів показали, що загальне мікробне число не перевищувало 10^3 КУО/см^3, бактерії групи кишкової палички та *E. coli*, що були внесені в модельну ємність до початку експерименту, знайдені не були.

Таблиця 2

Результати хімічного аналізу морської води після очищення від нафтопродуктів з використанням розробленої біотехнології

Кількість біопрепарату, мг	Вихідний вміст нафтопродукту, мг/дм^3	Вагове співвідношення біопрепарат:нафта	Залишковий вміст нафтопродуктів		Утилізація, %
			мг	%	
60,0	180,0	1:3	24,0	13,3	86,7
	900,0	1:15	194,0	21,6	78,4

Це свідчить про те, що іммобілізовані на природних субстратах бактерії-деструктори не викликають евтрофікації води. Їх розмноження та життєдіяльність лімітується таким поживним субстратом як нафтопродукти, які вони використовують у метаболізмі як джерело вуглецю і енергії. З поступовою утилізацією нафтопродуктів, фізіологічна активність бактерій-деструкторів знижується, приросту біомаси не спостерігається. Аналогічне явище має місце у природі, де вільні клітини бактерій-деструкторів зустрічаються у невеликий кількості, однак при розливах нафтопродуктів їх кількість зростає на декілька порядків за дуже короткий проміжок часу [1, 2].

У другому варіанті досліду збільшили кількість нафти у реакційному середовищі до 900,0 мг/дм^3, при цьому на поверхні води утворилася нафтова пляма середньої товщини. Препарат у кількості 60 мг (тобто у ваговому співвідношенні до кількості нафти 1:15) наносили на нафтову пляму, він локалізував пляму за рахунок процесу сорбції, однак не повністю. Через 14 діб залишкова кількість нафтопродуктів у модельній ємності складала 194,0 мг/дм^3, тобто було утилізовано 78,4% нафтопродуктів. Застосування розробленого біопрепарату забезпечувало швидку сорбцію та локалізацію нафтового забруднення з подальшою трансформацією – деструкцією його у водному середовищі. Швидкість адсорбції та біодеструкція вуглеводнів нафти на препараті залежала від товщі плівки нафтопродуктів. Використання цього методу очищення води не потребувало додаткового внесення мінеральних солей і накопичення великої кількості біомаси мікроорганізмів.

Отже, розроблена технологія біоремедіції морського середовища з використанням іммобілізованих на природних носіях біохімічно-активних, непатогенних бактерій-антагоністів дозволяє високоефективно очищати водне середовище від нафтового забруднення та санітарно-показових умовно-патогених мікроорганізмів.

1. *Гвоздяк П. І.* Вода і мікроорганізми / П. І. Гвоздяк // Вісник Одеського національного університету. Біологія. – 2001. – Т. 6, вип. 2. – С. 150–153.
2. *Глоба Л. І.* Біотехнологія очищення забрудненої природної води / Л. І. Глоба, Н. І. Подорван // Вісник Одеського національного університету. Біологія. – 2001. – Т. 6, № 2. – С. 145–148.
3. *Гудзенко Т. В.* Нафтоокиснювальна активність деяких штамів бактерій роду *Pseudomona*s / Т. В. Гудзенко, О. В. Волювач, Т. О. Бєляєва [та ін.] // Мікробіологія і біотехнологія. – 2013. – № 4. – С. 72–80.
4. *Гудзенко Т. В.* Склад жирних кислот ліпідів нафтоокиснювальних штамів бактерій роду *Pseudomonas* Т. В. Гудзенко, Н. В. Коротаєва, О. В. Волювач [та ін.] // Мікробіологія і біотехнологія. – 2014. – № 3. – С. 31–39.

Т.В. Гудзенко, Е.Г. Горшкова, Т.А. Беляева, С.И. Ракитская, Г.В. Лисютин, В.А. Иваница
Одесский национальный университет имени И.И. Мечникова, Украина

БИОТЕХНОЛОГИЯ ОЗДОРОВЛЕНИЯ МОРСКОЙ СРЕДЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ИММОБИЛИЗОВАННЫХ МИКРООРГАНИЗМОВ

Разработана технология биоремедиции морской среды с использованием иммобилизованных на природних носителях биохимически-активных непатогенных бактерий – антагонистов условно-патогенных микроорганизмов, которая позволяет високоэффективно очищать воду от нефтяного загрязнения и санитарно-показательных микроорганизмов.

Ключевые слова: бактерии-деструкторы, углеводороды нефти, морская среда, оздоровление, биотехнология, иммобилизованные микроорганизми

T.V. Gudzenko, E.G. Gorshkova, T.A. Beljaeva, S.I. Rakitskaja, G.V. Lisyutin, V.A. Ivanitsa
I.I.Mechnykov Odesa National University, Ukraine

BIOTECHNOLOGY FOR THE IMPROVEMENT OF THE MARINE ENVIRONMENT USING IMMOBILIZED MICROORGANISMS

Developed technology bioremedia the marine environment using immobilized on natural media biochemically-active, non-pathogenic bacteria – antagonists of conditionally pathogenic microorganisms, which allows clean water from oil pollution and sanitary-indicative microorganisms.

Keywords: bacteria-destructors, hydrocarbon oil, marine environment, health, biotechnology, immobilized microorganism

УДК 577.34:595.111(06)

Д.И. ГУДКОВ, А.Е. КАГЛЯН, В.Г. КЛЕНУС, З.О. ШИРОКАЯ, К.Д. ГАНЖА
Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

СОВРЕМЕННЫЕ УРОВНИ И ДИНАМИКА РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ КОМПОНЕНТОВ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ В ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ

Приведены результаты радиоэкологических исследований основных полигонных водоемов Чернобыльской зоны отчуждения, выполненных на протяжении 1997–2014 гг. Проанализированы динамика содержания радионуклидов в абиотических и биотических компонентах водных экосистем и оценены процессы их естественного самоочищения от радионуклидного загрязнения.

Ключевые слова: Чернобыльская зона отчуждения, радионуклидное загрязнение, вода, донные отложения, гидробионты, ^{90}Sr, ^{137}Cs.

Современный уровень и состав радионуклидного загрязнения водных экосистем Чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО) обусловлены в первую очередь количеством

радиоактивных веществ, поступивших в виде аэрозолей на водную поверхность и прилегающие территории в течение первых недель после аварии в апреле 1986 г., интенсивностью и продолжительностью их последующего смыва с площадей водосбора, а также гидродинамическими процессами транспорта за пределы водоемов. Немаловажное значение при этом имеет трансформация в грунтах водосборных территорий и донных отложениях водоемов физико-химических форм радионуклидов, их участие в биогеохимическом круговороте, а также миграция с водными потоками.

В последнее 10-15 лет в почвах ЧЗО отмечена тенденция увеличения выхода мобильных биологически доступных форм радионуклидов [1–4], которые с поверхностными и грунтовыми водами поступают в гидрологическую сеть или локализуются в бессточных замкнутых водных системах, где быстро включаются в биотический круговорот. И хотя прошло 29 лет, с тех пор как произошла самая масштабная в истории атомной энергетики авария, загрязненные территории остаются открытым источником распространения радионуклидов, поступающих с поверхностными и грунтовыми водами в речные системы и выносящихся за пределы ЧЗО – в Днепр и его водохранилища.

Материал и методы исследований

Основные исследования проводили в период 1997-2014 гг. в реках Припять и Уж, водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС (ЧАЭС), озерах Глубокое, Далекое, Азбучин и Яновском затоне, являющихся полигонными водоемами Государственного специализированного предприятия «Чернобыльский спецкомбинат» ГАЗО Украины.

Измерение удельной активности ^{137}Cs в пробах проводили при помощи γ-спектрометрического комплекса в составе детектора PGT IGC-25 (Франция), анализатора «Nokia LP 4900 B» («Nokia», Финляндия), источника низковольтного питания – крейт NIM BIN, усилителя NU 8210 («Elektronicus Merokeszulekek Gyara», Венгрия) и свинцовой защиты толщиной 100 мм. Для определения удельной активности ^{90}Sr использовали низкофоновый β-радиометр NRR–610 («Tesla», Чехия). Минимальная детектируемая прибором активность составляет 0,04 Бк при экспозиции препарата 1000 с. Результаты измерений удельной активности радионуклидов в гидробионтах приведены в беккерелях на килограмм (Бк/кг) массы при естественной влажности.

Результаты исследований и их обсуждение

Наиболее низкой удельной активностью радионуклидов характеризуются компоненты речных экосистем, донные отложения которых подверглись процессам естественного самоочищения (особенно в паводки и периоды весенних половодий) и за годы, прошедшие с момента аварии, перестали играть существенную роль вторичного источника загрязнения водных масс. Основное поступление радионуклидов в речные системы в настоящее время происходит в результате смыва с водосборных территорий и притока из более загрязненных водных объектов. В то же время замкнутые водоемы и, особенно, озера ближней (10-километровой) ЧЗО имеют значительно большие уровни радиоактивного загрязнения, обусловленные ограниченностью водообмена и сравнительно высоким содержанием радионуклидов, депонированных в донных отложениях. Потому в большинстве непроточных водоемов удельная активность радионуклидов в воде зависит преимущественно от интенсивности обмена их мобильных форм между донными отложениями и водными массами, а также внешнего смыва из территории водосбора. В связи с этим наибольшую значимость имеют пойменные ландшафты р. Припяти, которые в результате аварии на ЧАЭС подверглись интенсивному радионуклидному загрязнению и являются одним из наиболее значимых источников поступления радиоактивных веществ с поверхностным стоком в речные системы ЧЗО, относящиеся к бассейну Днепра. Динамика удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде водных объектов ЧЗО представлена на рисунке.

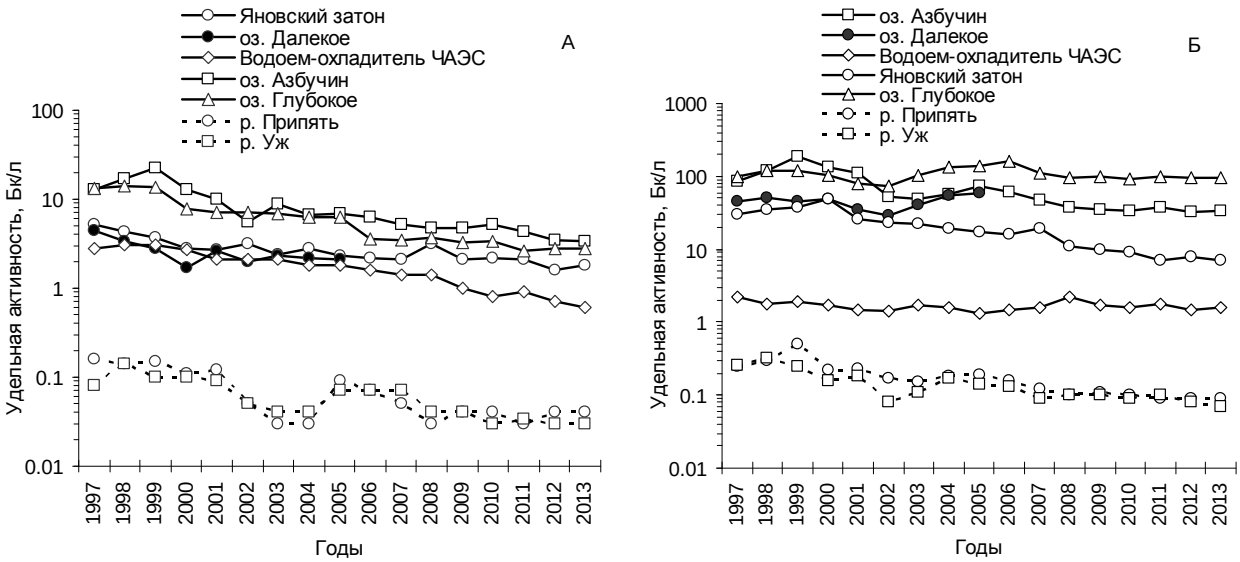


Рис. Динамика удельной активности ^{137}Cs (А) и ^{90}Sr (Б) в воде водных объектов Чернобыльской зоны отчуждения

Строительство комплекса противопаводковых дамб и деградация существующих мелиоративных систем на участке левобережной поймы р. Припяти повлекли за собой изменение гидрологического режима, усилили процессы переувлажнения и заболачивания одамбированных территорий. В результате, на фоне общих тенденций увеличения мобильных форм ^{90}Sr в грунтах водосборных территорий и донных отложениях водоемов ЧЗО, происходит постепенное повышение удельной активности радионуклида в воде озер, расположенных на одамбированной территории, а также увеличение интенсивности концентрации радионуклида гидробионтами. Для некоторых видов удельная активность ^{90}Sr в сравнении с началом 1990-х годов увеличилась более чем на порядок и значительно превысила удельную активность ^{137}Cs. Переувлажнение и заболачивание загрязненных радионуклидами территорий приводит к ускорению процессов мобилизации ранее фиксированных грунтовыми частицами радиоактивных веществ и формированию своеобразных «депо» подвижных биологически доступных форм, в первую очередь ^{90}Sr, которые в многоводные периоды могут являться источником увеличения выноса радионуклида в р. Припять и далее за пределы ЧЗО. Результаты расчетов периода полуочищения основных компонентов водных экосистем от радионуклидов представлены в таблице.

Таблица

Усредненный период полуочищения компонентов водных экосистем от радионуклидов в ЧЗО на протяжении 1997–2014 гг.

Компонент	Озера одамбированной левобере-ной поймы	Водоемы правобе-режной поймы	Водоем-охладитель ЧАЭС	Реки
^{137}Cs				
Вода	7,6	9,8	7,1	7,4
Высшие водные растения	17,3	16,0	12,7	16,7
Рыбы	27,6	17,1	15,1	18,5
^{90}Sr				
Вода	–	6,5	–	8,4
Высшие водные растения	–	11,9	–	20,2
Рыбы	–	13,3	–	21,3

Выводы

Установлено, что период полуочищения водных масс от ^{137}Cs в водоемах ЧЗО на протяжении 1997–2014 гг. составил 6,2–12,8 года. Физический распад радионуклида среди составляющих самоочищения вод составил 20–43%, а остальное приходится на биогеохимические и гидрологические процессы депонирования ^{137}Cs в донных отложениях и его вынос за пределы водоемов в р. Припять за счет гидравлической связи. Зарегистрированный период полуочищения воды от ^{90}Sr был в пределах 6,0–9,2 года. Физический распад радионуклидов в процессах снижения удельной активности воды составил 21–33%. В водоемах одамбованного участка левобережной поймы р. Припять и в водоеме-охладителе ЧАЭС достоверного снижения удельной активности ^{90}Sr в воде и гидробионтах за период исследований не зарегистрировано.

1. *Гудков Д. І.* Радіоекологічні проблеми перезволожування та заболочування одамбованої території Красненської заплави в зоні відчуження / Д. І. Гудков, С. І. Кірєєв, С. М. Обрізан [та ін.] // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2005. – № 2 (26). – С. 3–7.
2. *Іванов Ю. О.* Динаміка перерозподілу радіонуклідів в ґрунтах і рослинності // Чорнобиль – Зона відчуження / Под ред. В. Г. Бар'яхтара. – К.: Наукова думка, 2001. – С. 47–76.
3. *Кашпаров В. О.* Забруднення 90Sr території зони відчуження / В. О. Кашпаров // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1998. – № 12. – С. 41–43.
4. *Соботович Э. В.* Геохимия техногенных радионуклидов / Э. В. Соботович, Г. Н. Бондаренко, Л. В. Кононенко [и др.]. – К.: Наукова думка, 2002. – 332 с.

Д.І. Гудков, О.Є. Каглян, В.Г. Кленус, З.О. Широка, Х.Д. Ганжа
Інститут гідробіології НАН України, Київ

СУЧАСНІ РІВНІ І ДИНАМІКА РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ КОМПОНЕНТІВ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

Наведено результати радіоекологічних досліджень основних полігонних водойм Чорнобильської зони відчуження, виконаних протягом 1997-2014 рр. Проаналізовано динаміка вмісту радіонуклідів у абіотичних і біотичних компонентах водних екосистем та оцінені процеси їх природного самоочищення від радіонуклідного забруднення.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, радіонуклідне забруднення, вода, донні відклади, гідробіонти, ^{90}Sr, ^{137}Cs.

D.I. Gudkov, A.Ye. Kaglyan, V.G. Klenus, Z.O. Shyrokaya, Kh.D. Ganzha
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

CURRENT LEVELS AND DYNAMICS OF RADIOACTIVE CONTAMINATION OF AQUATIC ECOSYSTEM COMPONENTS IN THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

The results of radioecological studies of the main polygon water bodies within the Chernobyl exclusion zone, during 1997-2014 were presented. The dynamics of radionuclide concentration in abiotic and biotic components of aquatic ecosystems and evaluation of processes of their natural decontamination from radioactive contamination was analysed.

Keywords: Chernobyl exclusion zone, radioactive contamination, water, bottom sediments, hydrobionts, ^{90}Sr, ^{137}Cs

УДК 574.3: 579.26

О.В. ГУЛАЙ

Інститут агроекології і природокористування НААН України
вул. Метрологічна, 12, Київ, 03143, Україна

МОДЕЛЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ВЗАЄМОДІЙ БАКТЕРІЙ *ERYSIPELOTHRIX RHUSIOPATHIAE* З *MYRIOPHYLLUM VERTICILLATUM*

Прогнозування та управління гідроекологічними процесами є потребою сьогодення в умовах складної антропогенної трансформації екосистем. Для здійснення цих важливих завдань необхідною є вичерпна інформація щодо взаємодій між різноманітними компонентами біоценозів водойм. Одним з методів вивчення екологічних взаємодій між гідробіонтами є моделювання відповідних процесів в контрольованих умовах лабораторії, що дає ряд важливих переваг, зокрема, усунення впливів з боку інших компонентів гідроекосистем. Зазначений метод використовується нами для вивчення екологічних взаємодій бактерій *Erysipelothrix rhusiopathiae* з компонентами біоценозів прісних водойм.

Бактерії *E. rhusiopathiae* – грампозитивні нерухомі прямі чи злегка зігнуті палички довжиною 1–1,5 мкм, спор та капсул не утворюють [2]. В природних умовах поширені у ґрунтах та водоймах, здатні викликати захворювання, відоме під назвою бешиха (*Erysipelas*), у широкого кола господарів: диких, домашніх, сільськогосподарських тварин і птиці, а також у людей [9]. Як сапрофіт *E. rhusiopathiae* зустрічається у морських та прісноводних риб [2, 9]. На даний час добре вивчено морфологію, патогенність, стійкість цих бактерій до впливів несприятливих факторів середовища, а також механізми патогенезу, діагностики, лікування та профілактики бешихи. Разом з цим у науковій літературі міститься вкрай мало відомостей про особливості екологічних зв'язків *E. rhusiopathiae* з таким компонентом водних екосистем, як рослини [4, 10]. Відомо, що водні рослини відіграють важливу роль в процесах самоочищення водойм, трансформації речовин, потоках енергії та здатні активно формувати специфічне оточення з живих організмів [3, 5–8].

Нами поставлено мету вивчити в модельних експериментах особливості впливу прижиттєвих виділень водопериці кільчастої (*Myriophyllum verticillatum*) на популяції патогенних бактерій *E. rhusiopathiae*.

Матеріал і методи досліджень

Рослини відбирали з прибережних мілководних ділянок водойм в період вегетації (травень) та культивували у скляних банках у воді, взятій з водогону, за умов природного освітлення при температурі +20,0±2,0 ºС. Через 7 діб після початку культивування воду з прижиттєвими виділеннями рослин стерилізували шляхом фільтрації під вакуумом через целюлозні фільтри з діаметром пор ≤ 0,2 мкм.

Біотестування проводили з культурами *E. rhusiopathiae* (штам VR-2 var. IVM), які вирощували впродовж 48 годин на серцево-мозковому бульйоні (AES Chemunex, Франція) при температурі +36,7±0,3 ºС.

Дослідження впливу *M. verticillatum* на популяції *E. rhusiopathiae* проводили *in vitro*, за умов, наближених до природних. Дослідні зразки містили культури бактерій (10,0%) та прижиттєві виділення рослин у розведеннях: 1:10, 1:100, 1:1000 та 1:10000. У якості контролю використовували аналогічні дослідним співвідношення культур бактерій та стерилізованої води з водогону. При постановці експерименту початковий вміст *E. rhusiopathiae* у групах зразків був однаковим, оскільки для інокуляції бактерій у дослід та контроль використовували одну культуру. Дослідні та контрольні зразки зберігались при температурі +18–20ºС. Через 48 годин із зразків відбирали проби об'ємом 0,1 $см^3$ і готували послідовні розведення 1×10^{-3}, 1×10^{-4}, 1×10^{-5}, 1×10^{-6}, які висівали на поверхню поживного агару (AES Chemunex, Франція) в чашки Петрі і культивували впродовж 72 годин за температури +36,7±0,3ºС. Вміст

E. rhusiopathiae визначали, підраховуючи колонії, що виросли, і розраховували середню кількість колонійутворювальних одиниць (КУО) бактерій на 1,0 см^3.

Результати досліджень та їх обговорення

Одержані дані модельних експериментів, а також результати їх статистичної обробки наведені у таблиці.

Дослідження показали, що рослини *M. verticillatum* в період вегетації виділяють у водне середовище речовини, які викликають збільшення щільності у піддослідних популяціях *E. rhusiopathiae*. Переважання вмісту бактерій у дослідних зразках, в порівняні з контролем, вказує на стимулюючий вплив з боку *M. verticillatum.*

Найбільший стимулюючий ефект у популяціях *E. rhusiopathiae* відмічений у зразках із малим розведенням (1:10) прижиттєвих виділень рослин, при цьому різниця вмісту клітин у досліді та контролі складала 12,62 рази. При порівнянні інших груп дослідних зразків із контролем спостерігалась подібна закономірність, хоча величина різниці вмісту бактерій поступово зменшувалась. При розведені 1:100 вона становила 7,45; 1:1000 – 2,06; 1:10000 – 1,10 рази.

Таблиця

Вміст *E. rhusiopathiae* у дослідних та контрольних зразках за умов впливу прижиттєвих виділень *M. verticillatum* (×10^6 КУО / см^3)

№	Дослід (розведення виділень)				Контроль
	1:10	***1:100***	***1:1000***	***1:10 000***	
1	33,40	19,10	5,30	2,92	2,73
2	31,90	18,40	5,60	2,85	2,51
3	32,20	20,40	5,40	2,77	2,48
4	34,70	20,30	5,20	2,89	2,66
5	34,10	18,60	5,50	2,90	2,58
6	31,00	19,70	5,20	2,83	2,67
M*	**32,88**	**19,42**	**5,37**	**2,86**	**2,61**
σ	1,42	0,85	0,16	0,06	0,10
m	0,63	0,38	0,07	0,02	0,04
Для розведення 1:10		t = 47,69	при $t_{кр}$ = 4,59;		P ≤ 0,001
Для розведення 1:100		t = 43,84	при $t_{кр}$ = 4,59;		P ≤ 0,001
Для розведення 1:1000		t = 32,41	при $t_{кр}$ = 4,59;		P ≤ 0,001
Для розведення 1:10 000		t = 5,07	при $t_{кр}$ = 3,17;		P ≤ 0,01

*Примітка: M – середнє арифметичне; σ – середнє квадратичне відхилення; m – середня похибка; t – коефіцієнт Стьюдента; $t_{кр}$= критичне значення показника t; P – рівень ймовірності

Зменшення інтенсивності стимулюючого впливу у популяціях *E. rhusiopathiae* із зниженням вмісту у середовищі прижиттєвих виділень *M. verticillatum* доводиться аналізом даних з використанням показника кореляції (r), величина якого становить r = 0,90. Виявлений нами ефект обумовлений умовами експерименту, а саме, зниженням вмісту у зразках біологічно-активних речовин, виділених *M. verticillatum*. Одержані дані певною мірою демонструють екологічні взаємозв'язки, які виникають в гідробіоценозах між *E. rhusiopathiae* та *M. verticillatum.* Оскільки щільність популяцій *E. rhusiopathiae* у дослідних зразках збільшується, можна припустити, що бактерії активно споживають виділені рослинами речовини. В результаті, між *M. verticillatum* та *E. rhusiopathiae* формується непрямий трофічний тип біоценотичних зв'язків [1].

У формаціях *M. verticillatum* у весняно-літній період можуть складатись сприятливі умови для існування і накопичення патогенних бактерій *E. rhusiopathiae*, що необхідно враховувати при веденні господарської діяльності.

Висновки

1. В модельних експериментах, проведених *in vitro*, виявлено стимулюючий вплив прижиттєвих виділень рослин *M. verticillatum* на популяції патогенних бактерій *E. rhusiopathiae*.
2. Виразність стимулюючого впливу у популяціях *E. rhusiopathiae* знаходиться у прямій залежності від концентрації у середовищі прижиттєвих виділень *M. verticillatum*.
3. Між бактеріями *E. rhusiopathiae* та вищими рослинами *M. verticillatum* в умовах прісноводних екосистем можливе формування непрямого трофічного типу біоценотичних зв'язків.
4. Модельні експерименти є зручним інструментом з вивчення взаємозв'язків гідробіонтів у системі досліджень з прогнозування і управління гідроекологічними процесами.

1. *Беклемишев В. Н.* О классификации биоценологических (симфизиологических) связей / В. Н. Беклемишев // Бюлл. Моск. общ. испыт. природы. Отд. биологии. – 1951. – Т. 56, № 5. – С. 3 –30.
2. *Борисович Ю. Ф.* Инфекционные болезни животных: Справочник / Ю. Ф. Борисович, Л. В. Кириллов. – М.: Агропромиздат, 1987. – 288 с.
3. *Быкова С. Н.* Влияние некоторых макрофитов и нитчатых зеленых водорослей на сукцессию микроперифитонных сообществ / С. Н. Быкова, Е. В. Борисовская, Г. А. Виноградов // Поволжский экологический журнал. – 2010.– № 3.– С. 241–253.
4. *Гулай О. В.* Алелопатичний вплив рослин роду Salix на популяції бактерії *Erysipelothrix rhusiopathiae* / О. В. Гулай // Агроекологічний журнал. – 2014. – № 4. – С. 79–84.
5. *Гуревич Ф. А.* Роль фитонцидов во внутренних водоемах / Ф. А.Гуревич // Водные ресурсы.– 1978.– № 2.– С. 133– 42.
6. *Мережко А. И.* Роль высших водных растений в самоочищении водоемов / А. И. Мережко // Гидробиол. журн. – 1973.– Т. 9, № 4.– С. 118–126.
7. *Метейко Т. Я.* Метаболиты высших водных растений и их роль в биоценозах / Т. Я. Метейко // Гидробиол. журн.– 1981.– Т. 17, № 4.– С. 3–14.
8. *Семенченко В. П.* Роль макрофитов в изменчивости структуры сообщества зоопланктона в литоральной зоне мелководных озер / В. П. Семенченко // Сиб. экол. журн. – 2006. – № 1.– С. 89–96.
9. *Эпидемиологические* аспекты экологии бактерий / В. Ю. Литвин, А. Л. Гинцбург, В. И. Пушкарева [и др.]. – М.: Фармарус–Принт, 1998. – 255 с.
10. *Zhukorskyy O. M.* Experimental Study of the Impact of *Alisma plantago-aquatica* Secretions on Pathogenic Bacteria / O. M. Zhukorskyy, O. V Hulay // Agricultural sciens and practice. – 2014. – №3 . – P. 3–8.

А.В. Гулай

Институт агроэкологии и природопользования НААН Украины, Киев

МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ВЗАИМОДЕЙСТВИЙ БАКТЕРИЙ *ERYSIPELOTHRIX RHUSIOPATHIAE* С *MYRIOPHYLLUM VERTICILLATUM*

Биологическую активность растений M. verticillatum изучали in vitro на популяциях патогенных бактерий Erysipelothrix rhusiopathiae. Установлено, что прижизненные выделения растений M. verticillatum осуществляют стимулирующее действие на бактерий E. rhusiopathiae. Интенсивность влияния зависит от уровня разведений растительных выделений. В условиях пресноводных экосистем в формациях M. verticillatum для патогенных бактерий E. rhusiopathiae могут складываться благоприятные условия существования, что необходимо учитывать при осуществлении хозяйственной деятельности.

Ключевые слова: Erysipelothrix rhusiopathiae, моделирование экологических взаимодействий, Myriophyllum verticillatum

A. Hulai
The Institute of Agroecology and Environmental Management of NAAS of Ukraine, Kyiv

THE MODELING ON ENVIRONMENTAL INTERACTIONS OF *ERYSIPELOTHRIX RHUSIOPATHIAE* BACTERIA WITH *MYRIOPHYLLUM VERTICILLATUM*

The biological activity of the *M. verticillatum* plant was in vitro studied in the populations of *Erysipelothrix rhusiopathiae* pathogenic bacteria. It has been established that lifetime secretions of the *M. verticillatum* plant have a stimulating effect on *E. rhusiopathiae* bacteria. The degree of this impact is directly dependent on the level of diluting plant secretions. In the freshwater ecosystems, the formations of *M. verticillatum* plants may create favorable conditions for the existence of *E. rhusiopathiae* pathogenic bacteria which must be taken into account in the process of economic activity.

Keywords: Erysipelothrix rhusiopathiae, the modeling on environmental interactions, Myriophyllum verticillatum

УДК (556.52:591.524.12)(556.51:282.247.32)

Л.В. ГУЛЕЙКОВА
Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ПОТАМОПЛАНКТОНУ РІВНИННИХ РІЧОК

Зроблено літературний огляд щодо історії вивчення потамопланктону, його генезису і формування. Проаналізовано багаторічні дані щодо зоопотамопланктону рівнинних річок басейну Дніпра, встановлено основні закономірності його формування

Ключові слова: потамопланктон, зоопланктон, рівнинні річки, басейн Дніпра

Зоопланктон – важливий біологічний компонент водних екосистем, що відіграє велику роль у трансформації органічної речовини і енергії, в процесах самоочищення води та біологічній продуктивності.

В історії розвитку гідробіології довго існувала думка, що зоопланктон річкових систем, який переноситься течією, не утворює стабільних груп і не може вважатися самостійною одиницею. Основна умаса у вивченні зоопланктону прісних вод приділялась водоймам та великим річкам. Однак до питання щодо поняття потамопланктону зверталися багато дослідників, які висловлювали самі протилежні думки.

Уявлення про те, що планктон текучих вод принципово відрізняється від планктону озер вперше було сформульовано Захаріасом [9], де він запропонував термін «потамопланктон» для позначення особливої групи планктонних організмів, які, на його думку, існують лише у текучих водах. Це уявлення довго мало лише теоретичний характер, так як було зроблено на порівнянні даних, що отримані при незалежних дослідженнях непов’язаних різних річок і озер. В подальшому роботи, що проводилися на стоячих водоймах та їх водотоках, обґрунтовано показали, що у річки, струмки, канали надходить саме планктон, який в даний час існує в озері чи ставку і який живить їх [8]. Дослідженнями було встановлено, що зазвичай озерний планктон потрапляючи у річку, має той же склад і приблизно ту ж концентрацію, однак вже протягом перших кілометрів течії річки він зазнає сильних змін [2].

Один з перших літературних оглядів щодо зоопланктону водотоків було зроблено А.С. Скоріковим у 1902 р. [6]. В ньому розглядалися роботи В.М. Совинського і Д.Є. Россинського зі списком зоопланктонтів р. Дніпра. У 1909 р. Н.М. Воронковим була написана робота «Коловертки Оки і порівняння окського планктону з планктоном інших

російських річок». На основі літературних даних і власних досліджень у роботі було зроблено важливі висновки щодо закономірностей структурної організації зоопланктону річкових систем. Серед них – переважання у річковому планктоні групи Rotatoria над всіма іншими групами; розподіл річок за типом: річки з планктоном «озерного» типу, «озерно-річкового», «чисто річкового» і «болотного» [1]. А.С. Скоріковим відмічалося чотири головних моменти, що впливають на склад планктону: походження річки, швидкість течії, її довжина, рясність і багатоводність приток [6].

Великий вклад у розвиток уявлень щодо потамопланктону, його генезисі і формуванні було зроблено С.Д. Муравейським (1960). Автором було проведено аналіз гідрологічних чинників і їх вплив на тваринний планктон, генезису потамопланктону від витоку до гирла р. Керженця. Було зроблено висновок нерівномірності розподілу організмів упродовж всієї річки, високим розвитком на деяких ділянках, зміни всього характеру планктонного комплексу від верхньої течії до нижньої. Дослідження ролі приток показали, що внесені в головний потік планктонні організми у більшості випадків не впливають на планктон річки нижче гирла притоки. Також було показано негативний вплив лише різких змін швидкості течії. Найбільше значення мають зміни хімічного складу води. Цей чинник може діяти двояко: або на самі планктонні організми, або на об'єкти їх живлення. Найбільш детально питання генезису потамопланктону було розглянуто Н.В. Корде (1950). Серед джерел формування реофільного планктону названі наступні: пов'язані з річкою стоячі водойми, затони, рипаль і заплава самої річки. Меншої умаси приділялось ролі організмів річкового дна, хоча залежність між бентосом і планктоном вказувалась у ряді робіт досить детально [3].

Умови формування потамопланктону рівнинних незарегульованих річок можна простежити, при вивченні їх від витоку до гирла. Велике значення для систематизації досліджень планктофауни рівнинних річок має класична робота Ю.М. Марковського «Районування Дніпра за складом його зоопланктону» [5]. Автором зроблено висновок, що неоднорідність в якісному і кількісному складі зоопотамопланктону Дніпра є результатом змін умов існування по мірі формування річки та її заплави, а також взаємовідносин одних організмів з іншими.

В наш час у зв'язку із зарегулюванням річок та створенням водосховищ відомості щодо кількості планктону на різних їх ділянках мають велике значення для формування уявлення про рівень біологічної продуктивності, самоочищення водотоків і їх раціонального використання. Зміни у складі комплексу планктонних організмів можуть відбуватися під дією річкових умов і під впливом антропогенних чинників. Тому необхідно знати, яким чином відбувається трансформація планктону у річках і які чинники відіграють головну роль у формуванні потамопланктону.

Річки басейну Дніпра, більшість з яких зберегли природну морфометричну будову річкової долини і гідрологічний режим, слугують вдалим об'єктом для вирішення питання щодо формування потамопланктону. Багаторічні дані сучасних та ретроспективних досліджень видового складу, чисельності і біомаси зоопотамопланктону дозволили встановити особливості та основні закономірності його формування у рівнинних річках. Дослідження проводились у різні сезони протягом 2000–2014 рр. на різних ділянках найбільших приток Дніпра – річках Десна і Прип'ять, включаючи численні притоки та водойми заплави.

Багаторічними дослідженнями встановлено, що формування потамопланктону рівнинних річок відбувається поступово, не від самого витоку. Необхідно деякий час, а головне, певна відстань від витоку, щоб в ній зміг сформуватися планктон. Коли рівнинна річка бере свій початок з джерел або із заболоченого водозбору, її вода практично позбавлена планктону. По мірі руху вниз за течією, річка утворює на власному шляху доволі глибокі розширення з повільним водообміном, починає робити невеликі звиви, залишаючи в стороні напівпроточне русло. Виникають різнотипні напівпроточні водойми, в яких розвиваються планктонні організми, що надходять у річковий потік. Подальше надходження планктону відбувається як з подібних джерел, так і з інших водойм, що утворюються самою річкою, із рослинних заростей, а також з озер, поєднаних з річкою. Розподіл кількісних показників зоопланктону в досліджених рівнинних річках, як правило, відбувається в сторону збільшення їх від верхів'я

до гирла. На верхніх ділянках досліджених водотоків, як правило, чисельність зоопланктону не перевищувала 0,01–0,20 тис. екз/м^3, біомаса – 0,01–0,04 г/м^3, в той час як у гирлових ділянках ці показники збільшувалися на один два порядку (чисельність коливалася в межах 1,00–73,00 тис. екз/м^3, біомаса – 0,10–1,67 г/м^3. Кількість видів у пробах зростала за течією від 10–17 до 31–52. Водойми придаткової системи (притоки і заплавні озера) збагачували видовий склад зоопотамопланктону, але на кількісний склад практично не впливали.

Аналіз таксономічного складу зоопланктону показав, що в різні періоди досліджень практично на всіх ділянках досліджених річок найбільше значення мали коловертки [7]. Коловертки – найбільш численна група річкового планктону, що складає до 60–95% загальної чисельності і 30–80% його біомаси. Домінуюче положення коловерток обумовлено їх екологічними і біологічними особливостями. З коловерток у водотоках басейну Дніпра переважали представники потамофільного комплексу *Brachionus calyciflorus, B. angularis, Keratella quadrata, Synchaeta* sp., а також лімнофільні види *Asplanchna priodonta, B. diversicornis, B. quadridentatus, Euchlanis dilatata, Filinia longiseta, Keratella cochlearis, Polyarthra vulgaris.* Веслоногі ракоподібні, хоча і зустрічалися практично у всіх пробах зоопланктону, однак значного розвитку в річках не досягали. Річкові умови мешкання (течія, висока каламутність, слабка кормова база) менш сприятливі для веслоногих, для яких характерний хижий спосіб харчування). У всі періоди досліджень у складі зоопотамопланктону в помітній кількості зустрічалися науплії циклопів і каланоід та копеподити на різних стадіях розвитку, а також дорослі форми циклопів *Acanthocyclops vernalis, Eucyclops serrulatus, Mesocyclops leuckarti, Thermocyclops crassus, Th. oithonoides*. Гіллястовусі ракоподібні, яким притаманний фільтраційний спосіб харчування (за винятком *Leptodora kindtii* та *Polyphemus pediculus*) короткий життєвий цикл, більш ніж веслоногі, пристосовані до річкових умов. Ця група організмів зоопланктону, особливо в нижніх ділянках, була представлена доволі значним числом видів, одночасно найбільшого розвитку Cladocera відмічено у заплаві річок. Домінуюче положення серед них займали потамофільний рачок *Bosmina longirostris*, а також лімнофільні і прибережно-фітофільні види *Chydorus sphaericus, Acroperus harpae, Alona rectangula, Diaphanosoma brachyurum, Disparalona rostrata*. В заплавних водоймах провідними були *Sida crystallina, Ceriodaphnia pulchella, C. quadrangula, Eurycercus lamellatus, Pleuroxus aduncus, P. trigonellus*.

Висновки

Отже, в результаті проведених власних багаторічних досліджень зоопланктону річкових систем басейну Дніпра та аналізу літературних даних встановлено, що формування зоопотамопланкону в рівнинних річках відбувається закономірним чином, а саме: формування потамопланктону в рівнинних річках йде по наростаючій – від витоку до гирла, зростає його видове багатство, а також кількісні показники, що досягають максимальних значень в гирловій ділянці; провідна роль у формуванні різноманіття потамопланктону належить коловерткам; у формуванні структури зоопланктону важливе значення мають заплавні водойми та біостік приток; зоопланктон водойм придаткової системи в багатьох випадках значно багатший, ніж у руслі річки, причому в його складі у кількісному відношенні, особливо за біомасою, переважають ракоподібні, які в потамопланктоні порівняно з коловертками мають лише другорядне значення.

1. *Воронков Н. А.* Коловратки Оки и сравнение окского планктона с планктоном других русских рек / Н. А. Воронков // Дневник зоологического отделения Императорского общества любителей естествознания. – М., 1909. – Т. 3, № 10.
2. *Жадин В. И.* Реки, озера, водохранилища СССР: их фауна и флора / В. И. Жадин, С. В. Герд. – М.: Учпедгиз, 1961. – 600 с.
3. *Кордэ Н. В.* О зависимости между микробентосом и потамопланктоном / Н. В. Кордэ // Тр. Биол. Станции «Борок». – 1950. – Вып. 1 – С. 164–190.
4. *Крылов А. В.* Зоопланктон равнинных малых рек / А. В. Крылов. – Ин-т биологии внутр. вод им. И.Д. Папанина. – М.: Наука, 2005. – 263 с.
5. *Марковський Ю. М.* Районування Дніпра за складом його зоопланктону / Ю. М. Марковський // Тр. Інституту гідробіології АН УРСР. – 1949. – № 23. – С. 15–35.

6. *Муравейский С. Д.* Животный планктон реки Керженца / С. Д. Муравейский // Реки и озера. – М.: Геогрфгиз. – 1960. – С. 308–326.
7. *Шевцова Л. В.* Многолетняя динамика зоопланктона р. Десны / Л. В Шевцова., Л. В. Гулейкова // Гидробиол. журн. – 2005. – Т. 41, № 2. – С. 3–16.
8. *Kofoid C. A.* The plankton of the Illinois river 1894–1899 / C. A. Kofoid // Bull. III. Lab of Nat. Hist. Art II. – 1908. – Vol. 6. – P. 95–629.
9. *Zacharias O.* Das Potamoplankton / O. Zacharias. – Zool. Anz. – 1898. – Bd. 21. – S. 41–48.

Л.В. Гулейкова
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ПОТАМОПЛАНКТОНА РАВНИННЫХ РЕК

Сделан литературный обзор по истории изучения потамопланктона, его генезиса и формирования. Проанализированы многолетние данные по зоопотамопланктону равнинных рек бассейна Днепра, установлены основные закономерности его формирования

Ключевые слова: потамопланктон, зоопланктон, равнинные реки, бассейн Днепра

L.V. Guleikova
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

PECULIARITIES OF FORMING OF POTAMOPLANKTON OF THE PLAIN RIVERS

Paper deals with review of the literature sources regarding history of investigation of potamoplankton, its genesis and forming. Long-term data on zoopotamoplankton of the plain rivers of the Dnieper River basin; main regularities of its forming were established

Keywords: potamoplankton, zooplankton, plain rivers, Dnieper River basin

УДК 574.57+547.64

Г.Б. ГУМЕНЮК
Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса 2, Тернопіль, 46027,Україна

ПРОГНОЗ ДИНАМІКИ ВОДНЕВОГО ПОКАЗНИКА ТА КОНЦЕНТРАЦІЙ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В РІЧЦІ РІКА ЗАКАРПАТСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Підвищення концентрацій важких металів у природних водах часто пов'язане з іншими видами забруднення, наприклад, із закисленням. Випадання кислотних опадів сприяє зниженню значення pH і переходу металів із сорбованого на мінеральних і органічних речовинах стану у вільний. На основі наших досліджень створено прогнозні математичні моделі динаміки водневого показника та концентрації міді у воді на наступні періоди. Для розробки математичної моделі використаний метод поліному 10 ступеня.

Ключові слова:важкі метали, гідроекосистема, водневий показник, поліном, коефіцієнт кореляції, коефіцієнт детермінації

Іони металів є неодмінними компонентами природних водойм. Залежно від умов середовища (pH, окисно-відновного потенціалу, наявності лігандів) вони існують в різних ступенях окислення і входять до складу різноманітних неорганічних і металоорганічних сполук, які можуть бути розчиненими, колоїдно-дисперсними чи входити до складу мінеральних та органічних суспензій.

Обробка експериментальних даних з використанням математичної статистики – це лише найпоширеніше, але не єдине і не найважливіше застосування математики. Математику

можна використовувати для прогнозу показників, які нам необхідні для подальшого дослідження [2]. Прогнозування – це науково обґрунтоване передбачення перспектив розвитку тієї чи іншої системи, а також власне сам процес його отримання. Результатом прогнозування є сукупність науково передбачених даних щодо значень параметрів системи у певні майбутні моменти часу [1].

Матеріал і методи досліджень

Отримання нами математичної моделі (рівняння) базувалося на регресійному аналізі [2]. Для створення прогнозу ми використали математичну модель многочлена (полінома), що дало можливість передбачити концентрації важких металів залежно від зміни водневого показника середовища. В математиці, многочленом чи поліномом або багаточленом однієї змінної є вираз:

$$c_0 + c_1 x + \ldots + c_n x^n,$$

де c_i є сталими коефіцієнтами (константами), а x – змінна.

Многочленом від декількох змінних називається скінченна сума, в якій кожен з доданків є добутком скінченного числа цілих ступенів змінних та константи:

$$c_0 + c_1 xy^2 + c_2 z^3 + c_3 xyz + \ldots,$$

Многочлени є одним з найважливіших класів елементарних функцій [3].

Результати досліджень та їх обговорення

Прогноз концентрації міді на наступний рік.

Для прогнозування концентрації міді у воді на наступний рік ми використали рівняння поліному 10 ступеня:

$$p(x) = c_{10}x^{10} + c_9 x^9 + c_8 x^8 + c_7 x^7 + c_6 x^6 + c_5 x^5 + c_4 x^4 + c_3 x^3 + c_2 x^2 + c_1 x + c_0,$$

де p(x) – прогноз концентрації міді у воді на наступні 12 місяців, x – номер місяця, а $c_{10}, c_9, c_8, c_7, c_6, c_5, c_4, c_3, c_2, c_1, c_0$ – коефіцієнти (константи) [3].

Для розрахунків та графічного представлення результатів використано програму Matlab R2012a. Спочатку було побудовано точковий графік фактичних даних міді у воді за 12 місяців, згодом додано лінію тренда поліному 10 ступеня (рис. 1). Було досліджено, що саме цей поліном підходить для прогнозування, адже показник достовірності апроксимації 0,963 (0,8 до 1 або -0,8 до -1 - сильний взаємозв'язок між фактичними і апроксимованими значеннями).

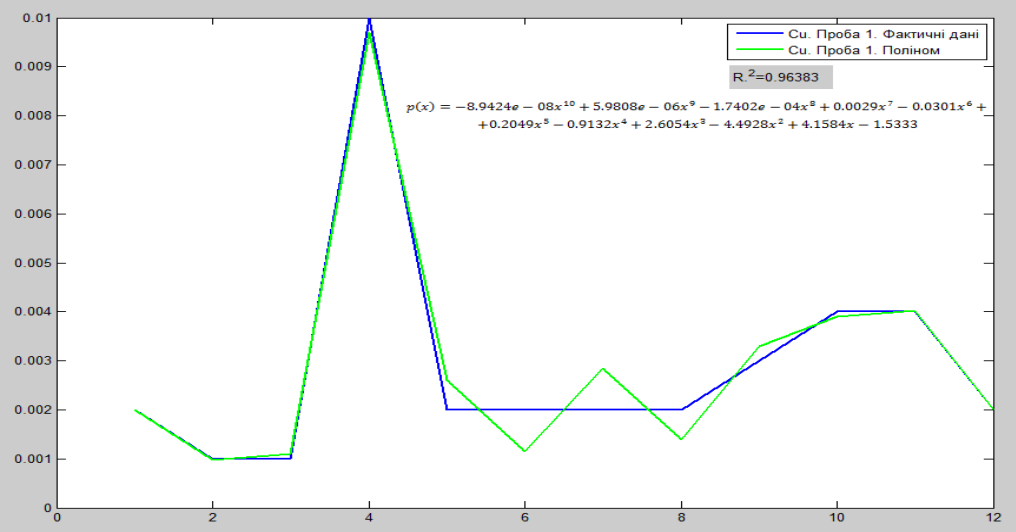


Рис. 1. Річний прогноз концентрації міді у воді за допомогою поліному 10 ступеня

Використовуючи коефіцієнти $c_0,\ldots,c_{10}$ рівняння поліному 10 ступеня, у програмі Matlab R2012a було обчислено прогнозні концентрації міді на майбутні 12 місяців (табл. 1).

Таблиця 1

Фактичні дані і річний прогноз показників концентрації міді у воді

Місяць	Фактичні дані	Прогноз
грудень	0,002	0,003
січень	0,001	0,002
лютий	0,001	0,001
березень	0,010	0,015
квітень	0,002	0,003
травень	0,002	0,001
червень	0,002	0,001
липень	0,002	0,003
серпень	0,003	0,002
вересень	0,004	0,003
жовтень	0,004	0,005
листопад	0,002	0,002

Аналіз розрахунків показує, що фактичні дані від річного прогнозу концентрації міді у воді відрізняються приблизно 0,001. З цього випливає, що вміст міді у воді на наступний рік практично не відрізняється, адже ми не враховували інших факторів через те, що р. Ріка гірська річка і вона практично не зазнає антропічного навантаження.

Прогноз динаміки водневого показника на наступний рік. Для обчислення динаміки водневого показника було також використано математичний метод прогнозування – поліном 10 ступеня:

$$p(x) = c_{10}x^{10} + c_9x^9 + c_8x^8 + c_7x^7 + c_6x^6 + c_5x^5 + c_4x^4 + c_3x^3 + c_2x^2 + c_1x + c_0,$$

де p(x) – прогноз динаміки водневого показника на наступні 12 місяців, x – номер місяця, а $c_{10}, c_9, c_8, c_7, c_6, c_5, c_4, c_3, c_2, c_1, c_0$ – коефіцієнти (константи).

Для побудови графіків і обчислення використовувався математичний пакет Matlab R2012a. Спочатку було побудовано точковий графік фактичних даних водневого показника за 12 місяців, згодом додано лінію тренда поліному 10 ступеня (рис. 2). Досліджено, що саме цей поліном підходить для розв'язання задачі прогнозування, адже коефіцієнт достовірності апроксимації становить 0,999.

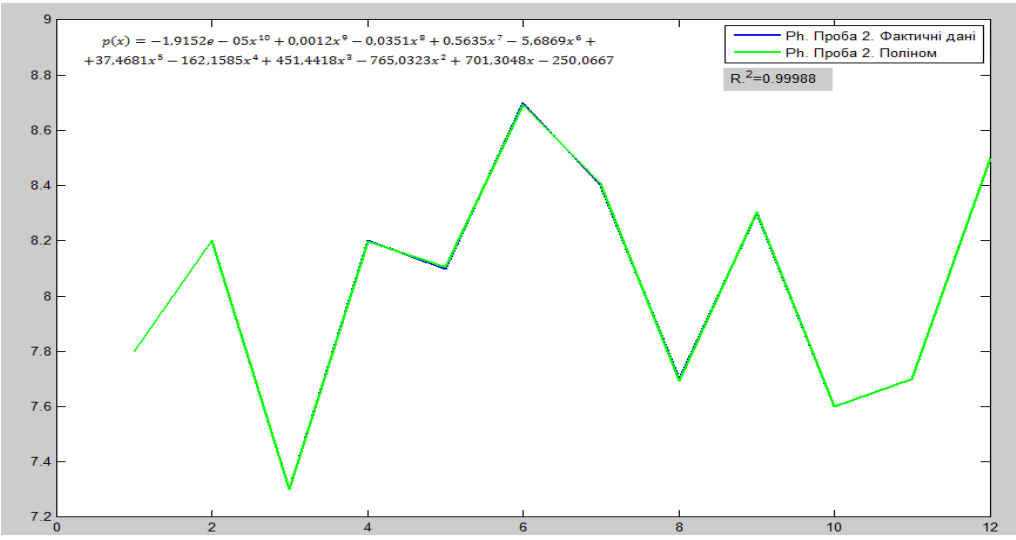


Рис. 2. Річний прогноз динаміки водневого показника за допомогою поліному 10 ступеня

Аналогічно як і у пробі з міддю за допомогою рівняння поліному 10 ступеня у програмі Matlab R2012a було обчислено прогнозні значення водневого показника на майбутні 12 місяців (табл. 2).

Таблиця 2

Фактичні дані і річний прогноз показників динаміки водневого показника

Місяць	Фактичні дані	Прогноз
грудень	8,5	8,7
січень	7,8	7,9
лютий	8,2	8,0
березень	7,3	7,1
квітень	8,2	8,4
травень	8,1	8,2
червень	8,7	8,9
липень	8,4	8,5
серпень	7,7	7,5
вересень	8,3	8,2
жовтень	7,6	7,5
листопад	7,7	7,5

Висновки

Аналіз результатів прогнозування показав, що фактичні дані водневого показника відрізняються від прогнозованих приблизно на 0,1. Очевидно, короткострокове прогнозування є більш ефектним, оскільки більшість природних і соціально-економічних факторів за невеликий часовий проміжок істотно не змінюють математичну модель і вплив неврахованих факторів істотно не збільшує невизначеність прогнозу [1].

1. *Богобоящий В. В.* Принципи моделювання та прогнозування в екології: підручник / В. В. Богобоящий, К. Р. Курбаков, П. Б. Палій. – К.: Центр навчальної літератури, 2004. – 216 с.
2. *Лаврик В. І.* Методи математичного моделювання в екології : навч. посіб. для студ. екол. і біол. вищ. навч. закл. / В. І. Лаврик. – К.: Вид. дім «КМ АКадемія», 2002. – 203 с.
3. *Web-сторінка:* «Контантиновская Л. В.» : [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.gmdh.net/articles/theory/TimeSeries.pdf/Перевірено: 2.02.2013.

Г.Б. Гуменюк

Тернопольский национальный педагогический университет имени Владимира Гнатюка, Украина

ПРОГНОЗ ДИНАМИКИ ВОДОРОДНОГО ПОКАЗАТЕЛЯ И КОНЦЕНТРАЦИЙ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РЕКЕ РЕКА ЗАКАРПАТСКОЙ ОБЛАСТИ

В связи с ухудшением экологической ситуации в Украине большое значение приобретают исследования взаимосвязи между накоплением, перераспределением и экологическим воздействием тяжёлых металлов (ТМ) на гидроэкосистемы. На основе наших исследований, используя метод полинома 10 степени, созданы прогнозные математические модели динамики водородного показателя и концентрации меди в воде на последующие периоды.

Ключевые слова:тяжелые металлы, гидроэкосистема, водородный показатель, полином, коэффициент корреляции, коэффициент детерминации

H.B. Humenyuk

Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

THE PREDICTION OF DYNAMICS OF PH AND HEAVY METALS CONCENTRATION IN THE WATER OF RIVER RIKA OF ZAKARPATTYA (TRANSCARPATIAN) REGION

Due to the deterioration of the ecological situation of Ukraine, the investigation of relationship between the accumulation, redistribution and ecological impact of the heavy metals (HM) on the aquatic ecosystems become important. We have designed the predictive mathematical models of the dynamics of pH and concentration of copper in the water of Rika river of Zakarpattya (Transcarpatian) region for the following periods.

Keywords: heavy metals, aquatic ecosystem, pH, correlation coefficient, coefficient of determination

УДК [574.58+574.52](581.5)

В.П. ГУСЕЙНОВА, Т.С. РИБКА

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда,12, Київ, 04210, Україна

ПЛАНКТОННІ УГРУПОВАННЯ ТРАНСФОРМОВАНИХ ВОДОЙМ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

Досліджувались структурно-функціональні показники планктонних угруповань у двох водоймах меліоративної системи крупного житлового масиву мегаполісу. За видовим багатством, показниками чисельності і біомаси фітопланктону та зоопланктону встановлено суттєві відмінності між цими водоймами, які відрізняються за гідроморфологічними характеристиками, біотичними складовими та ступенем антропогенного впливу.

Ключові слова: фітопланктон, зоопланктон, водойми урбанізованих територій

Значна кількість сучасних водойм урбанізованих територій характеризуються хиткою біологічною рівновагою, порушення якої може призводити до втрати самоочисної здатності і виникнення загроз для здоров'я людини [2]. В межах м. Києва нараховується біля 380 водойм, багато з яких знаходяться поблизу багатоповерхових забудов, промислових підприємств, об'єктів інфраструктури, а також є місцями стихійної рекреації. Комплексні гідробіологічні дослідження, які охоплюють основні біотичні складові екосистем, необхідні для розуміння процесів формування якості водного середовища за умов значного антропогенного навантаження. Автотрофи та консументи перших рівнів, що формують планктон є взаємопов'язаними ланками, які здатні суттєво впливати на продукування та трансформацію органічної речовини та самоочищення водойм.

Метою роботи було гідробіологічне дослідження деяких трансформованих водних об'єктів м. Києва, яке об'єднало вивчення двох важливих біотичних компонентів екосистем – фітопланктону та зоопланктону.

Матеріал і методи досліджень

У 2012 р. досліджувались планктоні угруповання двох водойм, що відносяться до меліоративної системи ж/м Троєщина м. Києва, умовно позначені як „верхня" (50°31´30.25´´ Пн., 30°37´47.57´´ сх.) та „нижня" (50°29´48.29´´ Пн., 30°35´51.81´´ сх.). Відбір проб фітопланктону та зоопланктону і обробку отриманого матеріалу здійснювали згідно із загальноприйнятими гідробіологічними методиками [3]. Проби фітопланктону відбирались з поверхні та з глибини 1-2 прозорості води (тобто 2 метри та більше). Для дослідження зоопланктону проби відбирали у прибережній зоні з різною інтенсивністю розвитку макрофітів, а також на незаростих ділянках (чистоводді). Систематична належність видів водоростей наведена згідно системи, що прийнята на Україні [4, 6].

Результати досліджень та їх обговорення

Досліджені водойми, які були створені в 80-х роках XX ст., входять до складу єдиної меліоративної системи, але мають різну за характером трансформацію берегів та мілководдя. Ці водойми зазнають значного антропогенного навантаження, так як розташовані поряд із житловими та промисловими забудовами і мають зливовий стік з цих забудов, поруч знаходяться крупні транспортні шляхи та автостоянки.

Верхня водойма Троєщинської меліоративної системи. Навесні фітопланктон характеризувався наявністю представників водоростей, що відносяться до чотирьох відділів (табл. 1). За видовим багатством переважали зелені водорості, за чисельністю і біомасою на поверхні і на глибині домінували синьозелені водорості, домінант – *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bréb. На другому місці і за чисельністю, і за біомасою були Chlorophyta, суттєвий вклад в біомасу (за рахунок притаманним їм великих розмірам) внесли представники порядку Volvocales – *Pandorina morum* (O. Müll.) Bory та *Pandorina charkowiensis* Korsch. Так, в пробах, відібраних з поверхні, біомаса цих водоростей склала 40,8% від загальної біомаси.

Дрібноклітинна хлорококкова водорість *Westella botryoides* (W.West) De-Wild. також склала значну частку чисельності та біомаси – 15,1% та 5,9% відповідно в пробах з поверхні, та 35,9% та 20,5% в пробах з глибини.

Таблиця 1

Якісні та кількісні характеристики фітопланктону верхньої водойми меліоративної системи ж/м Троєщина (м. Київ).

Відділи водоростей	Видове багатство				Біомаса, мг/дм^3			
	весна		літо		весна		літо	
	I	II	I	II	I	II	I	II
Cyanophyta	2	2	4	4	0,647	0,179	0,573	0,127
Euglenophyta	1	2	–	–	0,025	0,091	–	–
Dinophyta	–	–	1	2	–	–	0,013	0,847
Bacillariophyta	1	2	2	1	0,005	0,005	0,034	0,028
Chlorophyta	5	6	12	8	0,619	0,125	0,128	0,081
Разом	9	12	19	15	1,298	0,400	0,748	1,083

Примітка: I – проби з поверхні; II – проби з глибини 2 м.

В угрупованні зоопланктону і навесні, і влітку за видовим багатством переважали гіллястовусі ракоподібні (46 і 57%), меншу частку склали коловертки (31 і 23%) та веслоногі ракоподібні (23 і 20%) (табл. 2). За чисельністю та біомасою у весняний період в прибережній зоні з різною інтенсивністю розвитку макрофітів домінував гіллястовусий рачок – *Bosmina longirostris* (O.F. Müller) − 37 тис. екз/м³ і 0,55 г/м³, а на глибині за чисельністю переважали пелагічні коловертки: *Kellicottia longispina* Kellicott − 17 тис. екз/м³ і *Filinia longiseta* (Ehrenberg) − 16 тис. екз /м³, за біомасою – веслоногі рачки *Eudiaptomus gracilis* Sars − 0,11 г/м³ і *Thermocyclops oithonoides* Sars − 0,08 г/м³, та представник Cladocera – *B. longirostris* − 0,06 г/м³.

Таблиця 2

Якісні та кількісні характеристики зоопланктону водойм меліоративної системи ж/м Троєщина (м. Київ).

Станції		n	N	B	Види – домінанти
Верхня водойма					
весна	літораль	15	71	0,79	*Bosmina longirostris, Eudiaptomus gracilis*
	пелагіаль	12	65	0,34	*Thermocyclops oithonoides, B. longirostris*
	зарості	11	49	0,45	*B. longirostris, E. gracilis*
літо	літораль	15	103	0,64	*Th. oithonoides, B. longirostris*
	пелагіаль	16	33	0,18	*Heterocope caspia* Sars, *B. longirostris*
	зарості	12	15	0,33	*Pleuroxus aduncus* Jurine, *Alona affinis* Leydig
Нижня водойма					
весна	літораль	16	163	1,47	*B. longirostris, Scapholeberis mucronata*
	пелагіаль	11	114	0,24	*B. longirostris, Kellicottia longispina*
	зарості	12	265	3,22	*B. longirostris, Filinia longiseta*
літо	літораль	20	37	0,26	*Th. oithonoides, F. longiseta*
	пелагіаль	17	210	2,07	*B. longirostris, Macrocyclops albidus* Jurine
	зарості	14	267	2,54	*Th. oithonoides, B. longirostris*

Примітка: 1 – (n) видове багатство, 2 – (N) чисельність, екз/м³, 3 – (B) біомаса, г/м.

Влітку у складі фітопланктону відбулись зміни домінантів. Так, за чисельністю у варіанті з поверхні переважав *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, у пробах з глибини він був субдомінантом за чисельністю. Слід відзначити, що масово розвилися представники Dinophyta, які внесли суттєвий внесок у показники біомаси. Так, на глибині частка динофітових водоростей склала 78,2% від загальної біомаси. Відомо, що Dinophyta – чутливі до значень кислотності та ступеню мінералізації середовища, що активно використовується в біоіндикації [1].

В літньому зоопланктоні спостерігалось суттєве збільшення видового різноманіття гіллястовусих рачків. За чисельністю та біомасою в досліджених біотопах домінуючи позиції зайняли личинкові стадії копепод веслоногих рачків (22–68 тис. екз/м³ і 0,004–0,3 г/м). Подібний (за домінантами) склад зоопланктону спостерігався і в інших водоймах мегаполісу, які зазнають суттєвого антропогенного навантаження та евтрофування [5].

Нижня водойма Троєщинської меліоративної системи. До складу фітопланктону у весняний період входили представники шести відділів (табл. 3). У поверхневих горизонтах як за чисельністю, так і за біомасою домінували діатомові водорості, а саме представники роду *Stephanodiscus*, їхній вклад у показник загальної біомаси склав 58,8%. Частка динофітових водоростей була 29,4% від загальної біомаси. У пробах з глибини за видовим багатством та чисельністю переважали зелені водорості, за біомасою – діатомові.

Таблиця 3

Якісні та кількісні характеристики фітопланктону нижньої водойми меліоративної системи ж/м Троєщина (м. Київ).

Відділи водоростей	Видове багатство				Біомаса, мг/дм^3			
	весна		літо		весна		літо	
	I	II	I	II	I	II	I	II
Cyanophyta	2	−	3	2	0,075	−	0,154	0,026
Euglenophyta	1	1	2	−	0,081	0,230	0,163	−
Dinophyta	1	1	2	1	0,808	0,100	2,095	0,040
Bacillariophyta	4	4	9	11	1,627	0,451	1,817	1,089
Xanthophyta	−	1	1	1	−	0,001	0,022	0,011
Chlorophyta	11	10	24	10	0,158	0,122	2,357	0,240
Разом	19	17	40	25	2,746	0,904	6,608	1,406

Примітки: I – проби з поверхні; II – проби з глибини 2 м.

Угруповання зоопланктону характеризувалось меншим видовим багатством (35 видів), але високими кількісними показниками в порівнянні з верхньою водоймою (див. табл. 2). Динаміка чисельності та співвідношення різних груп зоопланктону була подібною до верхньої водойми.

Влітку у водоймі спостерігалось зростання видового багатства водоростей, завдяки масовому розвитку представників родів *Chlamydomonas* Ehr., *Coenococcus* Korsch., *Pandorina* Bory, зелені водорості були домінантами і за біомасою. Динофітові водорості, а саме – *Peridiniopsis quadridens* (Stein) Bourr. та *P. oculatum* (Stein) Bourr., за рахунок великих об'ємів також внесли велику частку у загальну біомасу – 31,7%. Серед діатомових водоростей найбільші показники чисельності та біомаси були у представників родів *Aulacoseira* Thw. та *Nitzschia* Hass. Синьозелені водорості, хоча і домінували за чисельністю, в основному були представлені дрібноклітинними видами і внесли незначну частку у загальну біомасу.

Влітку спостерігався масовий розвиток копепод на різних стадіях розвитку, чисельність та біомаса яких досягала 160 тис. екз/м³ і 1,6 г/м³.

Досліджені водойми характеризувались суттєвими відмінностями у структурі фітопланктону і значною подібністю зоопланктону при його високому видовому багатстві і порівняно невисоких показниках біомаси. Водойма, яка розміщувалась нижче у меліоративній

системі, характеризувалась більшою біомасою планктонних угруповань, що може свідчити про її евтрофікацію. Виявлені відмінності можуть бути пояснені як різними гідрохімічними показниками водного середовища, так і відмінними характеристиками інших біотичних компонентів (вищої водяної рослинності, макрозообентосу), які спостерігались іншими дослідниками під час проведення комплексних досліджень водойм.

Висновки

Досліджені водойми, що зазнають значного антропогенного навантаження в умовах урбанізованих територій, характеризуються різною структурою планктонних угруповань. Фітопланктон є більш специфічним для кожної водойми, які відрізняються за гідроморфологічними характеристиками, біотичними складовими та характером антропогенного впливу. Зоопланктон за таких умов змінює переважно кількісні характеристики свого розвитку, зберігаючи подібність видового складу та характер домінування.

1. *Белякова Г. А*. Ботаника: в 4 т. Т. 2. Водоросли и грибы. / Г. А. Белякова, Ю.Т. Дьяков, К.Л. Тарасов. − М.: Издательский центр «Академия», 2006. − 320 с.
2. *Екологічний* стан Київських водойм / О. А. Афанасьєва, Т. С. Багацька, Л. Г. Оляницька [та ін.]. – К.: Видавництво Українського фітосоціологічного центру, 2010. – 256 с.
3. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
4. *Разнообразие* водорослей Украины / Е. В. Борисова, Л. Н. Бухтиярова, С. П. Вассер [и др.] // Альгология. – 2000. – Т. 10, № 4. – 309 с.
5. *Рибка Т. С.* Оцінка еколого-санітарного стану водойм урбанізованих територій за показниками зоопланктону та макрозообентосу / Т. С. Рибка, Ю. М. Воліков // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2014. – № 2 (59). – С. 52–56.
6. *Царенко П. М.* Дополнение к «Разнообразию водорослей Украины» / П. М. Царенко, О. А. Петлёванный. – К.: Ин-т ботаники им. Н. Г. Холодного НАНУ, 2001. – 130 с.

В.П. Гусейнова, Т.С. Рыбка
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ПЛАНКТОННЫЕ СООБЩЕСТВА ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ВОДОЕМОВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Исследовались структурно-функциональные показатели планктонных сообществ в двух водоемах мелиоративной системы крупного жилого массива мегаполиса. По видовому богатству, показателям численности и биомассы фитопланктона и зоопланктона установлены существенные различия между этими водоемами, которые отличаются гидроморфологическими характеристиками, биотическими составляющими и степенью антропогенного влияния.

Ключевые слова: фитопланктон, зоопланктон, водоемы урбанизированных территорий

V.P. Guseinova, T.S. Rybka
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE PLANKTON COMMUNITIES OF MODIFIED WATER BODIES OF URBAN AREA

The structural and functional characteristics of plankton communities in two artificial reservoirs of drainage systems of large housing estate of megapolis were investigated. The species richness, abundance and biomass indices of phytoplankton and zooplankton indicate significant differences between the reservoirs, which differ by hydromorphological characteristics of biotic components and the degree of a human impact.

Keywords: phytoplankton, zooplankton, water reservoirs of urbanized areas

УДК 556.166

Є.Д. ГОПЧЕНКО, В.А. ОВЧАРУК, М.Є. РОМАНЧУК, Н.С. КІЧУК

Одеський державний екологічний університет
вул. Львівська, 15, Одеса, 65016, Україна

ПРОБЛЕМИ НОРМУВАННЯ РОЗРАХУНКОВИХ ХАРАКТЕРИСТИК МАКСИМАЛЬНОГО СТОКУ ДОЩОВИХ ПАВОДКІВ І ВЕСНЯНИХ ВОДОПІЛЬ В УКРАЇНІ

В статті сформульовано завдання, яке полягає у необхідності удосконалення діючої в Україні нормативно-розрахункової бази по визначенню характеристик дощових паводків і весняних водопіль рідкісної ймовірності перевищення. Привертається умаса, по-перше, на давність з моменту прийняття СНіП 2.01.14-83, у якому використано матеріали спостережень за максимальним стоком річок України до 1975 року, а, по-друге, – (і особливо) на те, що за минулі майже 40 років виявлено недоліки і наукового плану. Вони стосуються розрахункових схем як дощових паводків, так і весняних водопіль.

Авторами пропонуються науково-методичні підходи, засновані на геометричних моделях екстремально високих гідрографів дощових паводків і весняних водопіль, а також – на теорії руслових ізохрон. Загальним у їх структурі є те, що вони в операторному вигляді описують процес формування максимальних витрат води за схемою природної трансформації «схиловий приплив – русловий стік».

Ключові слова: дощові паводки, весняне водопілля, максимальний стік, нормативні документи, геометричні моделі гідрографів стоку, руслові ізохрони

Діюча в Україні нормативна база для визначення характеристик максимального стоку паводків і водопіль СНіП 2.01.14-83 введена в практику проектування водних об'єктів ще у 1983 році. В ній узагальнено матеріали гідрологічних спостережень, які відносяться до періоду 1975 року. Таким чином, з моменту його прийняття пройшло майже 40 років. За цей час відбулось не лише накопичення нових даних щодо максимального стоку річок, а подальший розвиток теоретичної бази дослідження процесів формування таких шкідливих явищ стихійного походження, як екстремально високі дощові паводки і весняні водопілля.

Нормативна база, що використовується в Україні для визначення характеристик максимального стоку дощових паводків і весняних водопіль і її недоліки. Як відомо, в СНіП 2.01.14-83 розрахунково-нормативні рекомендації ґрунтуються на спрощених емпіричних структурах. Зокрема, для паводків використовуються, в залежності від розміру водозборів, формула граничної інтенсивності (при $F < 200$ км^2) і редукційна формула (при $F \geq 200$ км^2), а для водопіль в усьому діапазоні – редукційна структура.

На недоліки науково-методичних рекомендацій СНіП 2.01.14-83 неодноразово приверталась умаса спеціалістів у періодичній літературі і монографічних виданнях авторів, у тому числі в [1-5]. На наш погляд, розрахунково-методичну базу необхідно конструювати таким чином, щоб вона була універсальною, з точки зору генетичних типів паводків чи водопіль, а також була структурно-єдиною для усього діапазону водозбірних площ.

Науково-методична база, що пропонується авторами статті для нормування розрахункових характеристик максимального стоку дощових паводків і весняних водопіль. Умовам універсальності структури для паводків і водопіль задовольняє, наприклад, формула, яка ґрунтується на теорії руслових ізохрон і має вигляд

$$q_m = q_m^{'} \cdot \psi\left(t_p / T_0\right) \cdot \varepsilon_F , \qquad (1)$$

де q_m – максимальний модуль стоку або водопілля;

$q_m^{'}$ – максимальний модуль схилового припливу

$$q_m^{'} = \frac{n+1}{n} \cdot \frac{1}{T_0} Y_m, \tag{2}$$

$\frac{n+1}{n}$ – коефіцієнт часової нерівномірності схилового припливу паводків (водопіль);

T_0 – тривалість схилового припливу під час паводків (водопіль);

Y_m – розрахунковий шар паводкового (повеневого) стоку;

ε_F – коефіцієнт русло-заплавного регулювання;

$\psi\left(t_p / T_0\right)$ – трансформаційна функція паводків (водопіль) під впливом тривалості руслового добігання t_p, причому:

- при $t_p / T_0 = 0$

$$\psi\left(t_p / T_0\right) = 1{,}0; \tag{3}$$

- при $0 < t_p / T_0 < 1{,}0$

$$\psi\left(t_p / T_0\right) = 1 - \frac{m+1}{(n+1)(m+n+1)}\left(\frac{t_p}{T_0}\right)^n; \tag{4}$$

- при $t_p / T_0 \geq 1{,}0$

$$\psi\left(t_p / T_0\right) = \frac{n}{n+1}\frac{T_0}{t_p}\left[\frac{m+1}{m} - \frac{n+1}{m(m+n+1)}\left(\frac{T_0}{t_p}\right)^m\right]; \tag{5}$$

- при $t_p >> T_0$

$$\psi\left(t_p / T_0\right) = 1{,}0; \tag{6}$$

m – степеневий показник у рівнянні кривих ізохрон руслового добігання.

Альтернативу (1) можна обґрунтувати також, виходячи з геометричної моделі гідрографів високих паводків (водопіль), а саме

$$q_m = q_m^{'} \cdot k_m \cdot k_n, \tag{7}$$

де k_m – коефіцієнт трансформації форми гідрографів паводків (водопіль) у русловій мережі

$$k_m = \frac{\frac{m_1+1}{m_1}}{\frac{n+1}{n}}, \tag{8}$$

$\frac{m_1+1}{m_1}$ – коефіцієнт часової нерівномірності руслового стоку;

k_n – коефіцієнт русло-заплавного зарегулювання паводків (водопіль), аналогічний ε_F в структурі (1).

Проблеми, які виникають при застосуванні формул вигляду (1) або (7), існують об'єктивно і пов'язані вони з відсутністю спостережень за характеристиками схилового припливу (тривалостями, максимальними модулями стоку) і русло-заплавним регулюванням паводків (водопіль).

На кафедрі гідрології суші Одеського державного екологічного університету запропоновано обчислювальні науково-методичні підходи для визначення невимірювальних (перерахованих вище) параметрів схилового і руслового стоку в структурах формул (1) і (7). Йдеться про максимальні модулі схилового припливу $q_m^{'}$, тривалість припливу T_0 і коефіцієнти русло-заплавного регулювання ε_F (або k_n).

Висновки

Реалізовані розрахункові схеми (1) і (7) на регіональному рівні у межах р. Сіверського Дінця [1], Півдня України [2], р. Прип'ять [5], території Алжиру [6] й ін.

Важливою стороною структур (1) і (7) є те, що у параметричному вигляді вони враховують окремо чинники схилового і руслового стоку. Крім того, рівняння (1) і (7) є перспективними для широкого використання не тільки у розрахункових методиках, а й у прогнозних. Такий досвід відноситься до науково-методичної бази довгострокового прогнозування характеристик максимального стоку весняного водопілля в басейні Прип'яті [5] і річок Верхнього Дніпра [4].

1. *Гопченко Е. Д.* Формирование максимального стока весеннего половодья в условия юга Украины / Е. Д. Гопченко, В. А. Овчарук. – Одесса: ТЕС, 2002. – 110 с.
2. *Гопченко Е. Д.* Нормирование характеристик максимального стока весеннего половодья на реках Причерноморской низменности / Е. Д. Гопченко, М. Е. Романчук. – К.: КНТ, 2005. – 148 с.
3. Гопченко Є. Д. Гідрологічні розрахунки / Є. Д. Гопченко, Н. С. Лобода, В. А. Овчарук. – Одеса: ТЕС, 2014. – 483 с.
4. *Гопченко Е. Д.* Территориальное долгосрочное прогнозирование максимальных расходов весеннего половодья / Е. Д. Гопченко, Ж. Р. Шакирзанова. – К.: КНТ, 2005. – 239 с.
5. *Гопченко Є. Д.* Розрахунки та довгострокові прогнози характеристик максимального стоку весняного водопілля в басейні р.Прип'ять / Є. Д. Гопченко, В. А. Овчарук, Ж. Р. Шакірзанова. – Одеса: Екологія, 2011. – 336 с.
6. *Гопченко Е. Д.* Максимальный сток паводков на уэдах северной части Алжира / Е. Д. Гопченко, М. Ладжель, В. А. Овчарук // Вісник Одеського державного екологічного університету. – 2007. – Вип. 4. – С. 287–296.

Е.Д. Гопченко, В.А. Овчарук, М.Е. Романчук, Н.С. Кичук
Одесский государственный экологический университет, Украина

ПРОБЛЕМЫ НОРМИРОВАНИЯ РАСЧЕТНЫХ ХАРАКТЕРИСТИК МАКСИМАЛЬНОГО СТОКА ДОЖДЕВЫХ ПАВОДКОВ И ВЕСЕННИХ ПОЛОВОДИЙ В УКРАИНЕ

В статье сформулирована задача, которая состоит в необходимости усовершенствования существующей в Украине нормативно-расчетной базы по установлению характеристик дождевых паводков и весенних половодий редкой вероятности превышения. Обращается внимание, во-первых, на материалы наблюдений за максимальным стоком рек Украины до 1975 года, которые использованы в СНиП 2.10.14-83, а во-вторых, на то, что за прошедшие почти 40 лет установлены недостатки и в научном отношении. Они касаются как дождевых, так и весенних половодий. Авторами предлагаются научно-методические подходы, основанные на геометрических моделях экстремально высоких гидрографов дождевых паводков и весенних половодий, а также – на теории русловых изохрон. Общим в их структуре является то, что они в операторном виде описывают процесс формирования максимальных расходов воды в виде естественной схемы трансформации «склоновый приток – русловой сток».

Ключевые слова: дождевые паводки, весеннее половодье, максимальный сток, нормативные документы, геометрические модели формирования гидрографов стока, русловые изохроны

E.D. Gopchenko, V.A. Ovcharuk, M.E. Romanchuk, N.S. Kichuk
Odesa State Environmental University, Ukraine

PROBLEMS NORMING CALCULATED CHARACTERISTICS OF MAXIMUM RUNOFF OF RAIN AND SPRING FLOODS IN UKRAINE

The article defines the problem which is the need to improve the existing Ukrainian regulatory calculation base for establishing the characteristics of rain and spring floods rare probability of exceedance. Draws attention, first, the observational data of maximum runoff on rivers of Ukraine until 1975, which are used in SNIP 2.10.14-83, and on the other, especially the fact that over the past nearly 40 years and established shortcomings in the scientific sense. They relate to both rain and spring floods. The authors offering scientific and methodological approaches based on geometric models of extremely high hydrographs rain and spring floods, as well as - on the theory of bed isochronous. Common in their structure that it in the operator form is described the process of forming of maximal discharges in the natural scheme of transformation "slope influx - the channel flow."

Keywords: rain floods, spring floods, maximum runoff, regulations, geometric models formation hydrograph runoff, riverbed isochrones

УДК 581.526.3(574.63:581.133.5)

Л.О. ГОРБАТЮК, О.О. ПАСІЧНА, І.Г. КУКЛЯ, М.О. ПЛАТОНОВ
Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграду, 12, Київ, 04210, Україна

ПОГЛИНАННЯ ФОСФОРУ ЗАНУРЕНИМ МАКРОФІТОМ *NAJAS GUADELUPENSIS* L. В МОДЕЛЬНОМУ ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ

Досліджено вплив концентрації фосфатів модельного водного середовища на вміст фосфору в тканинах *Najas guadelupensis* L. Показано фазовий характер залежності поглинання фосфору від його концентрації у воді. Виявлено ознаки формування захисних механізмів регулювання фосфорного обміну рослин за умови тривалого фосфорного навантаження.

Ключові слова: фосфор, фосфати, макрофіти, поглинання, метаболізм, адаптація.

Зростання вмісту фосфору у природних водах внаслідок як природних, так і переважно антропогенних чинників, впливає на різні ланки трофічного ланцюга водойм. Макрофіти, які є одними з первинних споживачів фосфору, дуже чутливо реагують на зміну його концентрації у воді, оскільки саме вони в біологічному циклі фосфору виконують функції його вилучення, накопичення, виділення і транспортування [4].

Надмірне накопичення мінеральних елементів в тканинах дозволяє макрофітам інтенсивно рости протягом певного часу навіть в умовах дефіциту біогенів у воді, а їх ріст супроводжується змінами біохімічного складу. Однак, простежити наскільки це зумовлено зміною концентрації біогенів у водному середовищі в природних умовах неможливо [3].

Метою роботи було з'ясування особливостей накопичення і трансформації фосфору у водяних рослинах залежно від його концентрації у воді модельного водного середовища на прикладі ізольованих макрофітів.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом дослідження був занурений макрофіт різуха гваделупська (*Najas guadelupensis* L.), який культивувався в лабораторних умовах.

Перед початком досліду в акваріуми була залита водопровідна вода, відстояна протягом 5-ти діб, наступного складу: неорганічні фосфати – 0,03–0,07 мг/дм^3, нітрати – 0,8–1,0 мг/дм^3, розчинений кисень – 10,12–12,41 мг/дм^3, кальцій – 48,10–60,12 мг/дм^3; твердість – 3,9–4,2 мг екв/дм^3. Об'єм води в акваріумі становив 3 дм^3, маса рослин – 14±1 г. Впродовж експерименту

акваріуми перебували в умовах природного освітлення. Середньодобова температура води в акваріумах дорівнювала 21–23 °С, pH води – 8,79–9,26. Втрати води на транспірацію та випаровування компенсувались.

Для створення необхідної концентрації сполук фосфору у воді використовували безводну сіль Na_2HPO_4. Діапазон початкової концентрації фосфору складав 0,03 (контроль); 0,35; 0,70; 1,0; 2,0; 5,0 та 10,0 мг/дм^3, що відповідає реальним величинам на виході з очисних споруд, зокрема Бортницької станції аерації (м. Київ) [10]. Тривалість експериментів становила 4 і 14 діб (тобто проводили як гострі, так і хронічні досліди). Контрольними були макрофіти, витримані в ідентичних умовах, проте без додавання фосфатів в модельне водне середовище.

Після закінчення експозиції проводили мокре озолення рослинного матеріалу сумішшю концентрованих азотної та сірчаної кислот при нагріванні. Визначення загального фосфору ($P_{ЗАГ}$) в макрофітах проводили за методом Деніже в модифікації А. Левицького [1].

Вміст неорганічного фосфору ($P_Н$) у водяних рослинах визначали колориметричним методом [7]. Вміст $P_{ЗАГ}$ та $P_Н$ у водяних рослинах розраховували в мг на 1 г сухої маси (мг/г с. м.).

Концентрацію іонів PO_4^{3-} у воді визначали за стандартною гідрохімічною методикою [5].

Досліди проведено у 3-4-х повторностях. Одержані дані оброблено статистично з використанням спеціальних комп'ютерних програм.

Результати досліджень та їх обговорення

Вивчення впливу концентрації фосфатів у модельному водному середовищі на поглинання фосфору різухою дозволило виявити деякі особливості. Так, зокрема, в гострих дослідах через 4 доби експозиції відзначалося збільшення вмісту загального фосфору на 1 г с. м. рослини зі зростанням концентрації фосфору у воді від 0,03(К) до 1,0 мг/дм^3, уповільнення його поглинання в інтервалі концентрацій від 1,0 до 2,0 мг/дм^3, і подальша активація цього процесу при концентраціях вище 2,0 мг/дм^3. Отже, залежність інтенсивності споживання фосфору різухою від його концентрації у водному середовищі мала фазовий характер з чергуванням періодів зростання, спаду і знову зростання (рис. 1).



Рис. 1. Динаміка вмісту загального фосфору в *N. guadelupensis* за різної початкової концентрації фосфору в модельному водному середовищі.

Згідно сучасних теоретичних уявлень про кінетичні закономірності фосфорного обміну макрофітів такий характер динаміки може свідчити про формування адаптаційних механізмів регулювання фосфорного обміну при зміні концентрації мінерального фосфору у середовищі [6, 9].

На думку деяких дослідників [8], зі зростанням концентрації фосфатів у воді може відбуватися заміна механізму активного поглинання на інший, можливо дифузійний. Ймовірно

також, що в діапазоні більш високих концентрацій, окрім активного транспорту фосфору через клітинну мембрану, значну роль у його поглинанні рослиною починає відігравати механізм сорбції на поверхні, що сприяє більшому накопиченню фосфору в тканинах [6].

Слід відмітити, що концентрація фосфатів у воді всіх акваріумів, окрім контрольного, за 14 діб культивування різухи різко знизилася (рис. 2), що також свідчить про їх активне поглинання рослинами.

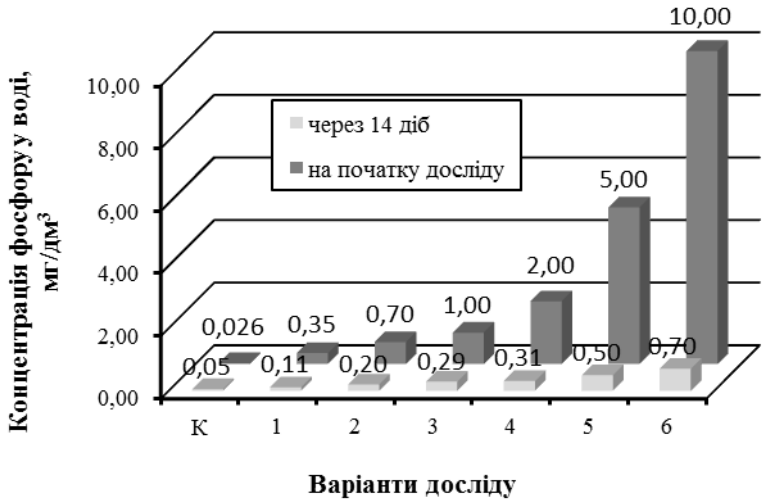


Рис. 2. Зміни концентрації фосфору у модельному водному середовищі через 14 діб культивування *N. guadelupensis*

Визначення вмісту загального фосфору через 14 діб експозиції різухи у воді акваріумів з різною початковою концентрацією фосфатів показало, що в контрольних рослинах спостерігалося значне зниження початкового вмісту загального фосфору (див. рис. 1), в той час як у воді акваріуму концентрація фосфатів зросла, тобто мало місце виділення фосфору рослинами у водне середовище (див. рис. 2). Це, очевидно, пов'язано з тим, що макрофіти можуть переходити від поглинання фосфору до його виділення за несприятливих фізіологічних умов, зокрема, у разі незбалансованості співвідношення біогенних елементів, насамперед дефіциту азоту [3].

Фазовий характер залежності поглинання фосфору від його концентрації у воді, властивий для різухи в гострих експериментах, за 14 діб помітно змінювався (див. рис. 1). Ймовірно, що за короткий час ферментні системи різухи не могли перебудуватися і пристосуватися до змінених умов існування. Однак, протягом 14 діб у рослин могли сформуватися захисні механізми регулювання метаболізму фосфору в умовах підвищеного фосфорного навантаження, про що свідчить зміна характеру кривих.

Вміст загального фосфору в тканинах різухи, який за перші 4 доби зріс у 1,1–1,6 рази внаслідок активного поглинання, через 14 діб культивування знову помітно знизився в усьому дослідженому діапазоні. Таким чином, зменшення концентрації фосфору у воді призвело до зниження його вмісту у тканинах рослини.

Спожитий мінеральний фосфор також міг бути метаболізований за час досліду. Для з'ясування цього було проведено визначення концентрації неорганічного фосфору в тканинах різухи, а також величини співвідношення $P_H/P_З$, яке є показником інтенсивності включення поглинутого фосфору у біосинтез фосфорорганічних сполук.

Виявлено (рис. 3А), що через 4 доби експозиції зі зростанням концентрації фосфатів у водному середовищі масова частка неорганічного фосфору в загальному його вмісті в рослині зростала, а через 14 діб знову знижувалася (рис. 3Б).

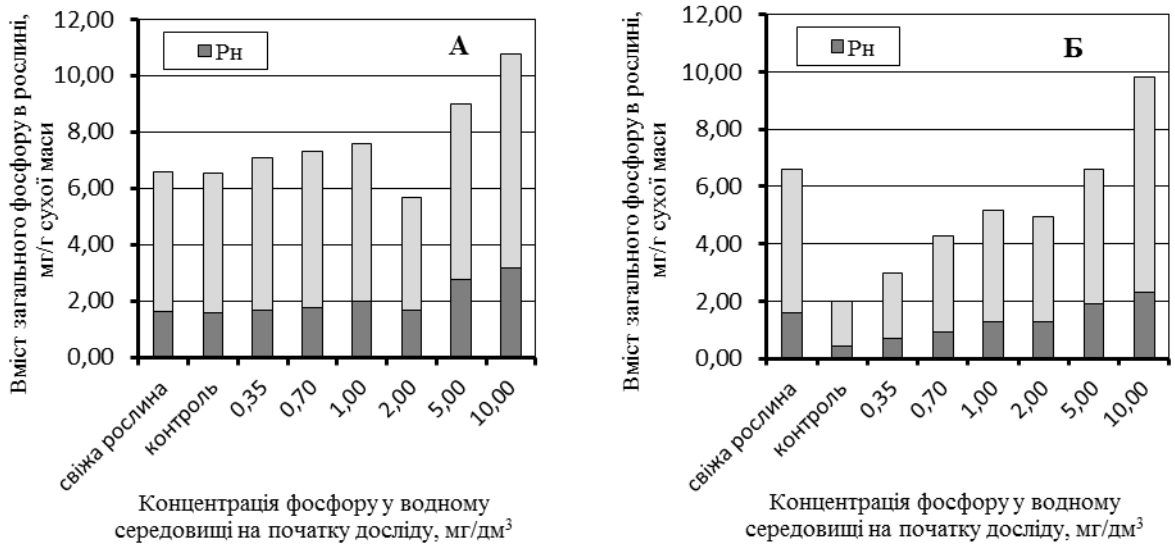


Рис. 3. Зміна масової частки неорганічного фосфору в загальному його вмісті у *Najas guadelupensis* на 4-ту (А) і 14-ту (Б) добу в модельному водному середовищі

Така динаміка, ймовірно, є наслідком метаболічних перетворень мінерального фосфору в процесі синтезу органічних речовин.

Висновки

Залежність інтенсивності споживання фосфору різухою від його концентрації у водному середовищі в гострих дослідах мала фазовий характер, зумовлений, ймовірно, різними механізмами поглинання. Тривалий вплив підвищених концентрацій фосфору призводив до змін в напрямку зростання швидкості вилучення фосфору із води, що може бути ознакою формування захисних механізмів регулювання фосфорного обміну за умов підвищеного фосфорного навантаження.

1. *Агрохімічний* аналіз / М. М. Городній, А. П. Лісовал, А. В. Бикін [та ін.]; за ред. М. М. Городнього. – К.: Арістей, 2005. – 468 с.
2. *Горбунова С. Ю.* Кинетика субстратзависимого роста водного гиацинта *Eichornia crassipes* (Martius.) / С. Ю. Горбунова, Н. В. Фомин // Біотехнологія. – 2012. – Т. 5, № 1. – С. 86–91.
3. *Дмитриева Н. Г.* Роль макрофитов в превращениях фосфора в воде / Н. Г. Дмитриева, Л. О. Эйнор // Водные ресурсы. – 1985. – № 5. – С. 101–110.
4. *Дмитриева Н. Г.* Формы и содержание фосфора в природной воде и определяющие факторы его круговорота / Н. Г. Дмитриева, Л. О. Эйнор // Водные ресурсы. – 1984. – № 4. – С. 110–120.
5. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; За ред. В. Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
6. *Поповичев В. Н.* Кинетические закономерности фосфорного обмена черноморской бурой водоросли *Cystoseira barbata* / В. Н. Поповичев, В. Н. Егоров // Морський екологічний журнал. – 2009. – Т.VIII, № 1. – С. 55–66.
7. *Починок Х. Н.* Методы биохимического анализа растений / Х. Н. Починок. – К.: Наукова думка, 1976. – 334 с.
8. *Силкин В. А.* Кинетика поглощения фосфатов и нитратов морской многоклеточной водорослью *Gelidium latifolium* (Grev.) Born. et Thur / В. А. Силкин, И. Н. Чубчикова // Известия РАН. Серия биологическая. – 2007. – № 2. – С. 1–8.
9. *Силкин В. А.* Поглощение элементов минерального питания *Laurencia papillosa* (Forsk.) Grev. (*Rhodophyta*) в процессе роста / В. А. Силкин, И. Н. Чубчикова, И.К. Евстигнеева // Альгология. – 2006. – Т. 16, № 1. – С. 37–46.
10. http://www.vodokanal.kiev.ua/index.php?option=com_content&view=article&id=1725&Itemid=93

Л.О. Горбатюк, Е.А. Пасичная, И.Г. Кукля, Н.А. Платонов
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ПОГЛОЩЕНИЕ ФОСФОРА ПОГРУЖЕННЫМ МАКРОФИТОМ *NAJAS GUADELUPENSIS* L. В МОДЕЛЬНОЙ ВОДНОЙ СРЕДЕ

Исследовано влияние концентрации фосфатов модельной водной среды на содержание фосфора в тканях *Najas guadelupensis* L. Показан фазный характер зависимости поглощения фосфора от его концентрации в воде. Выявлены признаки формирования защитных механизмов регулирования фосфорного обмена у растений в условиях длительной фосфорной нагрузки.

Ключевые слова: фосфор, фосфаты, макрофиты, поглощение, метаболизм, адаптация

L.O. Gorbatyuk, O.O. Pasichna, I.G. Kuklya, M.O. Platonov
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

PHOSPHORUS ABSORPTION BY THE SUBMERSED MACROPHYTE *NAJAS GUADELUPENSIS* L. IN THE MODEL AQUATIC ENVIRONMENT

The effect of increasing concentration of phosphates in the model aquatic environment on content of phosphorus in the tissues of *Najas guadelupensis* has been investigated. Phase character of dependence of phosphorus absorption by the plants from its concentration in the water has been found. The signs of formation in the plants their protective mechanisms of regulation of phosphorus metabolism under prolonged phosphorus load conditions have been revealed.

Keywords: phosphorus, phosphates, macrophytes, absorption, metabolism, adaptation

УДК 581.524:581.526.323:628.394(477-25)

О.А. ДАВИДОВ, Д.П. ЛАРІОНОВА

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ТРАНСФОРМАЦІЯ СТРУКТУРИ ЛІТОРАЛЬНОГО АЛЬГОЦЕНОЗУ МІКРОФІТОБЕНТОСУ РІЧКОВОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В МЕЖАХ ПРОМИСЛОВОЇ ЗОНИ М. КИЄВА

Розглянуто еколого-морфологічну структуру літорального альгоценозу мікрофітобентосу річкової частини Канівського водосховища в межах промислової зони м. Києва. Встановлено, що антропогенне забруднення поверхневим та точковим стоком призводить до суттєвої трансформації його структури, зміни співвідношення еколого-морфологічних груп бентонтів.

Ключові слова: мікрофітобентос, альгоценоз, еколого-морфологічна структура, антропогенне забруднення, річкова частина Канівського водосховища

Альгоценозам мікрофітобентосу та їх структурним елементам – еколого-морфологічним групам бентонтів притаманна специфічна чутливість до зміни певних чинників середовища, що обумовлює ефективне їх використання для біоіндикації стану водних об’єктів [1, 7, 8, 9].

Водна Рамкова Директива ЕС [10] при оцінці екологічного стану водних об’єктів пріоритетну роль надає біоіндикації за п’ятьма так званими біологічними елементами якості, до складу яких входить фітобентос.

Річкова частина Канівського водосховища в межах промислової зони м. Києва в районі Видубичів зазнає сильного антропогенного забруднення розсіяним та точковим стоком з території промислових підприємств та з численних міських колекторів поверхневого стоку.

Потрапляючи у прибережну зону, забруднення суттєво впливає на угруповання донних водоростей.

Дослідження реакції структурних елементів літорального альгоценозу мікрофітобентосу – еколого-морфологічних груп бентонтів на забруднення є актуальним завданням, оскільки за порушенням структури та рясності донного альгоценозу (порівняно з відповідними кількісними характеристиками еталонного альгоценозу) [9], може бути оцінена ступінь погіршення екологічного стану руслової частини Канівського водосховища в межах промислової зони м. Києва під впливом антропогенного забруднення.

До цього часу еколого-морфологічна структура літорального альгоценозу мікрофітобентосу річкової частини Канівського водосховища в межах промислової зони м. Києва в районі Видубичів не вивчалась.

Мета роботи полягає у характеристиці еколого-морфологічної структури літорального альгоценозу мікрофітобентосу річкової частини Канівського водосховища в межах промислової зони м. Києва, визначенні співвідношення його структурних елементів – еколого-морфологічних груп бентонтів та їх реакції на антропогенне забруднення.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом послужили результати досліджень мікрофітобентосу основного русла річкової частини Канівського водосховища в межах промислової зони м. Києва в районі Видубичів (26,5 км нижче греблі Київської ГЕС) у літній період 2014 р.

У місцях відбору проб донні ґрунти були представлені слабо замуленим піском, швидкість течії не перевищувала 0,2-0,3 м/с та характеризувалась як помірна [4].

Проби мікрофітобентосу відбирали у літоральній зоні на глибині 1,0 м мікробентометром МБ-ТЕ у трьох повторностях. Відбір та камеральну обробку проб проводили за загальноприйнятою методикою [3]. Для визначення діатомових водоростей виготовляли препарати з використанням спеціальних середовищ.

Ценологічний аналіз здійснювали на основі еколого-флористичного підходу з використанням принципів методу Браун-Бланке, адаптованого до мікрофітобентосу [5, 7].

Еколого-морфологічні групи мікрофітобентосу, що об’єднують види з подібними екологічними та морфологічними ознаками, проаналізовані з урахуванням відомостей, отриманих при вивченні донних водоростей у різнотипних водних об’єктах України [1, 2, 4, 6, 7].

Кількісні показники еколого-морфологічних груп бентонтів (видове багатство, чисельність, біомаса) приведені до однакової розмірності та виражені у відсотках від загальних кількісних величин бентонтів [1, 7, 9], що дозволило розрахувати мультиметричний показник як середньоарифметичне значення декількох [9].

Результати досліджень та їх обговорення

У мікрофітобентосі річкової частини Канівського водосховища в межах промислової зони м. Києва в районі Видубичів у мілководній зоні на глибині 1,0 м на слабо замуленому піску вегетує альгоценоз *Staurosira construens* Ehrenb. + *Melosira varians* C. Agardh.

Даний альгоценоз належить до групи альгоценозів *Staurosira construens* і є типовим для літоральної зони річкової частини Канівського водосховища на піщаних або слабо замулених донних грунтах [7, 9].

У структурі мікрофітобентосу виділено 6 еколого-морфологічних груп водоростей (ЕМГ), до складу яких входять як бентонти (Б) – автохтонні компоненти альгоугруповання, так і аллохтони (А) – планктонти та перифітонти – водорості, що потрапили на дно з інших біотопів [6].

Бентонти, які формують альгоценоз мікрофітобентосу, розділені на ЕМГ літоральних евритопних діатомових, крупних діатомових, дрібних та середніх діатомових, ниткуватих синьозелених водоростей. Аллохтони представлені двома ЕМГ: планктонти та перифітонти.

Літоральні евритопні діатомові (ЕМГ Блед) представлені факультативними бентонтами, серед яких великою рясністю вирізняються *Staurosira construens* та *Melosira varians*. Частка

ЕМГ Блед у видовому багатстві бентонтів складає близько 34 %, у чисельності – 15, у біомасі – 33 %.

Крупні діатомові водорості (ЕМГ Бкд) з об'ємом клітин вище 20 тис. мкм³ формують 4 % видового багатства, менше 1 % чисельності та 2 % біомаси бентонтів. Представлені істинно донною формою – *Cymbella lanceolata* C. Agardh.

Дрібні та середні діатомові водорості (ЕМГ Бдсд) найбільш багаточисленні серед бентонтів – їх частка складає до 52 % видового багатства, 17 % чисельності та 63 % біомаси. Переважно це облігатні бентонти: *Aneumastus tuscula* (Ehrenb.) D.G.Mann and Stickle, *Craticula cuspidata* (Kütz.) D.G.Mann, види роду *Navicula* (*N. capitata* Ehrenb., *N. cryptocephala* Kütz., *N. radiosa* Kütz. та ін.).

Ниткуваті синьозелені водорості (ЕМГ Бнс) сформовані як облігатними, так і факультативними бентонтами: *Oscillatoria amphibia* C. Agardh та *O. agardhii* Gom. Частка ЕМГ Бнс серед бентонтів досягає 9 % видового багатства, 67 % чисельності та 3 % біомаси.

Планктонти (ЕМГ Апл) передставлені у мікрофітобентосі діатомовими, зеленими та евгленовими водоростями; перифітонти (ЕМГ Апр) – виключно діатомовими водоростями.

Порівняння співвідношення структурних елементів літорального альгоценозу мікрофітобентосу – еколого-морфологічних груп бентонтів (за видовим багатством, чисельністю, біомасою) у річковій частині Канівського водосховища у межах промислової зони Видубичів з аналогічними характеристиками в еталонних умовах дозволили виявити їх реакцію на антропогенне забруднення.

У типовому для літоральної зони альгоценозі мікрофітобентосу у Канівському водосховищі за сприятливих умов частка ЕМГ Блед досягає у середньому по вертикалі близько 25–30% видового багатства, 60–80% чисельності та 40–50% біомаси бентонтів (мультиметричний показник 40-50%) [8]; на ділянці в межах промислової зони Видубичів частка ЕМГ Блед у чисельності та біомасі бентонтів (див. вище) зменшується (мультиметричний показник не перевищує 27%).

Результати досліджень показали, що найбільш чітко на антропогенне забруднення реагує ЕМГ Бнс. У річковій частині Канівського водосховища у якості еталонних вихідних величин для ЕМГ Бнс у альгоценозі *Staurosira construens + Melosira varians* прийнято у середньому 4–6% кількості видів, 8-12% чисельності, 1-2% біомаси бентонтів (мультиметричний показник 4-6%) [7, 9]. За умов інтенсивного антропогенного забруднення на ділянці, що досліджувалась,частка ЕМГ Бнс серед бентонтів (див. вище) збільшувалась у декілька разів порівняно з еталонними значеннями за всіма показниками (мультиметричний показник досягав 26%). Такі високі значення мультиметричного показника для ЕМГ Бнс вказані і для інших ділянок річкової частини Канівського водосховища, що зазнають сильного антропогенного забруднення. Зокрема, у районі виходу в основне русло скидного каналу Бортницької станції аерації мультиметричний показник досягав 36%; у літоральній зоні основного русла нижче зат. Собаче Гирло, куди потрапляє забруднена вода з колектору поверхневого стоку з урбанізованої території – до 28% [9].

Таким чином, ЕМГ Бнс є досить надійним біоіндикатором сильного антропогенного забруднення, реагуючи збільшенням частки у видовому багатстві, чисельності та біомасі бентонтів.

Висновки

Встановлено, що у річковій частині Канівського водосховища в межах промислової зони м. Києва в районі Видубичів на мілководді формується типовий для літоралі дніпровських водосховищ альгоценоз *Staurosira construens + Melosira varians.*

У структурі мікрофітобентосу виділено 6 еколого-морфологічних груп. Еколого-морфологічними групами бентонтів , які відіграють основну роль у альгоценозі мікрофітобентосу є ЕМГ літоральних евритопних діатомових, крупних діатомових, дрібних та середніх діатомових, ниткуватих синьозелених водоростей. Аллохтони представлені ЕМГ планктонтів та перифітонтів.

Виявлено, що літоральний альгоценоз зазнав суттєвої трансформації, яка проявляється у зміні співвідношення його структурних елементів – еколого-морфологічних груп бентонтів та відхиленні їх кількісних показників від еталонних величин.

Показано, що найбільш чітко реагує на сильне антропогенне забруднення ЕМГ бентосних ниткуватих синьозелених водоростей – її частка серед бентонтів збільшується у декілька разів за всіма кількісними показниками.

1. *Давидов О. А*. Структурні компоненти мікрофітобентосу як індикатори впливу антропогенних чинників на водні об'єкти / О. А. Давидов // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2009. – № 3(40). – С. 47–56.
2. *Давыдов О. А*. Эколого-морфологическая структура микрофитобентоса Русановского пролива / О. А. Давыдов, Д. П. Ларионова // Альгология. – 2014. – № 24(3). – С. 302–305.
3. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В. Д.Романенка. – НАН України, Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
4. *Оксиюк О. П.* Донная растительность речного участка Каневского водохранилища / О. П. Оксиюк, О. А. Давыдов, Т. Н. Дьяченко, Г. В.Меленчук, О. С. Таращук. – К.: Институт гидробиологии НАНУ, 2005. – 40 с.
5. *Оксиюк О. П.* Применение метода Браун-Бланке при ценологическом анализе микрофитобентоса // О. П. Оксиюк, О. А. Давыдов, Г. В. Меленчук // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, №5. – С. 101–104.
6. *Оксиюк О. П.* Эколого-морфологическая структура микрофитобентоса / О. П. Оксиюк, О. А. Давыдов, Ю. И. Карпезо // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, №6. – С. 15–27.
7. *Оксиюк О. П.* Альгоценозы микрофитобентоса водохранилищ Днепра и Днепровско-Бугской устьевой области / О. П. Оксиюк, О. А. Давыдов // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, №2. – С. 48–70.
8. *Оксиюк О. П.* Микрофитобентос как биоиндикатор состояния водных экосистем / О. П. Оксиюк, О. А. Давыдов, Ю. И. Карпезо // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, № 5. – С. 75–89.
9. *Оксиюк О. П.* Санитарно-гидробиологическая оценка состояния речной части Каневского водохранилища на основе структурних показателей альгоценозов микрофитобентоса / О. П. Оксиюк, О. А. Давыдов, Ю. И. Карпезо // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, №3. – С. 57–72.
10. *Directive* 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy// Official Journal of the European Communities. – 2000. – L. 327, 22.12. – 72 p.

О.А. Давыдов, Д.П. Ларионова
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ТРАНСФОРМАЦИЯ СТРУКТУРЫ ЛИТОРАЛЬНОГО АЛЬГОЦЕНОЗА МИКРОФИТОБЕНТОСА РЕЧНОЙ ЧАСТИ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В ПРЕДЕЛАХ ПРОМЫШЛЕННОЙ ЗОНЫ Г. КИЕВА

Рассмотрена эколого-морфологическая структура литорального альгоценоза микрофитобентоса речной части Каневского водохранилища в пределах промышленной зоны г. Киева. Установлено, что антропогенное загрязнение поверхностным и точечным стоком приводит к существенной трансформации его структуры, изменению соотношения эколого-морфологических групп бентонтов.

Ключевые слова: микрофитобентос, альгоценоз, эколого-морфологическая структура, антропогенное загрязнение, речная часть Каневского водохранилища

O.A. Davydov, D.P. Larionova
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

TRANSFORMATION OF STRUCTURE OF LITTORAL ALGAL CENOSIS OF MICROPHYTOBENTHOS OF THE RIVER SECTION OF THE KANIV RESERVOIR WITHIN THE LIMITS OF KYIV INDUSTRIAL ZONE

Ecological and morphological structure of littoral algal cenosis of microphytobenthos of the river section of the Kaniv reservoir within the limits of Kyiv industrial zone was considered. Antropogenic

pollution by diffuse and point flow was shown to result in significant modification of its structure and change of relation of ecologic-morphological groups of benthic algae.

Keywords: microphytobenthos, algal cenosis, ecological and morphological structure, antropogenic pollution, river part of the Kaniv reservoir

УДК 574.65

А.І. ДВОРЕЦЬКИЙ, Л.А. БАЙДАК

Дніпропетровський державний аграрно-економічний університет
вул. Ворошилова, 25, Дніпропетровськ, 49600, Україна

РОЛЬ ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ГІДРОБІОЛОГІЧНОЇ ШКОЛИ У ДОСЛІДЖЕННІ ВОДОЙМ ПРИДНІПРОВ`Я

Описана історія формування та розвитку дніпропетровської гідробіологічної школи, яка спеціалізується на дослідженні техногенно-трансформованих екосистем водойм Середнього Придніпров'я у період 30-х – 90-х рр. XX ст.

Ключові слова: дніпропетровська гідробіологічна школа, Д.О. Свіренко, техногенно-трансформовані прісноводні екосистеми, планктон, зообентос, іхтіофауна

Дніпропетровська гідробіологічна школа стала визначним явищем гідробіологічної науки України XX століття. Формування її колективу розпочалося під час проведення комплексних гідробіологічних досліджень оцінки впливу будівництва Дніпровської гідроелектростанції (Дніпрогесу) (30-ті рр. XX ст.) на природне водне середовище. Будівництво Дніпрогесу успішно вирішило проблему дніпровських порогів, які на протязі багатьох століть перешкоджали суцільній навігації по Дніпру. Однак, докорінна зміна гідрологічного режиму Дніпра стала непрогнозованим впливом людини на природу і обумовило ініціативу видатного українського гідробіолога проф. Дмитра Онисифоровича Свіренка (24. X. (5. XI). 1888 – 26. XI. 1944) про необхідність дослідження трансформації гідробіологічного стану Дніпра [1, 9, 10]. В серпні 1927 року було засновано Дніпропетровську державну гідробіологічну станція, яка стала базою зародження і формування колективу дніпропетровських вчених-гідробіологів. Зокрема, експедиційна діяльність колективу, очолюваного проф. Д. О. Свіренком, дозволила підготувати повний опис фізико-хімічних та біологічних особливостей водних екосистем колишньої порожистої частини Дніпра, трансформованої в екосистему новоствореної водойми – Дніпровського водосховища. Дослідження процесів формування Дніпровського водосховища колективом дніпропетровських гідробіологів проводилися за багатьма напрямами. У «Вступі» до монографії «Дніпровське водосховище» проф. Д. О. Свіренко називає «розділи, доручені окремим авторам, в тому порядкові, в якому ці розділи вміщені далі: 1. Опис дослідженої дільниці і змін в ній, викликаних затопленням. Водна макроскопічна рослинність. Швидкість, прозорість і терміка води – проф. Свіренко Д. О. 2. Гідрохемічні дослідження – доц. Гусинська, С. А. 3. Донні відкладення – т. Калітаєва Л. С. 4. Фітопланктон – проф. Свіренко Д. О. 5. Зоопланктон водосховища – доц. Мельніков, Г. Б. 6. Зоопланктон заток водосховища – доц. Рожко-Рожкевич С. І. 7. Мікрофітобентос водосховища – доц. Гордієнко, М. О. 8. Мікрофітобентос заток водосховища – т. Цимбалюк В. А. 9. Зообентос водосховища – доц. Берестов, О. І. 10. Зообентос заток водосховища – тт. Берестов О. І., Журавель П. О., і Приходько В. П. 11. Іхтіофауна водосховища – доц. Короткий, Й. І. 12. Mollusca водосховища – доц. Журавель, П. О. 13. Oligochaeta водосховища – доц. Ярошенко, М. Ф.». [2]. Детальний аналіз результатів гідроекологічних досліджень процесів формування Дніпровського водосховища розкриває конкретні зміни, що відбулися в кожній зі складових водної екосистеми бувшої порожистої частини Дніпра. Змінилася **гідрологія** нового водоймища. Замість високих, крутих та скелястих берегів порожистої ділянки Дніпра, береги

Дніпровського водосховища стали плоскими та похилими; зникли пороги; разом з ними зникли і раніше існуючі острови (за винятком верхівок таких островів, як Таволжаний), водночас виникли нові острови (наприклад в гирлі р. Вороної). Глибини у Дніпровському водосховищі стали досягати в середньому 20 м. Гідрологічні та гідрохімічні зміни у новому водоймищі, обумовили зміни біотичних факторів водної екосистеми. Кількісні та якісні зміни альгоценозів **фітопланктону** в процесі формування Дніпровського водосховища вивчав проф. Д. О. Свіренко, При оцінці якісного стану фітопланктону вивчалась систематика фітопланктону, його просторовий розподіл та зміни, що виникли в процесі підтопу. **Зоопланктон** порожистої ділянки р. Дніпра під впливом побудування греблі Дніпрогесу, за даними Г. Б. Мельникова, також зазнав значних змін. В додніпробудівській період в зоопланктоні кількісно і якісно домінували коловертки (97,47%); інші групи були представлені таким чином: веслоногі – 3,45%; гіллястовусі рачки 0,08%. В затоплених ділянках, замість коловерток, починають домінувати веслоногі та гіллястовусі рачки. Відбулися зміни і у **зообентосі** водосховища. **Зообентос** порожистої ділянки р. Дніпра, його продуктивність та зміни під впливом спорудження греблі Дніпрогесу вивчали доц. О. І. Берестов та доц. П. О. Журавель. Біологічна продуктивність бентофауни усієї площі дна порожистої частини до змін дорівнювала більше 590 тонн. Біомаса бентофауни піщаного грунту порожистої ділянки Дніпра складала 53 кг/га, а кам`янистого грунту – 88 кг/га. Зі створенням Дніпровського водосховища різко змінилася порожиста частина р. Дніпра. Після створення Дніпровського водосховища та накопичення на його дні мулу, біопродуктивність дна збільшилась, досягаючи у нижніх ділянках водосховища до 300 кг/га. В 1932 р. на 1 $м^2$ в середньому знаходилося 10680 екз. тварин, в той час як до підняття води ні на одному з грунтів такої кількості організмів не спостерігалося. Після створення Дніпровського водосховища та накопичення на його дні мулу, біопродуктивність дна збільшилась, в 1932 стала досягати у нижніх ділянках водосховища до 885 кг/га. Іхтіофауна та весь комплекс **іхтіолого-рибницьких** робіт, з моменту заснування Дніпропетровської гідробіологічної станції, займав провідне місце в дослідженнях дніпропетровських гідробіологів. У додніпрогесівський період, на порожистій ділянці Дніпра щорічно виловлювали більщ ніж 50000 пудів риби, з яких до 500 пудів припадало на осетра і більш ніж 500 пудів – на оселедця. З приток порожистої ділянки Дніпра помітне рибальство було в Самарі (від гирла до м. Новомосковська), в гирлі якої зустрічалися такі прохідні та напівпровідні види: білуга, осетр, оселедець, вирезуб та інші. Найбільш видатне місце у рибодобичі на порожистій частині Дніпра належить таким видам як підуст, усач (марена), налим, белізна, жерех, що в масових кількостях мешкали безпосередньо на порогах і там нерестилися (Сироватський та Гудимович, 1927). В роботах І. І. Короткого наводяться детальні повідомлення про іхтіофауну порожистого Дніпра. Він відмічає, що якщо до спорудження греблі, в порожистій частині Дніпра були широко розповсюджені реофільні види риб – усач, підуст, жерех, голавль, налим та інші, то після спорудження греблі зайняли лімнофільні форми – плітка, лящ, краснопірка та інші. І. І. Короткий з риб порожистої ділянки Дніпра наводить 46 видів і 1 підвид риб та рибоподібних, що населяли води ріки. Деякі з них були прохідними та напівпровідними формами: білуга, осетр, севрюга, оселедець понтичний, тарань, рибець, вирезуб та інші. За даними І. Я. Сироватського та П. К Гудимовича [184] (1927), Ф. Ф. Єгермана (1929), Л. С. Берга (1948), С. П. Федія (1952), П. Г. Сухойвана (1956), В. І. Владимирова, П. Г. Сухойвана та К. С. Бугая (1963), осетрові та оселедець для нересту піднімалися значно вище порогів, особливо високо по Дніпру піднімалися білуга та стерлядь. В пороги та дещо вище порогів для нересту піднімалися і деякі напівпровідні риби (коропові – тарань, рибець, вирезуб та інші). В порожистій частині Дніпра деякі з риб – представників фауни лимано-каспійського комплексу були і постійними мешканцями: стерлядь, бички (5 видів). Після спорудження греблі Дніпрогесу іхтіофауна водосховища змінилася, змінився її видовий склад. Результати вивчення перших стадій становлення гідрофауни, у тому числі і іхтіофауни, в умовах зарегулювання порожистої ділянки Дніпра та первинного формування гідрологічного режиму водосховища надруковані в монографії Д. О. Свіренка «Дніпровське водосховище». Створення Дніпровського водосховища, погіршило умови відтворення для багатьох видів, привело до подальшого спрощення структури іхтіоценоза, його

незбалансованості. Зникають прохідні та напівпровідні види, деякі реофіли новоствореного водосховища. З початку створення Дніпровського водосховища, дніпропетровські іхтіологи та рибники ініціювали питання про необхідність його рибогосподарського використання, приймали активну участь в організації у Вільнянці, на берегу водосховища, рибзаводу. В 1932 р. з ініціативи професора Д. О. Свіренка, були проведені досліди з проблеми «Однорічне рибне господарство». На озері в селі Березанівка вивчалася можливість вирощування, на протязі одного вегетаційного періоду, з ікринки коропа рибу товарного розміру (400 гр.). На основі даних вивчення гідроекологічних процесів формування Дніпровського водосховища (1927 – 1935 рр.) вченими дніпропетровської гідробіологічної школи під керівництвом проф. Д. О. Свіренка, було засновано новий напрям гідробіології – **гідробіологію водосховищ** (гідробіологію техногенно-трансформованих прісноводних екосистем). Ці роботи стали першими дослідженнями такого плану в Україні. Теоретичною основою гідробіології водосховищ стало положення про те, що фундаментальні зміни гідрологічного, гідрохімічного та гідробіологічного режимів первинного водоймища (порожистої ділянки Дніпра), обумовлені гідротехнічним будівництвом (спорудженням Дніпрогесу), викликають докорінні зміни у кількісному та якісному стані всіх біотичних складових водної екосистеми новоствореного водоймища (Дніпровського водосховища): планктону, бентосу, перифітону, вищої водної рослинності, іхтіофауни і т. д. В постанові прийнятій після доповіді професора Д. О. Свіренка на Всесоюзній нараді з водосховищ, в Москві, в інституті ВОДГЕО (1934 р.), говорилося: «Совещание отмечает большую ценность исследований Д. О. Свиренко и его учеников, изучавших Порожистую часть Днепра до затопления и продолжающих изучать водохранилище. Такая работа на одном из крупных водохранилищ в мире не имеет прецедента в научной литературе.». В 1934 році професора Д. О. Свіренко було обрано член-кореспондентом АН УРСР.

В подальшому, учні та послідовники проф. Д. О. Свіренка (проф. Г. Б. Мельников, проф. П. О. Журавель, проф. І. П. Луб'янов, проф. С. П.Федій, проф. А. І. Дворецький та інш.) значно розширили географію та проблематику досліджень. Вивчення процесів формування Каховського і Дніпродзержинського водосховищ на Дніпрі; гідробіологічного стану річок Донбасу, Приазов’я стали вагомим внеском до знань гідробіологічної науки. Представники дніпропетровської гідробіологічної школи заснували або значно поглибили ряд новаторських напрямів гідробіології. Під керівництвом проф. Петра Олексійовича Журавля проводилися науково-дослідні роботи зі **збагачення кормової бази риб природними, кормовими для риб, ресурсами,** шляхом акліматизації представників лимано-каспійської фауни (поліхети-амфаретиди, молюски, ракоподібні – амфиподи, кумацеї, мізиди, гамариди, кумацеї і т. д. та інш.) [6]. Під керівництвом проф. Анатолія Івановича Дворецького проводилися розробка **технологій вирощування цінних видів риб на підігрітих скидних водах енергетичних об’єктів** (Придніпровська ДРЕС) [5]. Зародження та подальший розвиток **космічної гідробіології** в Україні тісно пов'язане з ім'ям проф. Георгія Борисовича Мельникова [4, 8]. В кінці 50-х – на початку 60-х рр. під керівництвом проф. Івана Павловича Лубянова, були закладені основи **прісноводної радіоекології** [7]. Також, комплекс досліджень, проведених під керівництвом проф. І. П. Лубянова, став вагомим внеском у розвиток **технічної гідробіології** [3]. Дослідження проф. Сергій Петрович Федія з оцінки впливу негативних антропогених факторів на санітарно-гідробіологічний режим та іхтіофауну водойм степової зони України стали основою становлення в Україні **водної токсикології**.

Все вищеозначене дає можливість стверджувати, що дніпропетровська гідробіологічна школа стала визначним явищем гідробіологічної науки України XX століття.

1. *Байдак Л. А*. Діяльність видатного українського гідробіолога Д. О. Свіренка в період побудови Дніпрогесу (1927–1941 рр.) / Л. А. Байдак // Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Історя і філософія науки і техніки» / відп. редактор Савчук В. С. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ ім. О. Гончара, 2013. – Т. 21, № 1/2. – С. 126–132.
2. *Вісник* Дніпропетровської Гідробіологічної Станції. Дніпровське водосховище. Т. III. – Дніпропетровськ: 7-ма Поліграфічна фабрика ім. 25-річчя ВКП (б), 1938. – 395 с., т. IV. – Д. : 7-ма Поліграфічна фабрика ім. 25-річчя ВКП (б), 1938. – 306 с. т. V. – Д. : 7-ма Поліграфічна фабрика

ім. 25-річчя ВКП (б), 1939. – 248 с., т. VI. – Д. : 7-ма Поліграфічна фабрика ім. 25-річчя ВКП (б), 1939. – 159 с., т. VII. – Д. : 7 Полиграффабрика, 1941. –158 с.

3. *Дворецкий А. И.* Роль днепропетровской гидробиологической школы в изучении биологии дрейссены и развитии технической гидробиологии / А. И. Дворецкий, Л. А. Байдак // Дрейссениды: эволюция, систематика, экология: лекции и материалы докладов 1-ой Международной школы-конференции. – Борок, 2008. – С. 3–9.
4. *Дворецький А. І.* Перспективи аквакультури в умовах космічних польотів / А. І. Дворецький, Л. А. Байдак // Рибогосподарська наука України. – 2009. – № 2(8). – С. 15–20.
5. *Дворецький А. І.* Індустріальна аквакультура Дніпропетровської області: історія, досягнення, перспективи / А. І. Дворецький, М. А. Сидоров, Л. А. Байдак // Рибогосподарська наука України. – 2009. – № 4(10). – С. 4–10.
6. *Журавель П. О.* Акклиматизация кормовой лиманно-каспийской фауны в водохранилищах и озерах СССР / П. О. Журавель. – Дніпропетровськ: РИО ДГУ, 1974. – 124 с.
7. *Лубянов И. П.* Об изучении радиоактивности донных животных пресноводных водоёмов / И. П. Лубянов // Радиобиология. – 1962. – Т. 2, вып. 2. – С. 255–258.
8. *Мельников Г. Б.* Задачи гидробиологии в связи с освоением космического пространства / Г. Б. Мельников // Вопросы гидробиологии. – М., 1965. – С. 283–285.
9. *Радзимовский Д. А.* Дмитрий Онисифорович Свиренко (1888–1944) / Д. А. Радзимовский // Гидробиол. журн. – 1969. – Т. 5, № 2. – С. 91–93.
10. *Свіренко Д. О.* Дніпропетровська Гідробіологічна станція та її науково-дослідча робота / Д. О. Свіренко // Вісник Дніпропетровської гідробіологічної станції. Т. І. / під ред. проф. Д. О. Свіренка. – Дніпропетровськ: Друкарня пам'яти «Перекопу», 1929. – С. 3–7.

А.И. Дворецкий, Л.А. Байдак
Днепропетровский государственный аграрно-экономический университет, Украина

РОЛЬ ДНЕПРОПЕТРОВСКОЙ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОЙ ШКОЛЫ В ИССЛЕДОВАНИИ ВОДОЕМОВ ПРИДНЕПРОВЬЯ

Описана история формирования и развития днепропетровской гидробиологической школы, специализирующейся на исследовании техногенно-трансформированных экосистем водоемов Среднего Приднепровья в период 30-90-х гг.XX ст.

Ключевые слова: днепропетровская гидробиологическая школа, Д.О.Свиренко, техногенно-трансформированные пресноводные экосистемы, планктон, зообентос, ихтиофауна

A.I. Dvoretsky, L.A. Baydak
Dnipropetrovsk State Agrarian and Economic University, Ukraine

THE ROLE OF SCHOOL IN DNEPROPETROVSK HYDROBIOLOGICAL IN STUDY OF PRIDNEPROV`E PONDS

The history of formation and development of the Dnipropetrovsk hydrobiological school specializing in the study of technogenically-transformed ecosystems of water bodies of the Middle Dnieper is described for the period of 30-90th years of XX century.

Keywords: Dnipropetrovsk hydrobiological school, D.O.Svirenko, man-caused transformed freshwater ecosystems, plankton, zoobenthos, ichthyofauna

УДК 504.054: [582.28:639.215.2]

Н.Р. ДЕМЧЕНКО

Чернігівський національний педагогічний університет імені Т.Г. Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів, 14013, Україна

ЗМІНИ КІЛЬКІСНОГО ТА ЯКІСНОГО СКЛАДУ МІКРОМІЦЕТІВ ПОВЕРХНІ ШКІРИ ТА ЗЯБЕР *CYPRINUS SPECULARIS* ЯК ВІДПОВІДЬ НА ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ПОЛЮТАНТАМИ

Досліджено склад мікобіоти поверхні шкіри та зябер *Cyprinus specularis.* Виділено та ідентифіковано мікроскопічні гриби 7 видів 5 родів відділу *Ascomycota* та групи *Anamorphic fungi*. Серед переважаючих у комплексі представників *Anamorphic fungi* були гриби роду *Aspergillus.* Відмічено стимулюючу дію порошку на розвиток мікроскопічних грибів родів *Aspergillus* та *Cladosporium.* Розвиток мікофлори, асоційованої з поверхнею шкіри та зябер *Cyprinus specularis* за дії Зенкору, пригнічується.

Ключові слова: мікобіота, Cyprinus specularis, лаурилсульфатвмісний синтетичний миючий засіб, Зенкор

Нині у рибній галузі ведуться широкі дослідження щодо селекції, розведення, годівлі, генетики риб, гідрохімії та гідробіології, проте мало уваги приділяється дослідженню мікроорганізмів, які є постійними асоціантами поверхні шкіри та зябер риб. Мікроміцети, асоційовані з рибами, належать до різних таксономічних груп. Серед них зареєстровані представники класів *Chytridiomycetes, Oomycetes, Zygomycetes, Ascomycetes, Deuteromycetes.* Найбільш дослідженими є представники класу *Oomycetes* – сапролегнієві гриби, з яких біля 40 видів відомі як паразити прісноводних риб [4].

Забруднення водних екосистем набуло комплексного характеру і потребує розвитку методів його визначення. Для оцінки реальної загрози дії потенційно токсичних хімічних речовин на організм риби і середовище її існування використовують різні види моніторингу, серед яких важливе місце має екологічний – контроль за станом біоти [1, 7]. Зокрема, зміни кількісного і якісного складу мікроскопічних грибів на певний тип забруднення є важливими показниками при оцінці антропогенного навантаження на гідробіонти. Важливість даних про зміни у видовому складі та чисельності мікроорганізмів поверхні шкіри та зябер риб полягає у тому, що це є сигналом ще до того, як полютанти, потрапляючи в організм риби, призведуть до патоморфологічних змін органів і тканин.

Метою роботи було дослідження складу мікобіоти поверхні тіла та зябер *Cyprinus specularis* і впливу на її розвиток лаурилсульфатвмісного синтетичного миючого засобу та гербіциду Зенкор.

Матеріал і методи досліджень

Досліди з вивчення впливу синтетичного миючого засобу та гербіциду Зенкор на розвиток мікобіоти поверхні тіла та зябер риби проводили в лабораторних умовах на коропах дволітках (*Cyprinus specularis*). Під час експерименту риб утримували в 250-літрових акваріумах із відстояною водопровідною водою (40 л води на 1 екземпляр риби). Дослідження проводили в осінньо-зимовий період впродовж 14 діб за температури води 8±2 °С, pH 7,80±0,28; вміст O_2 у воді становив 5,8±0,5 мг/дм^3. Підтримували постійну аерацію та температуру води, яка була близькою до природної. Заміну води проводили кожні 3 доби. Для моделювання забруднення у воду вносили лаурилсульфатвмісний синтетичний миючий засіб, надалі СМЗ, та гербіцид Зенкор (4-аміно-6-*трет*бутил-3(метилтіо)-1,2,4-триазін-5(4Н)-он) у концентрації, що відповідала двом гранично допустимим. Контролем були мікроміцети поверхні шкіри та зябер риб, що перебували у воді акваріумів без додавання забруднювачів.

Відбір проб для мікробіологічного дослідження здійснювали зі шкіри та зябер *Cyprinus specularis* за загальноприйнятими методиками [1, 5]. Виявлення мікроскопічних грибів

проводили методом накопичення в чашках Петрі [5] з використанням агаризованого середовища Чапека (АЧ). Виділення мікроміцетів проводили методом розведення [5]. Культивування досліджених зразків проводили за температури 26–28 °С. Ізольовані культури вивчали за допомогою оптичного мікроскопу (×100) Delta Optical Genetic Pro Polska за прийнятою в мікологічних дослідженнях методикою [5]. Частоту трапляння видів (родів) мікроскопічних грибів визначали у відсотках, як відношення числа проб, в яких даний вид (рід) траплявся, до загальної кількості проб [ДСТУ]: P = n/N × 100 (%), де n – кількість проб, в яких виявлено даний вид (рід); N – загальна кількість відібраних та досліджених проб.

Ідентифікацію мікроміцетів до роду проводили на основі їх морфолого-культуральних особливостей, використовуючи визначники вітчизняних та зарубіжних авторів [2, 6]. Допомогу по ідентифікації до виду виділених мікроскопічних грибів надано Юр'євою О. М. (відділ фізіології і систематики мікроміцетів Інституту мікробіології та вірусології НАН України ім. Д. К. Заболотного).

Результати досліджень та їх обговорення

Дослідження мікроорганізмів асоційованих з поверхнею шкіри та зябер *Cyprinus specularis* показало наявність бактерій та мікроскопічних грибів. Встановлено, що до складу мікробного ценозу поверхні шкіри та зябер *Cyprinus specularis* входять бактерії родів *Micrococcus* та *Pseudomonas*.

У результаті мікологічного аналізу змиву з поверхні шкіри та зябер *Cyprinus specularis* було виділено 16 культур грибів. Таксономічний аналіз виділених грибів дозволив віднести їх до 7 таксонів в рангу виду із 5 родів, 4 родин, 4 порядків, 2 класів відділу *Ascomycota* і групи *Anamorphic fungi* (табл. 1). Всі виділені мікроміцети виявляються не лише на рибі, вони зустрічаються в ґрунті, воді та інших субстратах рослинного і тваринного походження [7].

З поверхні шкіри коропа виділено гриби, що відносяться до 5 родів. Серед них ідентифіковані *Aspergillus carneus, A. parasiticus, A. versicolor, Cladosporium herbarum, Fusarium avenaceum, Mycelia sterilia, Phoma* sp. Слід зазначити, що представники родів *Phoma, Fusarium, Cladosporium* є патогенними і можуть викликати захворювання і навіть загибель риби. Гриби *Aspergillus carneus*, *Cladosporium herbarum, Fusarium avenaceum*, *Phoma* sp. були присутні тільки на поверхні шкіри.

Мікроміцети, виділені зі зябер риб відносяться до 2 родів. Встановлено, що на зябрах, так як і на поверхні шкіри переважали представники роду *Aspergillus.*

Таблиця 1

Видовий склад комплексу мікроскопічних грибів виділених з поверхні шкіри та зябер *Cyprinus specularis*

Вид грибів	Частота трапляння, %	Шкіра	Зябра
Aspergillus carneus (Tiegh.) Blochwitz	14,3	+	–
Aspergillus parasiticus Speare	14,3	+	+
Aspergillus versicolor (Vuill.) Tiraboschi	42,8	+	+
Cladosporium herbarum (Pers.) Link ex Gray	28,6	+	–
Fusarium avenaceum (Fr.) Sacc.	14,3	+	–
Mycelia sterilia (orang)	14,3	+	+
Phoma sp.	28,6	+	–

Примітка. «–» означає відсутність гриба у зразках

Домінуючих видів мікроміцетів, частота трапляння яких складала б більше 50 %, на поверхні шкіри та зябер не виявлено. З високими показниками частоти трапляння ізольовані *Aspergillus versicolor* (42,8%), *Cladosporium herbarum, Phoma* sp. (по 28,6 %). Розглядаючи зазначені показники на рівні родів встановлено переважання *Aspergillus* (71,4 %).

Дослідження мікофлори у контрольних зразках засвідчили більшу кількість мікроміцетів на поверхні шкіри (11×10^2 КУО/мл), порівняно з такою на зябрах (6×10^2 КУО/мл). Мікологічне обстеження поверхні тіла та зябер *Cyprinus specularis* після впливу синтетичного миючого засобу та гербіциду Зенкор показало, що чисельність мікроскопічних грибів за дії

СМЗ зростає на 36,4 % на поверхні шкіри та залишається на рівні контролю у зябрах. За дії гербіциду чисельність мікроміцетів зменшується як на поверхні шкіри так і зябер на 18% та 50% відповідно (табл. 2).

Таблиця 2

Загальна кількість мікроміцетів, виділених з поверхні шкіри та зябер *Cyprinus specularis* за дії СМЗ та гербіциду Зенкор

Варіант досліду	Кількість мікроміцетів × 10^2, КУО/мл	
	Поверхня шкіри	Зябра
Контроль	11,3±0,9	6,3±0,5
СМЗ	14,6±1,4	5,7±0,3
Зенкор	9,3±0,8	3,0±0,1

Мікроскопічні гриби по-різному реагують на дію досліджуваних полютантів. Так, за дії синтетичного миючого засобу значно стимулюється розвиток грибів *Aspergillus versicolor* на поверхні шкіри, а за дії гербіциду Зенкор розвиток всіх грибів пригнічується. Такі ж зміни у співвідношенні різних видів мікроміцетів спостерігались і на зябрах. За дії СМЗ розвиток *Aspergillus versicolor* та *Cladosporium herbarum* стимулюється, а за дії Зенкору інгібується. Одночасно на поверхні шкіри та зябер відбувається зменшення видового різноманіття за рахунок елімінації видів, які виявились чутливими до даних забруднювачів. Такими виявились види - *Aspergillus carneus, A. parasiticus, Mycelia sterilia, Phoma* sp. Чисельність мікроскопічних грибів може залишатись на рівні контролю чи збільшуватись за рахунок масового розвитку толерантних щодо синтетичного миючого засобу видів, якими, вірогідно, є представники родів *Aspergillus* та *Cladosporium*. Відомо, що органічні та неорганічні речовини можуть бути як додатковим так і повноцінним джерелом живлення для мікроорганізмів, в тому числі для мікроскопічних грибів [7]. Відповідно, наявність в воді синтетичного миючого засобу є фактором, який сприяє розвитку мікроскопічних грибів на поверхні шкіри коропа. Виявлені зміни у кількісному та видовому складі мікобіоти поверхні шкіри та зябер коропа під дією полютантів є важливими для подальшого тривалого моніторингу стану водного середовища, а також складання прогнозу щодо токсичної дії полютантів на біоту в цілому.

Висновки

1. До складу мікробного ценозу поверхні шкіри та зябер *Cyprinus specularis* входять мікроскопічні гриби. Гриби роду *Aspergillus* складають ядро угруповання мікобіоти *Cyprinus specularis*. Серед досліджених грибів є і патогенні види, що можуть викликати захворювання і навіть загибель риби. До них відносяться представники родів *Phoma, Fusarium, Cladosporium*.
2. За дії лаурилсульфатвмісного синтетичного миючого засобу розвиток мікроскопічних грибів родів *Aspergillus* та *Cladosporium* стимулюється. Зенкор виявляє інгібуючу дію щодо мікофлори, іммобілізованої на поверхні тіла та зябрах *Cyprinus specularis.*

1. *Андронников С. Б.* Способ контроля воды на токсичность по жаберному апарату / С. Б. Андронников, Э. В. Иванов, Т. М. Лукина, И. С. Шестерин // Методы ихтиотоксикологических исследований. – Л., 1987. – 344 с.
2. *Билай В. И.* Аспергиллы / В. И. Билай, Э. З. Коваль. – К.: Наукова думка, 1988. – 204 с.
3. *Дудка И. А.* Грибы и их роль в патогенезе рыб / И. А. Дудка, Н. М. Исаева, С. С. Нагорная // Микология и фитопатология. – 1991. – Т. 25, вып. 2. – С. 166–176.
4. *Киреева И. Ю.* Мониторинг водных экосистем по микробиологическим показателям / И. Ю. Киреева // Экология речных бассейнов: Труды 5-й Междунар. науч.- практ. конф. / Под общ. ред. проф. Т.А. Трифоновой; Владим. гос. ун-т. – Владимир, 2009. – 476 с.
5. *Методы* экспериментальной микологии: Справочник / Под ред. В. И. Билай.– К.: Наукова думка, 1982.– 583 с.
6. *Саттон Д.* Определитель патогенных и условно патогенных грибов / Д. Саттон, А. Фотергилл, М. Ринальди; [пер. с англ. К. Л. Тарасова, Ю. Н. Ковалева; под ред. д-ра мед. наук И. Р. Дорожковой].– М.: Мир, 2001.– 468 с.

7. *Терехова В. А.* Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экоситем / В. А. Терехова // Ин-т проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, Ин-т экологического почвоведения МГУ. – М.: Наука, 2007. – 215 с.

Н.Р. Демченко
Черниговский национальный педагогический университет имени Т.Г. Шевченко, Украина

ИЗМЕНЕНИЯ КОЛИЧЕСТВЕННОГО И КАЧЕСТВЕННОГО СОСТАВА МИКРОМИЦЕТОВ ПОВЕРХНОСТИ КОЖИ И ЖАБР *CYPRINUS SPECULARIS* КАК ОТВЕТ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДНОЙ СРЕДЫ ПОЛЮТАНТАМИ

Исследован состав микобиоты поверхности кожи и жабр *Cyprinus specularis.* Выделены и идентифицированы микроскопические грибы 7 видов 5 родов отдела *Ascomycota* и группы *Anamorphic fungi*. Среди преобладающих в комплексе представителей *Anamorphic fungi* были грибы рода *Aspergillus.* Отмечено стимулирующее действие порошка на развитие микроскопических грибов родов *Aspergillus* и *Cladosporium.* Развитие микофлоры, ассоциированной с поверхностью кожи и жабр *Cyprinus specularis,* при действии Зенкора угнетается.

Ключевые слова: микобиота, Cyprinus specularis, лаурилсульфатсодержищее синтетическое моющее средство, Зенкор

N.R. Demchenko
T.G. Shevchenko Chernihiv National Pedagogical University, Ukraine

CHANGES IN THE QUANTITATIVE AND QUALITATIVE COMPOSITION MICROMYCETES ON THE SURFACE OF SKIN AND GILLS *CYPRINUS SPECULARIS* AS A RESPONSE TO WATER POLLUTION BY THE POLLUTANTS

The composition of micobiota on the surface of skin and gills *Cyprinus specularis* are investigated. Microscopic fungi of 7 species belonging to 5 genera of division *Ascomycota* as well as *Anamorphic fungi* group are allocated and identified. Fungi of the genera *Aspergillus* were the commonest among members of *Anamorphic fungi.* The stimulatory effect of the synthetic detergent on the development of microscopic fungi of the genera *Aspergillus* and *Cladosporium* was observed. Zenkor inhibits the development of microscopic fungi that are immobilized on the surface of the skin and gills *Cyprinus specularis*.

Keywords: micobiota, Cyprinus specularis, synthetic detergent containing sodium lauryl sulfate, Zenkor

УДК [574.5] [582.261/.279]

Н.В. ДЕРЕЗЮК

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
пров. Маяковського, 7, Одеса, 65082, Україна

ПІДСУМКИ БАГАТОРІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ СТРУКТУРИ ТА БІОРІЗНОМАНІТНОСТІ ФІТОПЛАНКТОНУ ДНІСТРОВСЬКОГО ЛИМАНУ В ЛІТНІЙ ПЕРІОД (2003-2014 рр.)

Наведено результати 12-річних досліджень угрупувань мікроводоростей та ціанобактерій, що розвивалися на акваторії Дністровського лиману. Простежено тенденції до збільшення частки видів головних таксонів фітопланктону і збільшення різноманітності в угрупуваннях фітопланктону на півночі та у центрі лиману. Отримані результати дозволяють зробити висновок, що влітку якість води на акваторії Дністровського лиману поступово погіршується з півночі на південь у напрямку до моря.

Ключові слова: фітопланктон, лиман, різноманітність, індекс Шенона

Ця робота виконана з метою подальшого впровадження європейських принципів, які викладені у Водній Рамковій Директиві ЄС (ВРД) [1], в природоохоронну діяльність України. Дністровський лиман – мілководна водойма, екологічний статус якої, згідно з класифікацію ВРД, відповідає "річковим" та "перехідним" водам, що обумовлює певні вимоги до досліджень флори і фауни лиману. Тому фітопланктон вважається першим біологічним елементом при нормативному визначенні екологічного стану у керівних статтях ВРД [1].

Метою дослідження було вивчення особливостей видового складу, різноманітності та кількісних показників угрупувань фітопланктону, що розвивався влітку в Дністровському лимані у 2003-2014 рр.

Матеріал і методи досліджень

Вивчення видового складу та кількісного рівня фітопланктону було одним із складових завдань Регіонального центру інтегрованого моніторингу і екологічних досліджень ОНУ ім. І.І. Мечникова у науково-дослідних роботах, що фінансувало Міністерство освіти і науки України та ряд міжнародних проектів [2-4]. Впродовж проведення щорічних комплексних експедицій влітку 2003-2014 рр. на 21 станції з глибиною до 2-4 м, було зібрано більше 300 проб фітопланктону об'ємом 1,5–2 дм^3. Після 2-3 тижневої експозиції методом осадження проби згущували до 100-200 мл, у якості консерванту був використаний формалін. Облік дрібних клітин (до 20 мкм) рахували в краплі об'ємом 0,05 мл, клітини більше 30 мкм рахували в об'ємі 1,34 мл. Камеральна обробка проб фітопланктону була проведена за допомогою мікроскопу HUND-H600 з використанням ботанічної літератури та бази даних електронного ресурсу Algaebase [2, 3, 5].

Результати досліджень та їх обговорення

Експедиційні дослідження лиману проводили в періоди літнього цвітіння фітопланктону, що обумовило багатий видовий склад та велику щільність фітопланктону [3]. За 12-річний період досліджень було зареєстровано більш ніж 400 видів, що належать 13 таксономічним відділам/класам водоростей та ціанобактерій: *Chlorophyta* (156 видів), *Bacillariophyta*, (107 видів), *Cyanobacteria* (65 видів), *Dinophyta* (40), *Euglenophyceae* (17), *Charophyta* (15), *Chrysophyceae* (7), *Haptophyta* (6), *Cryptophyta* (3), *Dictyochophyceae* (2), *Synurophyceae* (1), *Xanthophyceae* (1), *Zygnematophyceae* (1). Левова частка видів фітопланктону влітку припадала на зелені і діатомові водорості та ціанобактерії. Найбагатшими родами були: у зелених водоростей *Scenedesmus* (29 видів та форм) у діатомових водоростей – *Nitzschia* (12 видів), у ціанобактерій – *Anabaena* і *Microcystis* (10 та 8 видів відповідно), у дінофітових – *Protoperidinium* (6 видів), у евгленових – *Euglena* (5 видів). Частка інших відділів була менш суттєвою. Видовий склад угрупувань і щільність фітопланктону в поверхневих та придонних шарах води були майже однаковими. Було показано, що влітку у лимані розвивається як прісноводний, так і солонуватоводний фітопланктон [3]. Частка морських видів, частіше дінофітових, не перевищувала 10 % від загального числа видів, і спостерігали морські види лише у південній і центральній частині лиману [2, 3]. Мінімальна кількість видів зелених водоростей становила 18 (2004 р.) і 23 види (2007 р.), що було пов'язано з особливостями регулювання річкового стоку (рис. 1).

Якщо моніторинг припадав на періоди попусків дністровської води із водосховища, або після зливи (2005 р., 2008 р., 2012 р.), це сприяло збільшенню у пробах води зелених водоростей (до 70–75 видів). Кількість діатомових водоростей у складі фітопланктону змінювалась у діапазоні від 20 до 53 видів, при цьому роки з максимальним числом діатомових видів співпадали з роками максимумів у зелених водоростей. Багаторічні зміни у видовому складі ціанобактерій також співпадали з потужністю річкового стоку, і кількість ціанобактерій становила від 12–33 видів. Простежується тенденція до збільшення частки зелених, діатомових водоростей та ціанобактерій в угрупуваннях фітопланктону в останні роки [2].

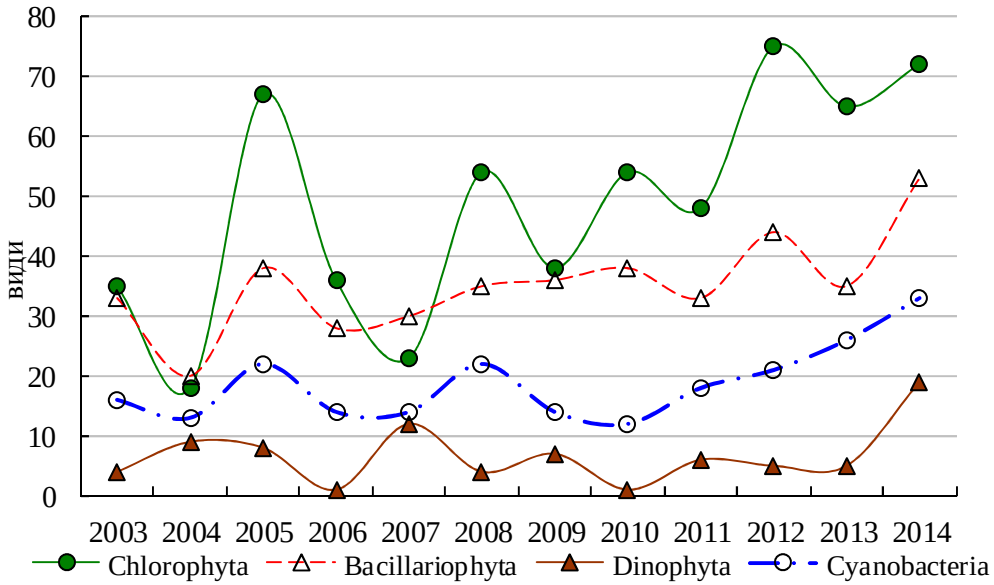


Рис.1. Багаторічні зміни головних таксонів фітопланктону влітку 2003–2014 рр. на акваторії Дністровського лиману (за видами)

З метою удосконалення аналізу було розраховано величину різноманітності (індекс Шенона) для угрупувань мікроводоростей, яка враховує не лише число видів, але і їх щільність у зразках води [3]. Крім того, було порівняно розподіл видового складу фітопланктону по акваторії лиману: на північній, центральній та південній його частинах. На рис. 2 наведено максимальні величини індексу, що реєстрували на поверхні лиману. Майже за всі роки спостережень найбільшою різноманітністю відрізнялася центральна частина лиману, максимум реєстрували у 2010 р. (індекс Шенона =4,6 біт·кл$^{-1}$). Найменші величини фіксували на півдні у 2004 р. (1,5 біт·кл$^{-1}$). Це свідчить про ймовірні порушення у структурі угрупувань на півдні внаслідок пригнічування фотосинтезу водоростей в зоні змішування вод. З роками простежується тенденція до збільшення різноманітності в угрупуваннях фітопланктону на півночі та у центрі лиману.

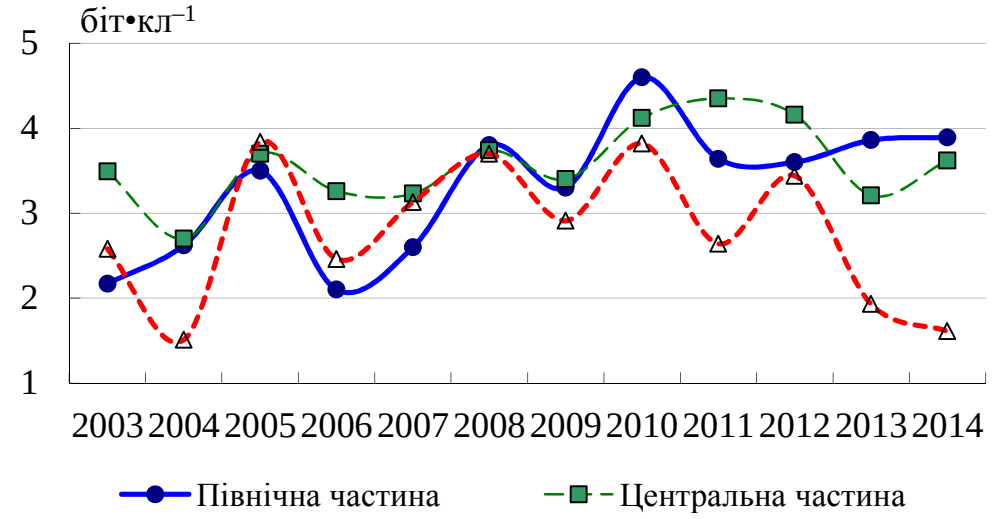


Рис.2. Багаторічні зміни максимальної величини різноманітності фітопланктону влітку 2003–2014 рр. на акваторії Дністровського лиману, (0 м, індекс Шенона, біт·кл$^{-1}$)

Згідно класифікації ВРД стан Дністровського лиману влітку слід визначити як такий, що знаходиться у межах "доброго" або "задовільного".

Висновки

Простежується тенденція до збільшення частки видів зелених, діатомових водоростей та ціанобактерій в угрупуваннях фітопланктону в останні роки. Аналіз біорізноманітності фітопланктону як універсального показника екологічного стану дозволяє зробити висновок, що влітку якість води на акваторії Дністровського лиману погіршується з півночі на південь у напрямку до моря.

Автор дякує колегам-співробітникам Регіонального центру ОНУ, які допомагали в первинній обробці фітопланктону. Особливу подяку автор висловлює науковому керівнику Регіонального центру Медінцю В.І. Дослідження виконано в рамках держбюджетних проектів, які фінансувало Міністерство освіти і науки України та за фінансовою допомогою міжнародних проектів EnviroGRIDS та PERSEUS.

1. *Водна* рамкова директива ЄС 2000/60/ЕС. – Київ, 2006. – 240 с.
2. *Дерезюк Н. В.* Мониторинговые исследования фитопланктона в Днестровском лимане (2003–2011 гг.) / Н. В. Дерезюк, О. П. Конарева, О. В. Молодит // Лимани північно-західного Причорномор'я: сучасний гідроекологічний стан; проблеми водного та екологічного менеджменту, рекомендації щодо їх вирішення : Всеукраїнська наук.-практ. конф. / Зб. статей за матер. доповідей / Одеськ. Держ. Екологічний університет – Одеса: ТЕС, 2012. – С. 102–105.
3. *Дерезюк Н. В.* Разнообразие альгофлоры (фитопланктон) в Днестровском лимане (2012-2013 гг.) / Н. В. Дерезюк // Лимани північно-західного Причорномор'я: сучасний гідроекологічний стан; проблеми водного та екологічного менеджменту, рекомендації щодо їх вирішення : Всеукраїнська наук.-практ. конф. (1–3 жовт. 2014 р., м. Одеса). – Одеса: ТЕС, 2014. – С. 87–89.
4. *Мединец В. И.* Результаты исследования состояния экосистем нижнего Днестра и Днестровского лимана в 2003-2005 гг. / В. И. Мединец, Н. В. Ковалева, Е. И. Газетов [и др.] // Причорноморський екологічний бюлетень. – Одеса, 2005. – № 3-4. – С. 121–136.
5. *Algaebase:* Listing the World's Algae. – Режим доступу до ресурсу: http://www.algaebase.org/index.lasso

Н.В. Дерезюк
Одесский Национальный университет имени И.И. Мечникова, Украина

ИТОГИ МНОГОЛЕТНИХ ИССЛЕДОВАНИЙ СТРУКТУРЫ И БИОРАЗНООБРАЗИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ДНЕСТРОВСКОГО ЛИМАНА В ЛЕТНИЙ ПЕРИОД (2003-2014 ГГ.)

Приведены результаты 12-летних исследований сообществ микроводорослей и цианобактерий, которые развивались на акватории Днестровского лимана. Прослежены тенденции к увеличению числа видов у основных таксонов фитопланктона и разнообразия в сообществах фитопланктона на севере и в центре лимана. Полученные данные позволяют сделать вывод о том, что летом качество воды на акватории лимана постепенно ухудшается с севера на юг по направлению к морю.

Ключевые слова: фитопланктон, лиман, разнообразие, индекс Шенона

N.V. Dereziuk
I.I.Mechnykov Odesa National University, Ukraine

RESULTS OF YEARS-LONG STUDIES OF PHYTOPLANKTON STRUCTURE AND BIODIVERSITY IN THE DNISTER LIMAN (ESTUARY) IN SUMMER (2003-2014)

Results of 12-year studies of microalgae and Cyanobacteria communities developing in the Dnister Liman have been presented. Tendencies of increase in the number of species belonging to main phytoplankton taxa, as well as of biodiversity increase in phytoplankton communities in the north and the centre of the Liman have been traced. The data received suggest that in summer water quality in the Dnister Liman degrades gradually seawards, from the north to the south.

Keywords: phytoplankton, liman, diversity, Shannon's index

УДК [574.587][282.243.7.05]

Ю.М. ДЖУРТУБАЕВ, М.М. ДЖУРТУБАЕВ
Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова
пер. Шампанский, 2а, Одесса, 65058, Украина

МАКРОЗООБЕНТОС ДУНАЙСКИХ ПРОТОК ВИКЕТА И БОЛЬШАЯ РЕПИДА

В настоящее время связь придунайских озёр с Дунаем осуществляется по немногочисленным протокам и каналам. Поэтому знание экологического состояния этих водотоков – актуальная задача. Изучали макрозообентос проток Викета и Большая Репида, соединяющих с Дунаем, соответственно, озеро Кагул и озёрную системы Ялпуг – Кугурлуй. Обнаружено 60 видов олигохет, пиявок, ракообразных, насекомых, брюхоногих и двустворчатых моллюсков. Все виды найдены в Большой Репиде, 44 – в Викете. Коэффициент видового сходства Чекановского-Серенсена для макрозообентоса исследуемых проток составил 84,6%. Численность и биомасса макрозообентоса составили от 14,85 экз./м² и 83,2 г/м² на подводящей части протоки Викета до 2600 экз./м² и 110,1 г/м² – в Большой Репиде. По численности доминируют олигохеты, по биомассе – двустворчатые моллюски.

Ключевые слова: протоки Викета, Большая Репида, макрозообентос, виды, количественные показатели

После сооружения в середине–второй половине прошлого века системы дамб связь придунайских озер с Дунаем заметно сократилось. Ранее в период половодья и паводков речная вода поступала в озёра, проходя через мощный биофильтр из тростника и других плавневых растений, где задерживалась значительная часть взвеси и загрязняющих веществ. В настоящее время, дунайская вода попадает в озёра напрямую по немногочисленным протокам и каналам. Поэтому большое значение приобретает гидробиологическое исследование этих водотоков. Цель данной работы, выполненной в плане научной тематики кафедры гидробиологии и общей экологии ОНУ, – изучить макрозообентос дунайских проток Викета и Большая Репида, являющихся важнейшими путями поступления дунайской воды, соответственно, в озеро Кагул и озёрную систему Ялпуг – Кугурлуй. В гидробиологическом плане эти протоки практически не изучены. Имеется несколько наших работ [1, 2] по моллюскам Большой Репиды; по Викете информация по зообентосу представляется впервые.

Материал и методы исследований

Пробы макрозообентоса собраны в протоках Викета и Большая Репида (рис.) в августе 2012 г. Протока Викета разделяется на две части: подводящую, до дамбы со шлюзом – регулятором, длиной 1200 м и транспортирующую, длиной 2100 м – от шлюза до озера. Насосной станции нет. Весенне – осенний водообмен осуществляется самотёком в зависимости от уровня воды в Дунае. Ширина протоки по дну составляет 12-15 м, по зеркалу – 30–40 м. Глубина – до 2,0 м, обычно до 1,5 м. Пропускная способность – до 63 м³/сек.

Протока Большая Репида длиной около 10 км, начинается западнее Измаила и соединяет с Дунаем озёра Ялпуг и Кугурлуй посредством Малой Репиды, Куприянова и Яшного ериков. При высоком уровне воды в Дунае по Большой Репиде в озёра поступает более 31 млн. м³ дунайской воды в год. Глубина протоки до 4,0 м; ширина по зеркалу, в зависимости от уровня, 75–80 м. Макрозообентос собирали штанговым дночерпателем (0,02 м²), скребком и сачком. Всего собрано и обработано по общепринятой методике [4, 5] 36 проб на четырёх станциях в каждом из водотоков.

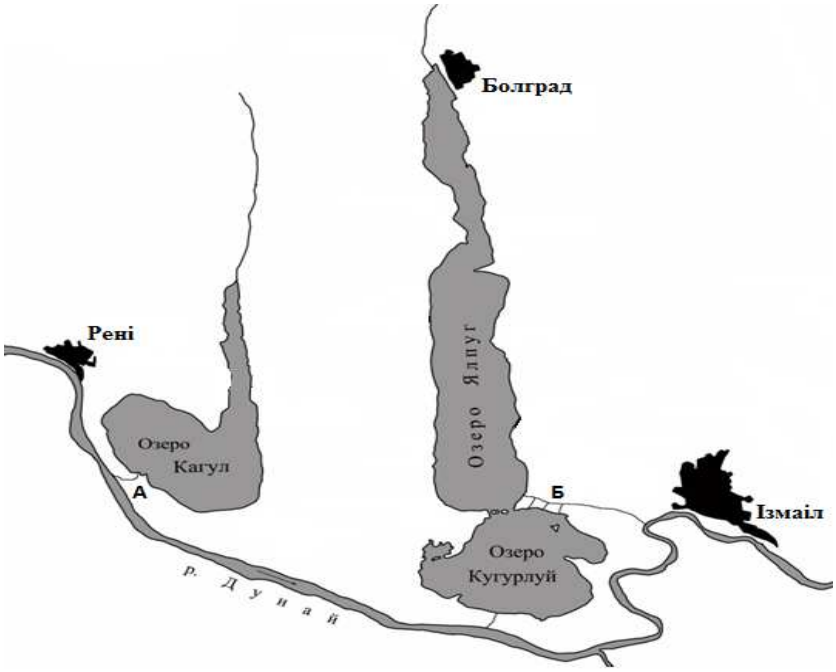


Рис. Расположение проток Викета и Большая Репида: А – Викета; Б – Большая Репида

Результаты исследований и их обсуждение

Всего обнаружено 60 видов макрозообентоса, 44 – в Викете, все 60 – в Большой Репиде (табл.1).

Таблица 1

Таксономическая структура макрозообентоса проток Викета и Большая Репида

Группы организмов	Всего видов	Викета		Большая Репида
		Подводящая часть	Транспортирующая часть	
Олигохеты	7	5	5	7
Пиявки	3	2	3	3
Ракообразные: изоподы	1	–	1	1
амфиподы	4	2	4	4
мизиды	2	1	2	2
Насекомые: стрекозы	7	2	4	7
подёнки	1	1	1	1
полужёсткокрылые	5	1	4	5
жуки	1	–	1	1
хирономиды	5	3	4	5
Брюхоногие моллюски	19	8	11	19
Двустворчатые моллюски	5	3	4	5
Всего	60	28	44	60

В подводящей части протоки Викета найдено 28 видов. В транспортирующей части протоки, где условия более стабильны и в большей степени приближаются к озёрным, найдены все 44 вида, отмеченные в Викете. Коэффициент видового сходства Чекановского – Серенсена для макрозообентоса исследуемых проток составляет 84,6%. Во всех пробах встречались рыбья пиявка *Piscicola geometra*, улитковая пиявка *Glossiphonia complanata*, а также *Erpobdella*

octoculata, изопода водяной ослик *Asellus aquaticus*, амфиподы *Dikerogammarus haemobaphes*, *Pontogammarus robustoides*, *Chaetogammarus warpachowskyi*, мизиды *Paramysis intermedia*, *Limnomysis benedeni*, личинки подёнок *Cloëon dipterum*, личинки жука - плавунца *Dytiscus marginalis*. 100% частотой встречаемости в обеих протоках характеризовались также олигохеты *Potamotrix hammoniensis*, *Psammoryctides barbatus*, *Limnodrilus claparedianus*, *L. hoffmeisteri и Ophidonais serpentina*; личинки стрекоз *Ischnura elegans и Cenagrion pulchellum*, полужёсткокрылые *Sigara striata*; личинки хирономид *Chironomus plumosus*, *Cricotopus* гр. *silvestris*, *Criptochironomus* гр. *defectus*; брюхоногие моллюски *Theodoxus fluviatilis*, *Viviparus contectus* и *V. viviparus*, *Lithoglyphus naticoides*, *Bithynia tentaculata*, *Lymnaea stagnalis*, *L. auricularia*, *Physa fontinalis;* двустворчатые моллюски *Unio pictorum*, *Anodonta cygnea* и *Dreissena polymorpha.*

Наименьшие количественные показатели были зафиксированы в подводящей части протоки Викета, где условия обитания бентоса наименее стабильны. В транспортирующей части, где условия приближаются к озёрным, количественные показатели, значительно возрастают. По Большой Репиде приведены средние для этой длинной протоки значения. И численность, и биомасса здесь заметно колеблются с минимумом в начале протоки возле шлюза у Дуная. Здесь же найдено и наименьшее количество видов макрозообентоса – 22; в средней части протоки и в конце, где она отдельным каналом впадает в Ялпуг и ериками – в Кугурлуй, найдены все 60 видов.

Численность и биомасса макрозообентоса проток представлены в табл. 2.

Таблица 2

Качественные показатели доминирующих групп макрозообентоса проток Викета и Большая Репида

Группы организмов	Викета		Большая Репида
	Подводящая часть	Транспортирующая часть	
Олигохеты	707 1,60	1060 2,05	940 1,92
Ракообразные	165 1,90	305 3,00	320 3,05
Насекомые (стрекозы,подёнки,хирономиды)	430 2,86	6,75 3,50	720 5,48
Брюхоногие моллюски	112 24,36	248 26,14	518 32,25
Двустворчатые моллюски	71 52,50	96 65,84	106 67,40
Всего	1485 83,22	2384 100,53	2604 110,10

Примечания: над чертой – численность, экз./м²; под чертой – биомасса, г/м²

Средняя численность макрозообентоса в протоке Викета составила 1934 экз./м², а средняя биомасса – 91,87 г/м². Показатели биомассы обеих проток очень сходны, прежде всего за счёт брюхоногих и двустворчатых моллюсков, отличающихся, по сравнению с другими организмами, большой индивидуальной массой. Более заметные различия численности объясняются количеством мелких брюхоногих (Bithynia, др.) червей, ракообразных и насекомых как в протоках в целом, так и на отдельных участках. Доминируют олигохеты: до 44,5–47,6% общей численности макрозообентоса, соответственно, на транспортирующей и подводящей частях Викеты и 36, 1% – в среднем по Большой Репиде. В биомассе доминируют

двустворчатые моллюски, прежде всего, унииониды и *Dreissena polymorpha*: от 61,2% общей биомассы макрозообентоса в Большой Репиде до 65,6% на транспортирующей части протоки Викета.

Выводы

Полученные результаты позволяют считать, что макрозообентос дунайских проток Викета и Большая Репида в настоящее время развит как в качественном, так и в количественно отношении [3]. Макрозообентос проток характеризуется большим коэффициентом видового сходства – около 85%, что объясняется подобием условий обитания бентоса в этих протоках. Наибольшие количественные показатели макрозообентоса, в среднем, более 2600 экз./м² и свыше 110,0 г/м² отмечены в протоке Большая Репида, где условия обитания гидробионтов более стабильны.

1. *Джуртубаев М. М.* Моллюски бентоса дунайской протоки Большая Репида / М. М. Джуртубаев, Ю. М. Джуртубаев, И. И. Радионов // Вісник Одеськ. нац. ун-ту. – 2006. – Т. 15, вип. 6. – С. 67–73.
2. *Джуртубаев М. М.* Брюхоногие моллюски придунайских озёр и водотоков Одесской области / М. М. Джуртубаев, Ю. М. Джуртубаев, В. В. Заморов. – Одесса: Печатный дом. – 2012. – 128 с.
3. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
4. *Методические* рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоёмах. Зообентос и его продукция. – Л.: Гос НИОРХ, 1984. – 52 с.
5. *Мониторинг* макрозообентоса. – TACIS. – Eco Grade, 2001. – 12 p.

Ю.М. Джуртубаєв, М.М. Джуртубаєв
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова, Україна

МАКРОЗООБЕНТОС ДУНАЙСЬКИХ ПРОТОК ВІКЕТА І ВЕЛИКА РЕПІДА

В даний час зв'язок придунайських озер з Дунаєм здійснюється за нечисленними протоками і каналами. Тому знання екологічного стану цих водотоків – актуальне завдання. Вивчали макрозообентос протоки Викета і Велика Репіда, з'єднуючих з Дунаєм, відповідно озеро Кагул та озерну систему Ялпуг – Кугурлуй. Виявлено 60 видів олігохет, п'явок, ракоподібних, комах, черевоногих і двостулкових молюсків. Всі види знайдені у Великій Репіді, 44 – в Вікеті. Коефіцієнт видової подібності Чекановського-Сєренсена для макрозообентосу досліджуваних проток склав 84,6%. Чисельність і біомаса макрозообентосу склали від 14,85 екз./м² і 83,2 г/м² на підводящій частині протоки Вікета до 2600 екз./м² і 110,1 г/м² – у Великій Репіді. У чисельності домінують олігохети, у біомасі – двостулкові молюски.

Ключові слова: протоки Вікета, Велика Репіда, макрозообентос, види, кількісні показники

Ju.M. Dzurtubaev, M.M. Dzurtubaev
I.I.Mechnykov Odesa National University, Ukraine

MACROZOOBENTHOS OF THE DANUBE STREAMS VIKETA AND GREAT REPIDA

Currently, the relationship of the Danube lakes with the Danube is carried out by small ducts and channels. Therefore, knowledge of the ecological condition of these streams is a vital task. Studied the macrozoobenthos of duct Vicheta and Great Rapida connecting with the Danube, respectively, the Kagul lake and lake systems Yalpug – Kugurlui. Found 60 species of oligochaetes, leeches, crustaceans, insects, gastropods and bivalves. All the species found in the Great Rapida, 44 – Vicheta. Coefficient of species similarity Chekanovsky-sørensen for macrozoobenthos studied duct amounted to 84.6%. The abundance and biomass of macrozoobenthos was 14,85 specimens/m² and 83,2 g/m² on the inlet side ducts of Vikita 2600 copies/m² and 110,1 g/m² – in a Big Rapid. In a population dominated by oligochaetes, in the biomass are dominated of the bivalves.

Keywords: streams of Vicheta, Great Rapida, macrozoobenthos species, quantitative indicators

УДК [574.52:556] (477)

Д.В. ДЗЕЦІНА
Національний авіаційний університет
пр. Космонавта Комарова, 1, Київ, 03680, Україна

ГІДРОДИНАМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА МАЛОГО ВОДОСХОВИЩА (НА ПРИКЛАДІ ШУШКІВСЬКОГО – р. ГНИЛИЙ ТІКИЧ)

В статті аналізуються гідродинамічні процеси, як ключові фактори функціонування екосистеми, формування екологічного стану та якості води Шушківського водосховища – р. Гнилий Тікич.

Ключові слова: гідродинаміка, течії, перемішування, хвилювання

Визначним фактором формування екологічного стану водойми є гідродинамічні процеси, які можна розглядати як абіотичний фактор формування її стану та якості води.

Вони визначають перенесення речовин до місць їх подальшої трансформації, швидкість кругообігу в екосистемі і безпосередньо обумовлюють інтенсивність процесів забруднення і самоочищення водойм, забезпечуючи умови функціонування гідробіоценозів [7].

Дослідження гідродинамічних процесів є досить важливою складовою визначення загального стану екосистеми водойми. Тому нами зроблено таке дослідження типового представника малих водосховищ на річках України – Шушківського, що знаходиться на річці Гнилий Тікич (ліва притока Південного Бугу).

За морфологічними ознаками Шушківське водосховище можна віднести до проточних, неглибоких і нешироких штучних водойм. В цілому, його параметри не сильно відрізняються від параметрів ділянки річки, на якій воно створене. Так, середня глибина водойми не перевищує 0,9 м, максимальна – 3,2 м. Площа водної поверхні становить 171 тис. м^2, об'єм – 153 тис. м^3 [3].

До основних елементів гідродинаміки Шушківського водосховища слід віднести течії, хвилювання, коливання рівня води та перемішування.

Матеріал і методи досліджень

Першоосновою інформації про режим течій на водосховищі є натурні вимірювання параметрів течій. Це найбільш поширений загальноприйнятий метод. Вимірювання здійснюється млинками, поплавками та ін. Технологія вимірів базується на відомих керівництвах і настановах [1, 5].

Одні натурні вимірювання, як правило, не можуть вирішити всі проблеми, пов'язані з оцінкою режиму течій у водоймах. Тому часто використовуються розрахункові методи, в тому числі методи математичного та фізичного моделювання. Результати ж натурних досліджень слугують вихідною інформацією для розробки розрахункових і модельних методів оцінки як окремих фрагментів системи течій, так і загальної картини циркуляції вод у водосховищі. Так, наприклад, використаний у розрахунках так званий вітровий коефіцієнт (відношення швидкості течії до швидкості вітру, яким вона була викликана) встановлюється за результатами натурних вимірів.

Математичне моделювання течій в Шушківському водосховищі здійснене шляхом використання гідродинамічної моделі А. І. Фельзенбаума (1960), яка дозволяє визначити просторову структуру течій при різних вітрових умовах з урахуванням проточності водойми і впливу дна та берегів.

Результати досліджень та їх обговорення

Під дією зовнішніх сил у водосховищі формується рух води, який здійснюється або у вигляді течій – поступального руху, або хвилювання – у вигляді коливальних рухів. У більшості

випадків можна спостерігати обидва види одночасно. Результатом цих рухів є перерозподіл води по глибині й площі водойми [6].

На Шушківському водосховищі можна спостерігати вітрові та стокові течії.

Вітрова активність формує своєрідну структуру течій на водосховищі. При відсутності вітру схема течій проста – водні маси переміщуються від верхнього створу до нижнього.

Для отримання показників вітрових течій на Шушківському водосховищі використано вітровий коефіцієнт. За спостереженнями дослідників у водоймах України відношення швидкості течії поверхневих шарів водної маси до швидкості вітру широко варіює – від 0,005 до 0,04. Зважаючи на те, що наші натурні спостереження вказують на відносну стабільність вітрової ситуації на водосховищі, ми вправі прийняти в якості вітрового коефіцієнта постійну, рекомендовану [7], величину 0,0125.

Отож, середня швидкість вітрової течії в Шушківському водосховищі в вегетаційний період (березень-жовтень) становить 3,75 см/с (швидкість вітру 3 м/с). При посиленні вітру, наприклад до 5 м/с, швидкість переміщення поверхневого шару води збільшується до 6,25 см/с.

За даними найближчого гідрологічного поста Лисянка [2], середня річна витрата води в Гнилому Тікичі складає 2,5 м^3/с (максимальна – 170 м^3/с). Це означає, що в типовому поперечному створі водосховища (ширина 155 м, середня глибина 0,9 м) середня швидкість стокової течії складає 2,0 см/с. Максимальна швидкість може сягати 1,2 м/с. Бувають випадки, коли стокової течії у Шушківському водосховищі зовсім відсутні.

Вплив вітру позначається не тільки на швидкості течії, а й на розподіленні руху по глибині. Вітер, що дує по направленню до витоку водосховища збільшує швидкість течії та сприяє підходу до витоку вод поверхневого шару. Вітер, що дує від витоку на водосховище, гальмує поверхневі шари і в результаті цього відбувається скидання глибинних вод.

На рис. 1 наведено схеми сумарних (стокових та вітрових) течій у Шушківському водосховищі при швидкості вітру 3 м/с, одержані шляхом математичного моделювання. Згідно з цими схемами, різні напрями вітру зумовлюють досить активні циркуляції води. Це має значне екологічне значення. Так, у Шушківському водосховищі існують широкі можливості для горизонтального перемішування водних мас, що в свою чергу забезпечує вирівнювання їхніх фізичних, хімічних та біологічних характеристик по акваторії.

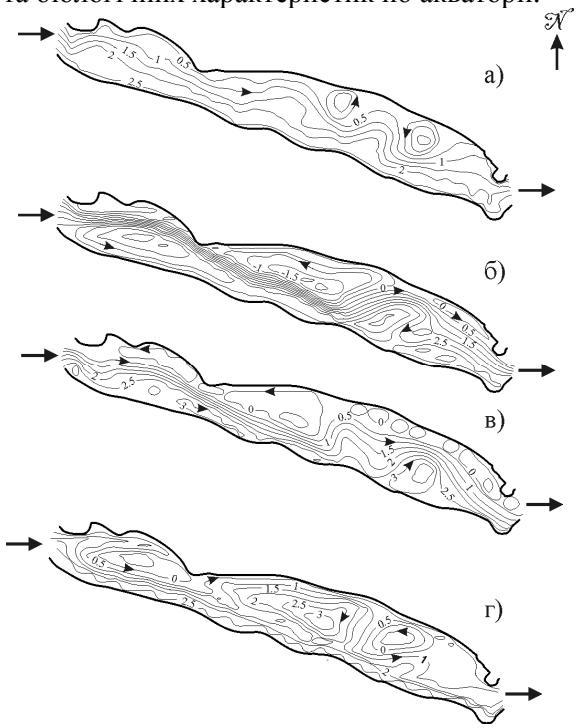


Рис. 1. Циркуляції вод в Шушківському водосховищі при вітрі 3 м/с північного (а), східного (б), південного (в) та західного (г) напрямів

При північних вітрах (див. рис. 1а) потік води відбувається здебільшого по всій акваторії водосховища. Виключенню підлягає лише північно-східна частина водойми, де мають місце так звані вихрові утворення, в яких можуть формуватися застійні умови.

При східних (див. рис. 1б) та південних (див. рис. 1в) вітрах основний потік води розташовується у центральній частині водосховища вздовж колишнього русла річки. У прибережній частині водойми циркуляція водних мас невиразна, що може бути причиною несприятливого екологічного стану цієї частини водосховища. В центральній лівобережній частині водойми рухливість водних мас ще менш низька.

В районі розташування Шушківського водосховища за кліматичними даними [4] переважають західні вітри – повітряні маси з Атлантичного океану (40%). Саме при цих вітрових потоках (рис. 1г) і складається найсприятливіша екологічна ситуація – циркуляція водних мас є найактивнішою, переміщення відбувається майже по всій акваторії водосховища. Виключенням є лише незначна частина північно-східної акваторії, там циркуляції відсутні.

Отже, проаналізувавши всі схеми циркуляцій вод при різних вітрах, можна зробити висновок, що найсприятливіші умови для самоочисних процесів у Шушківському водосховищі створюють західні вітри.

Безумовно, з екологічних позицій одним з найважливіших елементів динаміки водойми є перемішування вод. Воно може бути молекулярним і молярним. Перше здійснюється в результаті неоднорідного нагрівання нерухомої товщі води, його інтенсивність дуже мала і помітного впливу на процеси вирівнювання полів течій, температур, розчинених речовин та інших компонентів у водоймах не надає [7]. Більше значення має молярне (переважно турбулентне) перемішування, яке відбувається внаслідок невпорядкованого руху води і може бути викликане термічними або динамічними причинами. В зв’язку з активним швидкісним режимом, турбулентне перемішування водних мас на більшій частині акваторії водосховища сягає дна.

Коливання рівня води, які теж є важливим динамічним фактором функціонування екосистем водойм, бувають сезонні та добові. Сезонні коливання рівня води зумовлюють періодичне (сезонне) надходження води в зарості вищої водяної рослинності, що забезпечує функціонування цих ценозів й їх участь у формуванні якості води. Добові коливання суттєвої ролі в динаміці Шушківського водосховища не відіграють.

Вітрове хвилювання на Шушківському водосховищі являє собою складний процес, який визначається великим числом факторів. Розміри хвиль та інші параметри хвилювання залежать від швидкості та тривалості дії вітру, довжини розгону хвилі, глибини водосховища. Відносно невеликі розміри акваторії (171 тис. м^2) й об’єму (153 тис. м^3) сприяють активній реакції хвильового режиму на вітрові умови: хвилювання швидко виникає, розвивається й так само швидко затухає.

Висновки

Досліджена ділянка річки Гнилий Тікич – водосховище в с. Шушківка, характеризується активною динамікою, що позитивно позначається на загальному функціонуванні екосистеми водосховища та формуванні якості води.

Переважну роль і гідродинаміці водосховища відіграють стокові та вітрові течії й турбулентне перемішування.

1. *Васильев А. В.* Водно-технические изыскания / А. В. Васильев, С. В. Шмид. – Л.: Гидрометеоиздат, 1970. – 344 с.
2. *Государственный* кадастр. Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. – К.: УкрУгкс. – 1987. – Т. II, вып.1.
3. *Дзеціна Д. В.* Зовнішній водообмін як фактор функціонування екосистеми малого водосховища (на прикладі Шушківського – Гнилий Тікич) / Д. В. Дзеціна. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2014. – Т. 3. – С. 42–48.
4. *Клімат* України / [за ред. В. М. Ліпінського, В. А. Дячука, В. М. Бабіченко]. – К.: Вид-во Раєвського, 2003. – 344 с.
5. *Наставление* гидрометеорологическим станциям и постам. – Л.: Гидрометеоиздат, 1978. – Вып. 6, ч. 1. – 384 с.

6. *Одрова Т. В.* Гидрофизика водоемов суши / Т. В Одрова. – Л.: Гидрометеоиздат, 1979. – 312 с.
7. *Тимченко В. М.* Экологическая гидрология водоемов Украины / В. М. Тимченко. – К.: Наукова думка, 2006. – 383 с.

Д.В. Дзецина
Национальный авиационный университет, Киев, Украина

ГИДРОДИНАМИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ МАЛОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (НА ПРИМЕРЕ ШУШКОВСКОГО – р. ГНИЛОЙ ТИКИЧ)

В статье анализируются гидродинамические процессы, как ключевые факторы функционирования экосистемы, формирования экологического состояния и качества воды Шушковского водохранилища – р. Гнилой Тикич.

Ключевые слова: гидродинамика, течения, перемешивания, волнения

D. V. Dzetsina
National Aviation University, Kyiv, Ukraine

HYDRODYNAMIC CHARACTERISTICS OF SMALL RESERVOIR (THE EXAMPLE SHUSHKIVSKE RESERVOIR – THE GNILIY TIKYCH)

The hydrodynamic processes as key factors functioning ecosystems, the formation of ecological condition and water quality of Shushkivske reservoir – the Gniliy Tikych have been analyzed in the article.

Keywords: hydrodynamics, currents, mixing, wind waves

УДК [597.2/5:57.018.3(005.962)]

В.Л. ДОЛИНСКИЙ, О.П. КИРИЛЮК

Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

КОМБИНИРОВАННЫЙ МЕТОД ОЦЕНКИ ЧИСЛЕННОСТИ РЫБ

Разработан и апробирован комбинированный метод оценки абсолютной численности популяций рыб. Метод построен на основе сопоставления выборочных оценок возрастного состава и индивидуальной плодовитости нерестовой части популяции с данными учета абсолютной численности сеголетней молоди, проводимого в том же году. Данный подход не требует многолетних данных по промысловой статистике, поэтому может применяться и на непромысловых водоемах а также для непромысловых видов рыб. Метод апробирован на популяции красноперки речки Вита в окрестностях Киева.

Ключевые слова: абсолютная численность, возрастной состав, метод, рыбы, сеголетки, всплывающая сеть

Для понимания механизмов и количественной оценки процессов трансформирования вещества и энергии в водных экосистемах, необходимым является знание численности составных частей биоценоза, в том числе и численности рыб. Вопросам оценки состояния запасов отдельных видов рыб в специальной литературе посвящено множество работ и методов. Критический обзор этих методов дан в работах [2, 6, 7, 9] и др. Почти все предложенные методы обладают низкой точностью так-как не всегда учитывают влияние селективности и интенсивности рыболовства на запасы, в том числе и любительского вылова, который может достигать сравнимых с промыслом величин [1]. Недостоверная исходная информация о фактическом вылове на промысловых водоемах и отсутствие таковой на непромысловых вынуждают к

поиску новых методических подходов к получению сведений об абсолютной численности рыб в естественных экосистемах.

Материал и методы исследований

Материалом для данной работы послужили результаты двух научно-исследовательских учетов, которые проводились в относительно замкнутом и заросшем высшей водной растительностью рукаве р. Вита (бассейн Днепра) площадью 26440 м^2. Весенний отбор проб взрослой рыбы проводился в нерестовый период порядком сетей с ячеей от 28 до 75 мм. Осенью того же года проводился количественный учет абсолютной численности сеголетней молоди с помощью всплывающей сети с площадью облова 0,5 м^2 [3]. Эта сеть, достаточно хорошо работающая в заросших водоемах, имеет еще одну важную для данного исследования особенность – при лове личинок и мальков рыб разных видов с длиной тела до 30-40 мм коэффициент ее уловистости приближается к 1.

Результаты исследований и их обсуждение

Наиболее массовым видом в весенних уловах на р. Вита была красноперка. Полный биологический анализ показал, что в выборке было 61 экз. самок красноперки возрастом от 2 до 8 лет (табл. 1).

Таблица 1

Возрастная структура и плодовитость красноперки (р. Вита)

Показатель	Возраст, годы							
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**
Количество, шт	0	2	4	24	18	6	6	1
Абс. индивидуальная плодовитость, тыс. шт.	0	1,5	5,3	22	57	107	135	216

Как видим, количество самок в выборке сначала увеличивается с возрастом, а после достижения 4-годового возраста уменьшается. Такое изменение частоты возраста в улове отвечает так называемой “кривой вылова” (рис. 1), где она показана сплошной линией. Куполообразная форма данной кривой характерна для промысловых сетных орудий лова, имеющих ячею определенного размера. Форма левой ветви данной кривой объясняется тем, что мелкие рыбы проходят сквозь ячею, при этом в тем большем количестве, чем меньше длина их тела. Правая же ветвь кривой вылова, начиная с точки перегиба, которая отвечает той длине рыб ***L***, при которой они уже не могут пройти сквозь ячею, постепенно снижается с возрастом – чем старше рыбы, тем их становится меньше. Такое изменение численности характерно для так называемой “кривой населения”, (другое название “кривая смертности”), согласно которой численность каждого поколения экспоненциально уменьшается с возрастом вследствие естественной смертности или вылова [4, 7]. Правая ветвь кривой вылова обычно совпадает с кривой населения и, что важно – она отображает возрастной состав облавливаемой совокупности, поэтому нашу выборку можно использовать как модель генеральной совокупности красноперки.

Подсчет общего количества икры в выловленных (модельных) самках, показал, что в гонадах 61 самок находилось 3246200 икринок. Обычно красноперка откладывает не всю икру. В гонадах остается 15-20% [8]. Таким образом, 61 самки красноперки могли бы отложить лишь 2596960 икринок. Из них в естественных условиях от икры до стадии малька доживает не больше 0,09% [8]. Принимая этот процент к нашим расчетам, находим, что из отложенной на исследуемом участке модельной икры к стадии малька доживет максимум лишь 2338 экз.

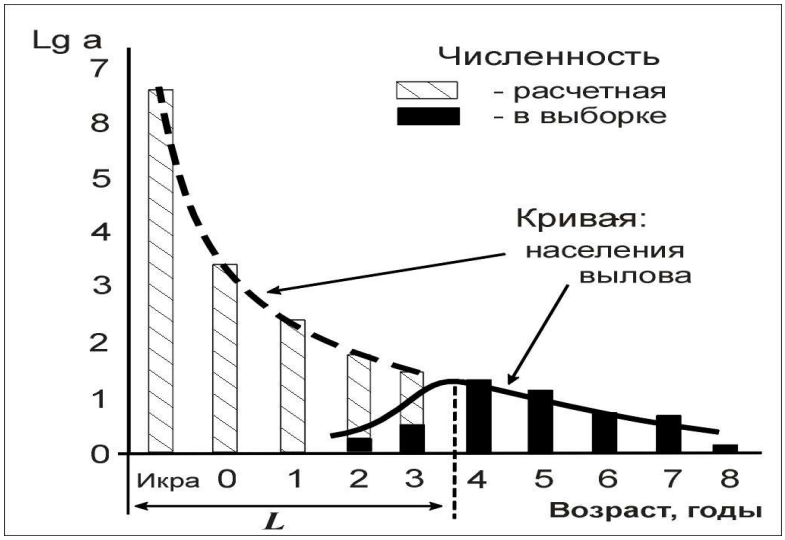


Рис. 1. Кривые населения и вылова красноперки в р. Вита

Таким образом, получен модельный ряд численности поколений от икры до возраста 8 лет (табл. 2).

Таблица 2

Модельный ряд численности поколений от икры до возраста 8 лет красноперки (р. Вита)

Показатель	**Возраст, года**									
	Икра	**0**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**
Кол-во, шт.	2597760	2338				24	18	6	6	1

В этой таблице не показаны 1-, 2- и 3-годовики, т.к. очевидно, что вследствие избирательности сетей и недолова малоразмерных особей, их на самом деле должно быть больше, чем было поймано в нашей выборке. Прологарифмировав найденные числа, можно построить график кривой населения, подобный графику на рис. 1, откуда интерполяцией находим вероятные величины для годовиков – 230 экз., двухгодовиков – 100 экз. и трехгодовиков – 45 экз.

Таким образом, модельный возрастной ряд самок красноперки согласно кривой населения должен выглядеть так (табл. 3).

Таблица 3

Модельный возрастной ряд самок красноперки согласно кривой населения красноперки (р. Вита)

Показатель	**Возраст, года**							
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**
Вероятное кол-во в выборке, шт.	234	100	45	24	18	6	6	1

Пользуясь уточненным модельным рядом, повторно проведем расчет количества отложенной икры, но уже с учетом вычисленного количества 2- и 3-годичных самок. При этом необходимо учесть то обстоятельство, что все годовики и 3/4 двухгодовых самок являются неполовозрелыми, поэтому в уточненной выборке откладывали икру лишь 125 особей.

Очевидно, что эти 125 экз. самок представляют лишь некоторую часть от всех самок красноперки на исследуемом участке. Какую именно часть – это неизвестно. Поэтому примем, что количество в уточненной выборке самок (125 экз.) = ***a***, тогда общее количество самок (***A***) на данном участке составит**:** ***A*** = ***a X***, т. е. общее количество самок на участке было в ***X*** раз больше, чем в модельной выборке. Из ***A*** самок не смогут отложить икру в водоеме особи, которые весной попали в нашу выборку, поэтому отложат икру лишь: ***a***(***X***–1) = 125(***X***– 1).

Количество всех икринок в гонадах модельных самок составляет 3498000 икринок, а во всей популяции 3498000***X***. Из них будут отложенны только 3498000(***X***–1) – 20% =2798400(***X***–1) икринок, из которых доживет к стадии малька: 2798400(***X***–1) х 0,09% = 2519 (***X***–1) экз.

В начале сентября в том же водоеме учетом с помощью всплывающей сети были выловлены мальки разных видов – красноперка (25-43 мм), плотва, густера, горчак, карась серебряный, линь, ротан, бычок цуцик. Этим учетом было установлено, что численность сеголеток красноперки в исследуемом водоеме составляет 11,1±8,8 экз./м^2 , а на всей площади - 11,1 экз./м^2 х 26440м^2 = 293484 экз. мальков красноперки.

Очевидно, что данная молодь появилась на исследуемом участке из икры, которая весной была отложена 125(**X**–1) самками, и которая, вопреки значительным потерям, выросла до малька в количестве 2519(***X***–1) экз., поэтому можем записать:

$$2519(X-1) \text{ экз.} = 293484 \text{ экз.},$$

$$\text{отсюда: } X-1 \approx 116\,, \quad X \approx 117.$$

Получив значение величины ***X,*** можем определить общее количество самок красноперки, принявших участие в нересте на исследуемом участке:

$$A = a\,X = 125\text{экз.} \times 117 = 14625 \text{ экз.}$$

После этого, зная половую структуру выборки, можем определить количество самцов, а, следовательно, и общую численность популяции.

Выводы

Предлагаемый метод сопоставления двух разных принципов учета по отношению к одной и той же популяции позволяет исследователю получить оценки численности рыб в водоеме, но, как и всякое новое, нуждается в доработке, верификации и устранении недостатков. Одним из уязвимых мест метода является величина коэффициента выживания молоди на промежутке от выметанной икринки до сеголетка, которая, очевидно, различна для разных видов и может меняться в разные годы. Однако, эта проблема представляется решаемой с помощью периодического учета подрастающих личинок [5].

1. *Влияние* рыбного хозяйства на биологическое разнообразие в бассейне реки Днепр. Определение пробелов и проблем. / В. Д. Романенко, С. А. Афанасьев, В. Б. Петухов [и др.] – К.: Академпериодика, 2003. – 188 с.
2. *Дементьева Т. Ф.* Биологическое обоснование промысловых прогнозов / Т. Ф. Дементьева. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1976. – 240 с.
3. *Долинский В. Л.* Всплывающая сеть для лова молоди рыб / В. Л. Долинский, О. И. Кудринская // Гидробиологический журнал. – 1981. – Т. 17, № 4. – С. 99–102.
4. *Засосов В. И.* Теоретические основы рыболовства / В. И. Засосов. – М.: Пищ. пром-сть, 1970. – 292 с.
5. *Кузнецов В. А.* Динамика численности и выживаемости молоди пресноводных рыб / В. А. Кузнецов. – Казань: Изд-во Казан. ун-та, 1975. – 72 с.
6. *Максименко В. П.* Количественные методы оценки рыбных запасов / В. П. Максименко, Н. П. Антонов // Бюллетень журн. «Вопросы рыболовства». – 2004. – 256 с.
7. *Рикер У. Е.* Методы оценки и интерпретация биологических показателей популяций рыб / У. Е. Рикер. – М.: Пищ. пром-сть, 1979. – 408 с.
8. *Тихий М.* Запасы рыб и гидростроительство / М. Тихий, П. Викторов. – М.-Л.: Пищепромиздат, 1940. – 200 с.
9. *Чечун И. С.* Прогнозирование уловов леща в Кременчугском водохранилище / И. С. Чечун // Рыбное хозяйство. – 1983. – Вып. 37. – С. 43–47.

В.Л. Долинський, О.П. Кирилюк
Інститут гідробіології НАН України, Київ

КОМБІНОВАНИЙ МЕТОД ОЦІНКИ ЧИСЕЛЬНОСТІ РИБ

Розроблено та апробовано комбінований метод визначення абсолютної чисельності популяцій риб. Метод побудовано на основі співставлення вибіркових оцінок вікового складу та індивідуальної плодючості нерестової частини популяції з даними обліку абсолютної чисельності молоді, що проводиться в цьому ж році. Даний підхід не потребує багаторічних

даних з промислової статистики, тому може застосовуватись і на непромислових водоймах а також для непромислових видів риб. Метод апробовано на популяції краснопірки р. Віта в околицях Києва.

Ключові слова: абсолютна чисельність, віковий склад, метод, риби, цьогорічки, виринаюча сітка

V.L. Dolinski, O.P. Kyrylyuk
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

COMBINED METHOD OF EVALUATION OF THE FISH NUMBERS

The combined method for estimating of absolute numbers of fish populations. The method is based on combination of sample estimates of the age composition and individual fecundity of the spawning part of population with account of the absolute number of fish fry held in the same year. This approach does not require long-term data on Fishery Statistics, and therefore can be used also in non-commercial pond and for non-commercial species. The method was tested on the rudd population of Vita river in the vicinity of Kyiv.

Keywords: absolute numbers, age composition, method, fish, fingerlings, buoyant net

УДК [504.064.262.5]

С.А. ДОЦЕНКО, Н.Ф. ПОДПЛЕТНАЯ
Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

НЕФТЕПРОДУКТЫ В ВОДАХ ОДЕССКОГО РЕГИОНА СЕВЕРО–ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ В УСЛОВИЯХ УСИЛЕНИЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Представлены результаты исследования уровня загрязнения нефтепродуктами (НП) поверхностных вод и донных осадков Одесского региона северо-западной части Черного моря с 1988 по 2013 г. в периоды различной антропогенной нагрузки на морскую среду.

Ключевые слова: Одесский регион, нефтепродукты, циркуляция вод, сток рек, гидротехнические работы

Нефтепродукты (НП) являются одними из опасных токсичных загрязнителей морской среды [1]. Загрязнение НП актуально для Одесского региона северо-западной части Черного моря (СЗЧМ), входящего составной частью в Днепро-Бугский приустьевой район СЗЧМ, так как здесь расположены три крупнейших порта Украины: Одесский, Ильичевский и Южный. Развитие инфраструктуры портов, увеличение морских грузоперевозок нефти, строительство новых причалов и судоходство приводят к росту уже существующего нефтяного загрязнения морской среды. Помимо этого, постоянными береговыми источниками поступления НП в море являются недоочищенные стоки СБО «Южная» г. Одессы, городские ливневые и дренажные стоки, а также воды Днепро-Бугского лимана. Результаты исследований загрязнения Одесского региона НП опубликованы ранее [2–4].

В 2010 г. в Одесском порту начались гидротехнические работы по строительству контейнерного терминала на Карантинном молу, построена причальная линия протяженностью 650 м, 900 м волнолома, проведено дноуглубление акватории до 16 м, в море намыто 19,3 га территории.

Цель данной статьи – оценить влияние этих масштабных гидротехнических работ на уровень загрязнения НП вод изучаемого региона и сравнить его с уровнем загрязнения предыдущих лет.

Материал и методы исследований

Схема станций отбора проб в 1988–2013 гг. приведена на рисунке. В 2011–2013 гг. были добавлены станции, расположенные на расстоянии 250 и 500 м от места проведения основных гидротехнических работ. Отбор проб воды производился батометром Молчанова. Определение НП в воде осуществлялось с использованием методов инфракрасной и ультрафиолетовой спектрофотометрии [7]. Оценка уровня загрязнения НП морской воды проводилась в сравнении с величинами предельно-допустимых концентраций (ПДК), используемых в рыбном хозяйстве – 0,05 мг/дм^3.

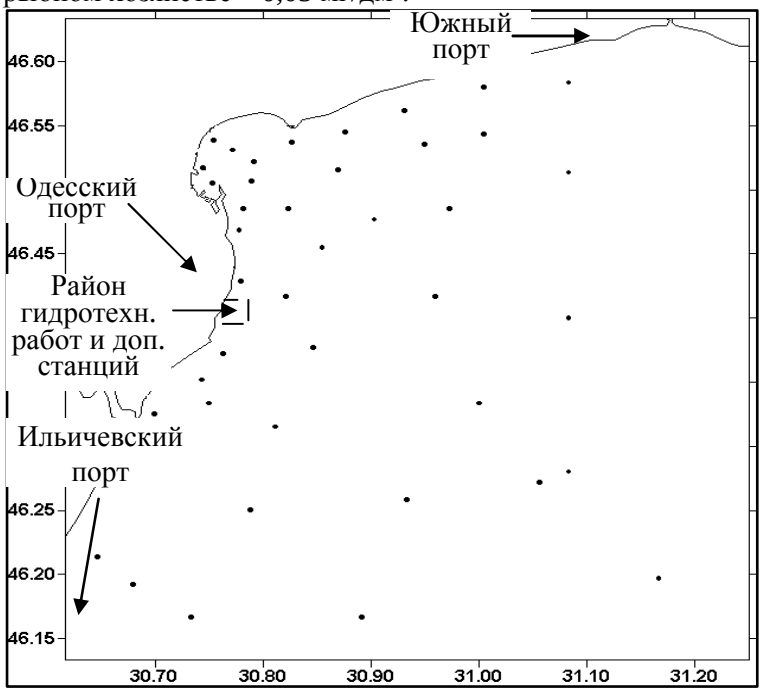


Рис. Схема станций отбора проб

Результаты исследований и их обсуждение

Характер пространственного распределения НП в Одесском регионе СЗЧМ во многом обусловлен динамикой вод. Пресный сток из Днепро-Бугского лимана оказывает значительное влияние на загрязнение морских вод НП, способствуя формированию постоянного фонового уровня загрязнения. При значительной пространственной и временной изменчивости ветровых, термогалинных и стоковых течений, в Одесском регионе преобладает суммарная циркуляция циклонического характера. Прослеживается преобладающий вдольбереговой перенос вод южного направления, с которым загрязняющие вещества частично выносятся за пределы региона, или же, в результате суммарного циклонического кругооборота, осаждаются с взвешенным веществом в донные осадки центральной котловины. Особенно интенсивно это происходит весной и осенью, в период наибольшей интенсивности термогалинных и стоковых течений циклонического характера [5–6]. В 1988-1999 гг. как в прибрежной мелководной, так и в глубоководной зоне Одесского региона, сплошное загрязнение толщи вод НП наблюдалось на уровне 1,0–1,5 ПДК. Результаты исследований 2005-2009 гг. показали значительное снижение уровня загрязнения морских вод НП по сравнению с 1988-1999 гг. (табл.1).

В пространственном распределении величин концентраций НП в поверхностных водах произошли существенные изменения. Районы, где в поверхностном слое вод содержание НП постоянно фиксировалось на уровне или выше ПДК, теперь наблюдались только локально в прибрежном мелководье вблизи стационарных источников загрязнения. Например, летом 2009 г. в радиусе 1 км от сбросов СБО «Южная» среднее содержание НП в воде составило 1,6 ПДК, в районе сбросов СБО «Северная» – значительно выше (15 ПДК), а у выхода из Одесского порта – 30 ПДК в поверхностном слое вод и 20 ПДК в придонном. На удаленных от источников загрязнения глубоководных мористых станциях в летние сезоны 2006-2009 гг.

средние величины содержания НП в толще вод не превышали 0,4 ПДК (см. табл. 1). Таким образом, пространственное распределение содержания НП в водах региона в этот период, по сравнению с периодом 1988–1999 гг., выглядело неоднородным. Наибольшее влияние береговых источников загрязнения просматривалось в осенне–зимний период, а наименьшее – в летний период.

Таблица 1

Содержание НП (мг/дм^3) в воде Одесского района (среднегодовые значения)

Слой	Значение	1988–1999 гг.	2005–2009 гг.	2011–2013 гг.
Поверхност–ный	Мин.	0,01	0,01	0,01
	Макс.	0,25	0,21	0,10
	Среднее	0,07	0,04	0,06
Придонный	Мин.	0,00	0,01	0,01
	Макс.	0,26	0,18	0,08
	Среднее	0,05	0,04	0,04

С началом гидротехнических работ в изучаемой акватории появился дополнительный источник загрязнения морской среды НП. Величины содержания НП в 2010 г. в пробах воды, отобранных на добавленных станциях, колебались в диапазоне 1,6-2,5 ПДК. Одновременно, среднее содержание НП в поверхностном слое прибрежной мелководной зоны региона выросло до величины 0,06 мг/дм^3 (1,2 ПДК), а в поверхностном слое глубоководной мористой зоны – до 0,05 мг/дм^3 (1 ПДК), что подтверждает роль ветровых течений в переносе загрязнений по акватории. Надо отметить, что в 2010 г. годовой сток Днепра в 1,5 раза превышал годовой сток 2009 г., что также может служить объяснением загрязнения глубоководной зоны Одесского региона в этот период.

В 2011–2013 гг. среднегодовое содержание НП в поверхностных пробах морских вод прибрежной и мористой зон составило 1,4 ПДК, а на реперных точках – 2 ПДК (табл. 2). Практически все отобранные в этот период пробы морской воды были значительно загрязнены НП.

Таблица 2

Содержание НП (мг/дм^3) в поверхностном слое вод проб, отобранных на реперных точках (среднегодовые значения)

Значение	2011 г.	2012 г.	2013 г.
Мин.	0,07	0,02	0,02
Макс.	0,18	0,11	0,28
Среднее	0,10	0,10	0,06

Летом 2013 г. закончилась активная фаза строительства терминала, и на глубоководных станциях средний уровень загрязнения НП стал ниже ПДК. Максимальные величины содержания НП в воде наблюдались только вблизи источников загрязнения на мелководье. Осенью 2013 г. наиболее высокие концентрации НП фиксировались в придонном слое вод на станциях, расположенных в районе проведения дноуглубительных работ вблизи Одесского и Южного портов – 1,6 ПДК и 1,8 ПДК.

Выводы

Гидротехнические работы по строительству нового контейнерного терминала способствовали временному росту загрязнения вод НП. Рекомендовано продолжить мониторинговые исследования загрязнения морских вод НП после начала эксплуатации терминала.

1. *Биологические* аспекты нефтяного загрязнения морской среды / О. Г. Миронов, Н. Ю. Миловидова, Т. Л. Щекатурина [и др.]; под общ. ред. О. Г. Миронова. – К.: Наукова думка, 1988. – 248 с.
2. *Доценко* С. А. Нефтяное загрязнение моря у берегов Одессы / С. А. Доценко, Н. Ф. Подплетная, П. Т. Савин // Материалы Международной научн. конф. – Ростов–на–Дону, 2009. – С. 99–102.

1. *Доценко С. А.* Межгодовая изменчивость абиотических характеристик и нефтяного загрязнения Одесского региона северо–западной части Черного моря / С. А. Доценко, Н. Ф. Подплетная., Л. П. Павлютина // Український гідрометеорологічний журн. – 2013. – № 13. – С. 239–244.
2. *Доценко С. А.* Многолетняя изменчивость нефтяного загрязнения прибрежной зоны моря у Одессы / С. А. Доценко, Н. Ф. Подплетная // Материалы Междунар. Научн. конф. – Ростов–на–Дону, 2011. – С. 158–161.
3. *Доценко С. А.* Динамика вод в прибрежной зоне Одесского региона северо–западной части Черного моря / С. А Доценко, В. В. Адобовский, В. А. Никаноров // Український гідрометеорологічний журн. – 2013. – № 13. – С. 245–249.
4. *Доценко С. А.* Сезонная изменчивость основных гидрологических параметров в Одесском регионе северо–западной части Черного моря / С. А. Доценко // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь, 2002. – Вып. 1 (6). – С. 47–57.
5. *Руководство* по методам химического анализа морских вод / [под ред. С. Г. Орадовского]. – Л.: Гидрометеоиздат, 1977. – С. 118–127.

С. А. Доценко, Н. Ф. Подпльотна
Інститут морської біології НАН України, Одеса

НАФТОВЕ ЗАБРУДНЕННЯ ОДЕСЬКОГО РЕГІОНУ ПІВНІЧНО–ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ В УМОВАХ ПОСИЛЕННЯ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Представлені результати аналізу рівня забруднення нафтопродуктами Одеського регіону північно–західної частини Чорного моря з 1988 по 2013 р. в періоди різного антропогенного навантаження на морське середовище. Гідротехнічні роботи в Одеському порту призвели до зростання забруднення товщі морських вод всього Одеського регіону НП.

Ключові слова: Одеський регіон, нафтопродукти, циркуляція вод, стік річок, гідротехнічні роботи

S. Dotsenko, N. Podplotna
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

PETROLEUM PRODUCTS IN THE ODESA REGION OF THE NORTH–WESTERN PART OF THE BLACK SEA IN THE TERMS OF ANTRHROPOGENIC PRESSURE INCREASING

The results of an authentic long–term monitoring (1988–2013) of the contamination levels by petroleum products in pelagic and benthic zones in Odesa region of the north–western part of the Black Sea during the periods of various antrhropogenic pressure on marine environment are prezented in this article. Hidrotecnical works in Odesa seaport lead to the significant increaz in sea water contamination by petroleum products affecting the sea water in the hole region.

Keywords: Odesa region, petroleum products, water circulation, river runoff, gidrotechnical works

УДК [556.31/.38(262.5:1–16)]

С.Е. ДЯТЛОВ, А.В. КОШЕЛЕВ, В.В. АДОБОВСКИЙ, Л.Ю. СЕКУНДЯК, Н.Ф. ПОДПЛЕТНАЯ, Е.В. КИРСАНОВА, Г.Н. ДЕВЯТЫХ, С.А. ЗАПОРОЖЕЦ

Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ДРЕНАЖНЫХ И ЛИВНЕВЫХ ВОД ОДЕССКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ

Приведены данные об интенсивности загрязнения дренажных и ливневых вод Одесского побережья тяжелыми металлами, нефтопродуктами и биогенными веществами. Проведен сравнительный анализ содержания загрязняющих веществ в 2001 и 2014 гг. в ливневых водах, которые сбрасываются в пляжную зону в районе 16-ой станции Большого Фонтана. В 2001 г. в ливневых водах было отмечено высокое содержание взвешенной формы тяжелых металлов (например, меди – 18,56 мкг·дм$^{-3}$), а также аммонийного азота (2600 мкг·дм$^{-3}$), нитритов

(270 мкг·дм$^{-3}$), фосфатов (1670 мкг·дм$^{-3}$), что свидетельствовало о подключении к ливневому коллектору источников хозфекальних вод. В 2014 г. содержание тяжелых металлов и биогенных веществ в ливневых водах существленно снизилось (кроме нитратов – 25,00 мкг·дм$^{-3}$). Об этом также свидетельствовало отсутствие токсичности этих вод для наиболее чувствительного пресноводного тест-объекта *Tamnocephalus platyurus*.

Ключевые слова: Одесское побережье, загрязнение, тяжелые металлы, нефтепродукты, биогенные вещества, токсичность

Понтические известняки образовались из осадков понтического моря-озера, возникшего более 6,5 млн. лет назад. Мощность этого известняка в районе Одессы достигает 12–15 м. Известняки обычно подстилаются меотическими глинами, которые являются региональным водоупором, что приводит к образованию в нижней толще известняков водного горизонта, областью разгрузки которого является Одесское побережье.

Вода, вытекающая из нижних слоев известняка в море, была одной из причин возникновения оползней на Одесском побережье. Для предотвращения разрушения побережья в 60-х гг. прошлого века в Одессе началось строительство берегозащитных сооружений. Для сбора дренажных вод созданы горизонтальные лотки с отведением воды в море.

Дренажные воды понтического горизонта подпитываются за счет поверхностных вод, так как вся вышележащая толща отложений обладает значительной пористостью. При строительстве противооползневых сооружений был выполнен целый комплекс работ для предотвращения замачивания склонов Одесского побережья. Вдоль всего побережья были пройдены галереи, перехватывающие воды понтического горизонта, которые сбрасывается в море через 12 выпусков.

Главной причиной загрязнения дренажных вод в прошлом являлся сброс сточных вод промышленными предприятиями города непосредственно в понтический горизонт, минуя канализацию.

Ливневые воды Одессы сбрасываются в море в разных местах города, наиболее доступной для регулярного мониторинга является выпуск 13 в районе 16-ой ст. Большого Фонтана (БФ).

Материал и методы исследований

Схема выпусков дренажных и ливневых вод приведена на рисунке 1. Пробы дренажных и ливневых вод отбирали 13 августа 2014 г. и доставляли в лабораторию, где определяли в них содержание загрязняющих и биогенных веществ [2].



Рис. 1. Расположение выпусков дренажных и ливневых вод на побережье г. Одессы

Оценку токсичности проводили в соответствии ДСТУ, в качестве тест-объекта использовали ранние науплиальные стадии *Thamnocephalus platyurus* (Crustacea, Anostraca) [3].

Результаты исследований и их обсуждение

Годовой дебит дренажных ливневых вод в период с 2000 по 2015 г. колебался от 17,76 до 19,45 млн. м^3. В 2001 г. к ливневому коллектору были незаконно подключены хозфекальные сточные воды частного сектора. Данные о содержании тяжелых металлов в дренажных и ливневых водах Одессы приведены в таблице 1, биогенных веществ – в таблице 2.

Таблица 1

Содержание тяжелых металлов и нефтепродуктов в дренажных и ливневых водах побережья г. Одессы 13 августа 2014 г.

Номера и названия выпусков дренажных и ливневых вод	Тяжелые металлы, мкг·дм$^{-3}$										НП*, мг·дм$^{-3}$
	Растворенная форма					Взвешенная форма					
	Cu	*Zn*	*Ni*	*Cd*	*Pb*	*Cu*	*Zn*	*Ni*	*Cd*	*Pb*	
1. Пляж «Отрада»	1,90	7,90	4,20	0,14	1,30	0,09	0,40	0,08	0,06	0,16	0,05
2. Яхт-клуб	2,80	6,20	4,60	0,16	0,40	0,01	0,22	0,04	0,08	0,02	**0,06**
3. Пляж «Дельфин»	**6,60**	7,00	4,20	0,15	2,10	0,05	0,19	0,04	0,07	0,17	**0,16**
4. Пляж «Нудистский»	**5,10**	9,00	5,42	0,36	2,70	0,07	0,10	0,01	0,04	0,02	**0,07**
5. Мыс Малый Фонтан	2,90	9,40	4,10	0,16	0,40	0,00	0,10	0,16	0.05	0,02	**0,07**
6. Пляж 8 ст. Среднего Фонтана	2,70	5,00	4,34	0,30	1,90	0,00	0,05	0,04	0,03	0,06	0,02
7. Пляж 11 ст. Среднего Фонтана	4,40	5,00	4,94	0,34	2,70	0,00	0,04	0,01	0,03	0,04	0,02
8. Пляж 13 ст. Среднего Фонтана	4,30	5,00	5,57	0,51	3,30	0,00	0,23	0,01	0,04	0,01	0,01
9. Пляж 15 ст. БФ	2,70	5,50	4,21	0,31	1,70	0,05	0,17	0,05	0,06	0,83	0,01
10. Мыс БФ	2,40	3,90	4,21	0,34	1,80	0,02	0,12	0,03	0,01	1,37	0,03
11. Пляж «Отрада, Желтый камень	3,30	6,50	0,29	0,19	0,50	0,40	0,92	0,28	0,12	0,91	**0,12**
12. Судоремонтный завод-2.	2,40	6,50	3,50	0,28	2,30	0,10	0,22	0,16	0,05	0,13	0,04
13. Ливневый коллектор 16 ст. БФ:											
2014 г.	2,10	3,70	2,37	0,18	1,20	0,01	0,12	0,24	0,18	0,00	0,02
2001 г. [1]	1,27	0,00	2,30	0,07	–	18,56	121,16	3,59	0,84	–	0,81
ПДК	5	50	10	10	10	–	–	–	–	–	0,05

Примечания. НП* – нефтепродукты; жирным шрифтом выделено превышение ПДК

Превышение ПДК меди наблюдалось дважды (выпуски 3 и 4), ПДК нефтепродуктов – пять раз (выпуски 2–5 и 11) (рис. 1).

Содержание растворенной формы тяжелых металлов в ливневых водах незначительно повысилось по сравнению с 2001 г. Зато содержание взвешенной формы тяжелых металлов резко снизилось: меди – в 1856, цинка – в 1010, никеля и кадмия в 2,4 и 4,7 раз, соответственно.

Содержание биогенных веществ в 2001 г. было выше по отношению к 2014 г.: NH_4^+ – в 26,6; NO_2^- в 3,37; PO_4^{3-} – в 9,22 раза. И только содержание NO_3^- было выше в 2014 г. по сравнению с 2001 г. в 500 раз (табл. 2).

Высокий уровень загрязнения вод из ливневого коллектора можно объяснить тем, в 2001 г. к нему были подключены источники хозфекальных вод. К 2014 г., после вмешательства общественных организаций, содержание тяжелых металлов и биогенных веществ в ливневых водах существенно снизилось (кроме нитратов – 25,00 мкг·дм$^{-3}$).

Таблица 2

Содержание биогенных веществ в дренажных и ливневых водах побережья г. Одессы 13 августа 2014 г.

Названия и номера выпусков дренажных и ливневых вод	NH_4^+, мкг·дм$^{-3}$	NO_2^-, мкг·дм$^{-3}$	NO_3^-, мг·дм$^{-3}$	PO_4^{3-} мкг·дм$^{-3}$
1. Пляж «Ланжерон»	42,09	0,55	14,50	22,04
2. Пляж «Отрада»	49,61	0,73	15,60	19,92
3. Яхт-клуб	71,03	0,64	17,70	24,45
4. Пляж «Отрада-2»	27,81	0,27	22,0	24,47
5. Пляж «Нудистский»	33,82	0,00	15,80	65,20
6. Мыс Малый фонтан	16,54	0,27	21,10	24,45
7. Пляж 11 ст. СФ	44,35	0,27	20,30	18,11
8. Пляж 13 ст. СФ	27,81	4,21	18,40	26,56
9. Пляж 15 ст. СФ	25,18	0,82	17,03	105,95
10. Мыс БФ	66,15	1,19	20,50	112,29
11. Пляж «Отрада», Желтый камень	39,84	0,00	16,80	23,24
12. Судоремонтный завод-2	76,67	0,55	31,20	21,13
13. Ливневый коллектор 16 ст. БФ:				
2014 г.	101,48	73,16	25,00	181,11
2001 г. [1]	2600,00	270,00	0,05	1670,00
ПДК	400,00	20,00	9,00	150,00

Примечания. ст. – станция; СР – Средний Фонтан, БФ – Большой Фонтан.

Выживаемость тест-объектов в дренажных водах была ниже, чем в контроле и менялась в диапазоне 18–90% (рис. 2). Только в пробе воды, отобранной из ливневого коллектора 16 станции Большого Фонтана, токсичность отсутствовала. Наибольшее снижение выживаемости тест-объектов зарегистрировано в пробе дренажной воды из выпуска 4.

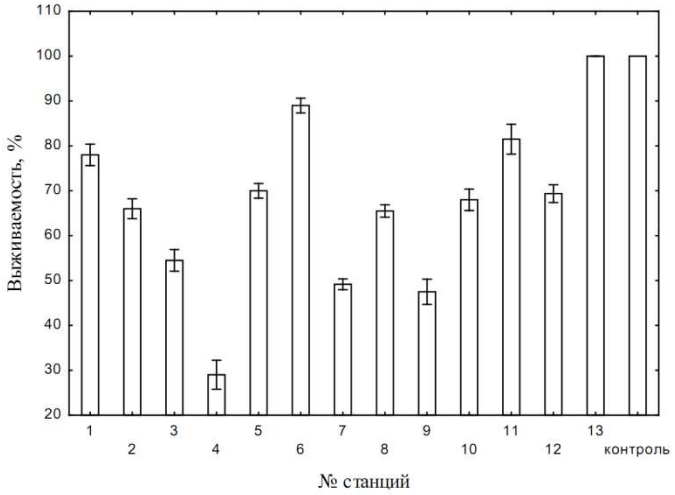


Рис. 2. Выживаемость ранних науплиальных стадий *T. platyurus* в дренажных и ливневых водах

Дренажные воды из выпусков 7 и 9 оказывали острую летальную токсичность, о чем свидетельствует превышение 50%-ной смертности.

Выводы

Проведенные исследования показали улучшение качества дренажных и ливневых вод Одесского побережья. Пользуясь совокупностью показателей можно заключить, что к

ливневому коллектору больше не подключены хозфекальные воды. Наиболее высокая токсичность дренажных вод отмечена в районе пляжа «Отрада-2», выпуск 4.

1. *Дятлов С. Е.* Качество дренажных вод, ливневых и сточных вод, сбрасываемых в море и Хаджибейский лиман / С. Е. Дятлов, Е. Г. Патлатюк, В. А. Никаноров, В. В. Адобовский [и др.] // Экологические проблемы Черного моря. – Одесса: ОЦНТЭИ, 2002. – С. 69–73.
2. *Руководство* по химическому анализу поверхностных вод суши. – Л.: Гидрометеоиздат, 1993. – 264 с.
3. *ISO 14380-2011*. Water quality – Determination of the acute toxicity to *Thamnocephalus platyurus* (Crustacea, Anostraca). – First Edition. – 2011. – 28 p.

Исследования проведены при поддержке фундаментальной темы НАН Украины «Формування якості морського середовища в умовах антропогенної трансформації берегової зони північно-західної частини Чорного моря»

С.Є. Дятлов, О.В. Кошелев, В.В. Адобовський, Л.Ю. Секундяк, Н.Ф. Підпльотна, О.В. Кірсанова, Г.М. Дев'ятих, С.О. Запорожець
Інститут морської біології НАН України, Одеса

ТОКСИКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ДРЕНАЖНИХ ТА ЗЛИВОВИХ ВОД ОДЕСЬКОГО УЗБЕРЕЖЖЯ

Приведені дані щодо інтенсивности забруднення дренажних та зливових вод Одеського узбережжя важкими металами, нафтопродуктами і біогенними сполуками. Проведено порівняний аналіз вмісту забруднюючих речовин у 2001 і 2014 рр. зливових вод, що скидаються у пляжну зону у районі 16-ої станції Великого Фонтану. У 2001 р. у зливових водах було відмічено високий вміст завислої форми важких металів (наприклад, міді – 18,56 мкг·дм$^{-3}$), а також амонійного азоту (2600 мкг·дм$^{-3}$), нітритів (270 мкг·дм$^{-3}$), фосфатів (1670 мкг·дм$^{-3}$), що свідчило про підключення до зливового колектора источников хозфекальних вод. У 2014 р. вміст важких металів і біогенних сполук у зливових водах суттєво знизився (крім нітратів – 25,00 мкг·дм$^{-3}$). Про це також свідчить відсутність токсичності цих вод для найбільш чутливого прісноводного тест-об'єкту *Tamnocephalus platyurus*.

Ключові слова: Одеське узбережжя, забруднення, важкі метали, нафтопродукти, біогенні сполуки, токсичність

S.Ye. Dyatlov, A.V. Koshelev, V.V. Adobovskiy, L.Yu. Sekundyak, N.F. Podplyotnaya, E.V. Kirsanova, G.N. Deviatykh, S.A. Zaporozhets
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

TOXICOLOGICAL CHARACTERISTIC OF DRAINAGE AND RAIN WATERS OF ODESA COAST

The article presents data on the intensity of the pollution of drain and rain waters near the coast of Odesa by heavy metals, oil and nutrients. It is shown the comparative analysis of pollutants in 2001 and 2014 in rain water discharged into the beach area near the 12th station of Bolshoy Fontan. In 2001, the high content of suspended forms of heavy metals (copper – 18.56 mkg·dm^{-3}) and ammonium (2600 mkg·dm^{-3}), nitrite (270 mkg·dm^{-3}), phosphates (1670 mkg·dm^{-3}) was determined in the rain waters, indicating the connection of rain sewer with the sources of waste waters. In 2014, the content of heavy metals and nutrients in rain waters decreased significantly (except nitrates – 25.00 mg·dm^{-3}). This is evidenced by the absence of toxicity of these waters for the most sensitive freshwater test object *Tamnocephalus platyurus*.

Keywords: Odesa coast, pollution, heavy metals, oil, nutrients, toxicity

УДК 581.526.3:581.93(581.524.3:58.02)(282.243.76)(477)

Т.Н. ДЬЯЧЕНКО

Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

ИЗМЕНЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ ФЛОРЫ МАКРОФИТОВ В ЗАЛИВАХ КИЛИЙСКОЙ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ

Рассматриваются смены экологической структуры флоры водных макрофитов в ходе сукцессии в опресненных и солоноватоводных заливах Килийской дельты Дуная.

Ключевые слова: Килийская дельта Дуная, водные макрофиты, сукцессия, экологическая группа

Килийская дельта Дуная (КДД) относится к дельтам выдвижения. Водоемы здесь возникают между двумя рукавами как открытые со стороны моря мелководные заливы. С развитием дельты заливы постепенно отгораживаются косами от моря и рукавов, превращаются во внутридельтовые водоемы или захватываются плавней. По мере изоляции залива, показатели минерализации воды, внешнего водообмена и состава донных отложений меняются, что вызывает изменения в составе макрофитов.

Преобладающее направление ветров и различия в величине стока по разным рукавам способствуют тому, что заливы, расположенные в северной части дельты (Перебоина – заливом Перебоина считается северная, наиболее удаленная от моря, затока Белгородского залива, Соленый, Шабаш), менее опреснены, чем заливы, расположенные в ее восточной части (Малый Лазаркин, Делюков, Ананькин).

Материал и методы исследований

Макрофиты понимаются в объеме экотипов гидрофитов (без макроскопических водорослей и водных мхов) и гелофитов [4].

Состав макрофитной флоры анализируется по данным К.К. Зерова [1] за 1948 г. и материалам автора, полученным в вегетационные сезоны 2010-2013 гг. общепринятыми в гидроботанике методами [2].

При анализе экологической структуры рассматриваются традиционные экологические группы (э.г.), выделяемые по расположению фотосинтезирующих органов относительно поверхности воды и связи растений с донными отложениями; по отношению к минерализации, степени проточности, богатству донных отложений питательными веществами.

Целью работы является анализ изменений в экологической структуре флоры водных макрофитов опресненных и солоноватоводных заливов за период 1948-2013 гг.

Результаты исследований и их обсуждение

В 40-е гг. XX в. опресненные заливы свободно соединялись с морем. Разная степень изоляции и опреснения обеспечивали различия во флористическом составе (табл. 1). В каждом заливе насчитывалось 19–25 видов, относящихся к 6 э.г. [4]. Биотопическое разнообразие и слабая конкуренция обеспечивали доминирование 11–13 видов разной экологической природы. Наибольшее количество видов отмечалось среди э.г. погруженных укореняющихся гидрофитов, но максимальные площади занимали укореняющиеся гидрофиты с плавающими листьями, лимнофильные и детритопелофильные в верхних частях заливов и псаммопелофильные и более реофильные в нижних.

Таблица 1

Динамика макрофитов опресненных заливов

Кут	Делюков		М. Лазаркин		Ананькин	
Вид /год	1948	2013	1948	2013	1948	2013
Phragmites australis*	O	O	O	O	O	O
Typha angustifolia	O	+	O		O	O
T. latifolia		+		+		
Shoenoplectus lacustris	+					
Sh. triqueter					O	
*Bolboshoenus maritimus***	O					
Sparganium erectum	O	O	O		O	
Glyceria maxima		+		+		
Butomus umbellatus		+				
Sagittaria sagittifolia	O	+	O			
Nymphaea alba	O	O	O	O	O	O
Nuphar lutea	+	+	O			
Nymphoides peltata	O		O		O	+
Trapa natans	O	O	O	O	O	O
Potamogeton nodosus	O	+	O		O	
Salvinia natans	+	+	+	O	+	+
Spirodela polyrrhyza	+	+	+	+	+	+
Hydrocharis morsus ranae		+		+		+
Lemna minor	+	+	+	+	+	+
Azolla caroliniana						+
Utricularia vulgaris	+					
Stratiotes aloides	+	+	O	+	+	+
Ceratophyllum demersum	+	+		+		O
L. trisulca			+		+	+
P. pusillus	+				O	
P. perfoliatus	O		O		O	
P.pectinatus	+	+	O	+	O	
P. crispus	+	+	+	+	+	+
Vallisneria spiralis					O	
Najas marina	+					
Batrachium sp.	+				O	
Elodea canadensis					+	
Myriophyllum spicatum	+		+		O	
M. verticillatum	O		O		+	
Всего видов	25	19	19	13	22	14
Всего экологических групп	6	6	6	6	6	5

Примечания: * – названия растений приводятся по [3], O- доминирующий вид; ** – гигрогелофит *Bolboschoenus maritimus* учитывается как низкотравный гелофит

Спустя 65 лет, опресненные морские заливы представляют собой внутридельтовые водоемы (М. Лазаркин, Ананькин), Делюков кут сохранил незначительную связь с Анкудиновым рукавом и морем. Показатели внешнего водообмена уменьшились, показатели минерализации выровнялись, в донных отложениях пески разной степени заиления постепенно заменяются черными грубодетритными илами. Площадь водного зеркала сократилась за счет разрастания тростниковых ценозов. Сократилось количество видов (до 13–19) и ценозообразователей (до 4–5). Практически исчезли доминанты среди низкотравных гелофитов. В мелководном Делюковом куту количество видов этой э.г. увеличилось, а в Ананькином куту они вообще не встречаются. Максимальные площади в водоемах занимают укореняющиеся гидрофиты с плавающими листьями (*Trapa natans* и *Nymphaea alba*). В большинстве водоемов из состава группы выпали реофильные псаммопелофильный *Nymphoides peltata*, пелобионтный *Nupar lutea* и детритопелофильный *Potamogeton nodosus*. Во всех водоемах среди свободноплавающих гидрофитов появился типично-пресноводный

детритопелофильный *Hydrocharis morsus-ranae*, характерный для замкнутых или слабопроточных водоемов. Максимальные изменения произошли в э.г. погруженных укореняющихся гидрофитов – количество видов сократилось с 5–9 (2–6 доминирующих) до 1–2 с незначительным проективным покрытием. Связано это с преобладанием на плесах укореняющихся гидрофитов с плавающими листьями и вызываем ими затенением.

Иная картина наблюдается в солоноватоводных заливах. В 40-е гг. это были открытые заливы с более высокими показателями минерализации, чем в рассмотренных выше опресненных водоемах. Встречалось здесь от 3 до 10 видов (табл. 2) макрофитов из 1–3 э.г., большинство из них – виды-ценозообразователи.

Таблица 2

Динамика макрофитов солоноватоводных заливов

Кут	Соленый		Шабаш		Перебоина	
Вид/год	1948	2013	1948	2013	1948	2013
Phragmites australis	O	O	O	O		O
Typha angustifolia	O	+	O			O
Typha latifolia		+				
Schoenoplectus lacustris	O					
Schoenoplectus trigueter	O	O	O	+		O
Bolboschoenus maritimus	+	+				
Sparganium erectum		+				
Trapa natans		+				+
Potamogeton nodosus		+				
Salvinia natans		+				+
Spirodela polyrrhyza		+				
Hydrocharis morsus-ranae				+		
Lemna minor		+				
Lemna trisulca		+		+		
Ceratophyllum demersum		+				O
P. perfoliatus	+	+	+	+		
P. pectinatus	O	O	O	+		
P. pusillus	O		O			
P. crispus				+		
Elodea canadensis				+		
Najas marina						+
Myriophyllum spicatum	O	O	O	+	O	
Myriophyllum verticillatum						
Zannichellia major	O				O	
Zostera noltii					O	
Всего видов	10	16	7	9	3	7
Всего экологических групп	3	6	2	4	1	5

Большим видовым богатством и количеством доминантов отличались э.г. погруженных укореняющихся гидрофитов и высокотравных гелофитов. В прибрежном поясе доминировали высокотравные гелофиты, выдерживающие засоление, на плесе – отдельные пятна погруженных укореняющихся гидрофитов широкой экологической амплитуды или типичных галофитов (Перебоина).

К 2013 г. куты частично отгородились косами от моря, показатели минерализации снизились. Количество видов возросло до 7–16, а доминантов уменьшилось до 1–4. Появились укореняющиеся гидрофиты с плавающими листьями; гидрофиты, свободно плавающие в толще и на поверхности воды (т.е. количество э.г. увеличилось до 4–6). Большая часть появившихся видов более гликофильны и менее реофильны, чем развивающиеся там ранее.

Выводы

Анализ экологической структуры макрофитов заливов КДД, проведенный с интервалом в 65 лет, показал ведущие факторы сукцессий в растительном покрове. В солоноватоводных

заливах это снижение пресса солености, вызванное частичной изоляцией заливов от моря. В опресненных – уменьшение проточности и накопление детрита в донных отложениях (из-за превращения заливов во внутридельтовые водоемы), а также затенение погруженных укореняющихся гидрофитов, вызванное чрезмерным развитием водяного ореха.

1. *Зеров К. К.* Водная растительность Килийской дельты Дуная / К. К. Зеров // Дунай и сопредельные водоемы в пределах СССР. – К.: Изд-во АН УССР, 1961. – С. 37–49.
2. *Катанская В. М.* Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР / В. М. Катанская. – Л.: Наука, 1981.– 187 с.
3. *Определитель* высших растений Украины / Д. Н. Доброчаева, М. И. Котов, Ю. Н. Прокудин [и др.]. – К.: Наукова думка. – 548 с.
4. *Папченков В. Г.* О классификации растений водоемов и водотоков / В. Г. Папченков // Гидроботаника: материалы, методы : Материалы школы по гидроботанике (8–12 апреля 2003 г., Борок). – Рыбинск: ОАО Рыбинский дом печати, 2003. – С. 23–26.

Т.М. Дьяченко
Інститут гідробіології НАН України, Київ

ЗМІНА ЕКОЛОГІЧНОЇ СТРУКТУРИ ФЛОРИ МАКРОФІТІВ В ЗАТОКАХ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ

Розглядаються зміни екологічної структури флори водних макрофітів в ході сукцесій в опріснених і солоноватоводних затоках Кілійської дельти Дунаю.

Ключові слова: Кілійська дельта Дунаю, водні макрофіти, сукцесія, екологічна група

T.M. Dyachenko
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

CHANGE IN ECOLOGICAL STRUCTURE OF MACROPHYTES FLORA IN THE BAYS OF THE KILIA DANUBE DELTA

The changes in the ecological structure of aquatic macrophyts flora during the successions in desalination and brackish bays of Kilia Danube Delta are considered.

Keywords: Kilia Danube delta, aquatic macrophytes, succession, ecological groups

УДК 54.2.66.061.3

В.О. ДЯКІВ

Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Грушевського, 4, Львів, 79005, Україна

МОДЕЛЮВАННЯ ВПЛИВУ САМОІЗОЛЯЦІЇ БОРТІВ, ГРАВІТАЦІЙНОЇ ДИФЕРЕНЦІАЦІЇ ТА ХВИЛЬОВОГО ЗМІШУВАННЯ НА ФОРМУВАННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ОЗЕРНИХ ВОД В ПРОЦЕСІ ЗАТОПЛЕННЯ ДОМБРОВСЬКОГО СОЛЯНОГО КАР'ЄРУ (м. КАЛУШ)

Змодельовано вплив головних природних чинників, які супроводжують затоплення соляного кар'єру в м. Калуші (Івано-Франківська область) та визначають формування хімічного складу озерних вод. Доведено, що внаслідок руйнування бортів кар'єру, береги і дно озера ізолюються від соленосних відкладень. Внаслідок відмінності у мінералізації та густині вод на ділянках вилуговування соляних мінералів, відбувається їх гравітаційна диференціація. Потужність зони хвильового змішування залежить від інтенсивності вітрів та призводить до усереднення

хімічного складу у приповерхневій водній товщі. Спільний вплив цих процесів призводить до опріснення мінералізованих вод та формування прісноводної товщі.

Ключові слова: Домбровський кар'єр, калійні руди, затоплення, розчинення, самоізоляція бортів, моделювання, хімічний склад, озерні води

До однієї з найбільших проблем м. Калуша, що у 2010 р. було оголошене зоною екологічного лиха, належить самозатоплення Домбровського соляного кар'єру, яке почалося після катастрофічної повені в липні 2008 року. З того часу на місці кар'єру утворюється озеро з унікальним гідрохімічним складом за рахунок розчинення бортів складених легкорозчинними мінералами з домішками нерозчинного матеріалу. У зв'язку із цим одним з найважливіших питань є прогноз хімічного складу води в майбутньому озері, чи не стане воно джерелом засолення четвертинного водоносного горизонту та чи буде вода придатна для життя гідробіонтів. Так, автори статті [1] вважають, що озеро буде солоним, унаслідок чого станеться засолення четвертинного водоносного горизонту. Протилежну думку відстоювали А.М. Гайдін та В.О. Дяків, які на підставі експериментального моделювання і теоретичних розрахунків довели, що верхня частина водної товщі буде прісною і небезпеки для довкілля не буде [2, 3]. Тому вельми актуальним є оцінка достовірності виконаного прогнозу хімічного складу води в Домбровському озері.

Матеріал і методи досліджень

Для досягнення вказаної мети були проведені спостереження за динамікою затоплення кар'єру, фотодокументація стану бортів, проміри глибини озера, поінтервальне опробування затопленої частини кар'єру та визначення гідрохімічного складу за стандартними методиками. Основним методом оцінки впливу природних геологічних та гідродинамічних процесів на формування хімічного складу озерних вод в процесі затоплення Домбровського соляного кар'єру було експериментальне моделювання. При побудові експериментальної моделі борта кар'єру в якості аналога соленосної товщі взято суміш галіту та глинистих мінералів у пропорції 3:1, змішаної та скріпленої незначною кількістю води (950 мл на 10 кг суміші), яка при висушувані та механічному утрамбуванні перетворюється на стійку тверду штучну соленосну породу заданої конфігурації. Така штучна галопелітова товща за фізико-хімічними особливостями, розчинністю, фільтраційними властивостями максимально відповідала соленосній товщі реального об'єкту. Затоплення "кар'єру" імітувалось шляхом дозованого капельного поливу гравію прісною водою.

Результати досліджень та їх обговорення

Поклади Калуш-Голинського родовища мають складний полімінеральний склад. Основними мінералами калійних покладів є галіт, каїніт, лангбейніт. В невеликих кількостях (1-8%) присутні полігаліт, кізерит, сильвін, шеніт, епсоміт, леоніт і карналіт. У вигляді домішок (до 1%) зустрічаються астраханіт, левеїт, гексагідрит, ангідрит, гіпс, рідко вантгофіт, бішофіт і арканіт. Важливу роль в складі калійних порід відіграє глинистий і алеврито-піщаний терігенний матеріал, який присутній в кількості 10-15%.

Домбровський кар'єр характеризується наступними морфометричними показниками: глибиною 140 м, довжиною 900 м, шириною 850 м, площею 64 га, об'ємом виробленого простору 52,5 млн. м^3. Покриваючі відклади розкриті чотирма уступами висотою до 10 м з організацією селективної виїмки грунтово-рослинного шару, суглинків, галечників і гіпсо-глинистої "шапки", а скельні розкривні породи та рудний поклад – уступами висотою до 15 м. За весь період експлуатації з Домбровського кар'єру видобуто 35,4 млн. м^3 розкривних порід і 14,7 млн м^3 калійної руди – разом 50,1 млн м^3 гірничої маси.

Водопритік у соляний кар'єр супроводжується розвитком цілого ряду екзогенних геологічних процесів. Деякі з цих процесів можна спостерігати як у природних умовах, так і відтворити натурні спостереження на експериментальній моделі. Як показали результати експериментального моделювання первинним процесом, що супроводжує затоплення соляного кар'єру прісними водами, є зародження та поглиблення ніші вилуговування, із "зависанням" над рівнем водного дзеркала консолі соленосних товщ. Поглиблення ніші вилуговування

призводить до посилення гравітаційного навантаження на "завислу" консоль, що у певний момент спричиняє зародження субвертикальних заколів. Субвертикальні заколи порушують стійкість бортів та призводять до обвалення легкорозчинних порід. Нерозчинний теригенний глинистий матеріал, осідаючи на нерівну поверхню підводного схилу, утворює підпірну призму під кутом природного укосу. Найважливішим наслідком фізико-хімічної та механічної дезінтеграції соленосних товщ, є їх самоізоляція та консолідація гідроізолюючого прошарку, коли нерозчинний осад утворює стійкий механічний бар'єр між водою та соленосною товщею (рис. 1).

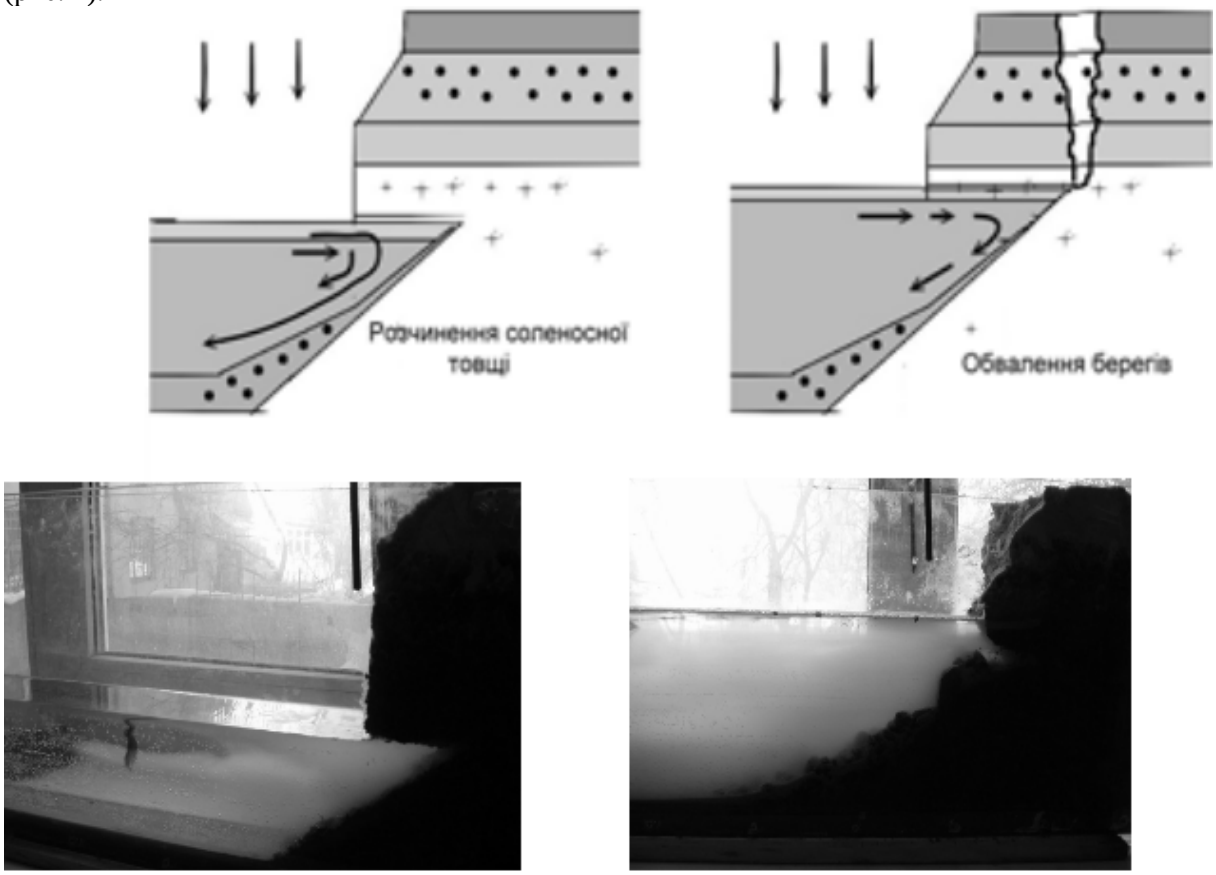


Рис. 1. Схема гідроізоляції бортів соляного кар'єру в процесі затоплення (вгорі) відтворена при експериментальному моделюванні (внизу)

В наступному експерименті в процесі дослідного затоплення до рівня "четвертинного горизонту" проведені спостереження за змінами хімічного складу вод при періодичному відборі 25% об'єму розсолів з дна. У такий спосіб моделювався процес гравітаційної диференціації розсолів, що утворюється у ніші вилуговування та поширюється вниз по ухилу борта у відповідності до питомої маси. Відібраний об'єм розсолу компенсувався додаванням тотожної кількості прісної води у ламінарному та турбулентному режимах. Після 3-5 денного відстоювання в "затопленому кар'єрі" визначали питому масу води ареометричним методом з п'яти водних прошарків на рівні: 1 – "водної поверхні", 2 – "четвертинного водоносного горизонту", 3 – "гіпсово-глинистої шапки", 4 – "соленосної товщі" та 5 – "донної частини кар'єру". Як показують спостереження на моделі, розсіл з високою мінералізацією стікає нахиленою поверхнею ніш на дно, а прісна вода накопичується зверху. В такий спосіб доведено чітку гравітаційну диференціацію та приуроченість розсолів близьких до насичення до донної частини експериментальної водойми. Мінералізовані води різної концентрації від вищих внизу до нижчих вгорі локалізовані у центральній частині поперечного профілю моделі. Натомість у приповерхневій частині водної товщі при мінімально-спостережуваних процесах змішування в умовах відсутності вітрового впливу локалізовані прісні води.

Польові спостереження за процесами затоплення дозволили дослідити роль вітрового впливу на інтенсивність хвильового змішування та дати кількісну оцінку їхнього впливу на формування хімічного складу озерних вод (рис. 2).

Як показують спостереження за бортами затоплюваного соляного кар'єру, в природних умовах амплітуда коливання рівня води залежить від швидкості вітру та висоти хвиль. Максимальна висота хвилі по аналогії з подібними за розміром озерами становить 1 м за умови швидкості вітру понад 10 м/с вітру, при 3 до 10 м/с – 0,5 м та 0,25 м за умов меншої від 3 м/с швидкості вітру. У першому випадку мінералізації води на поверхні 100 г/дм^3, максимальна зона змішування може досягати 5 м, у другому випадку не більше 2,5 м а за швидкості вітру до 3 м/с не більше 1,2 м (рис. 2).

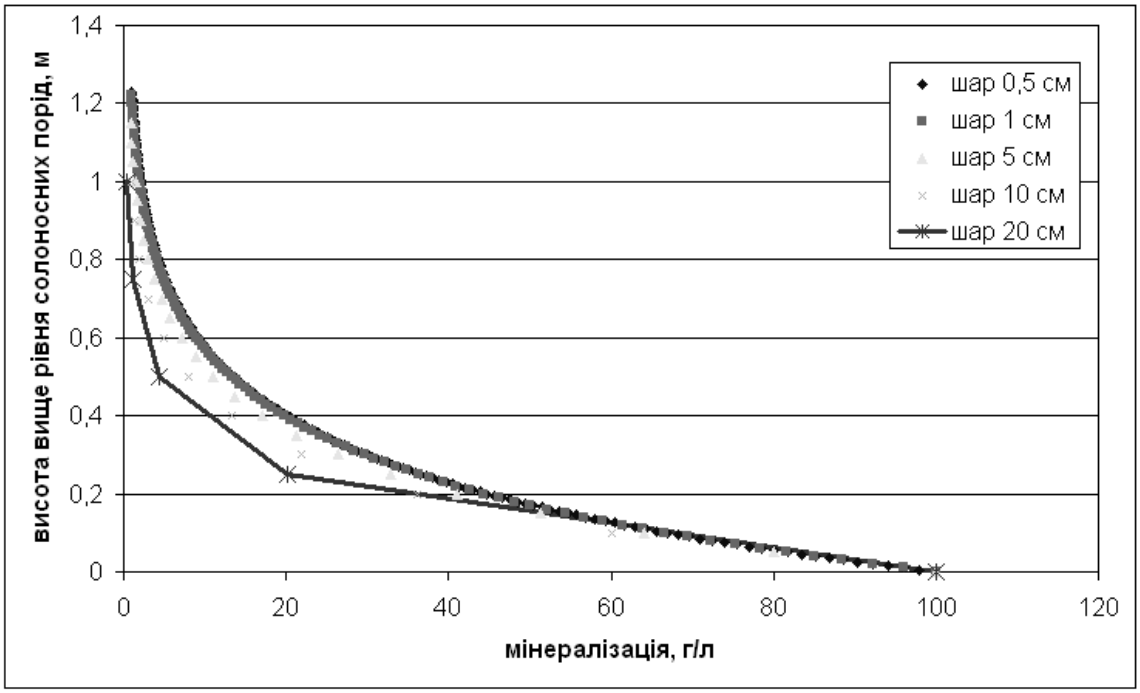


Рис. 2. Результати розрахунків глибини хвильового змішування у зоні потужністю 0,25 м поверхневого шару з мінералізацією 100 г/дм^3 при випаданні шару атмосферних опадів від 0,5 до 20 см

Висновки

Результати експериментального моделювання та кількісної оцінки процесів змішування вод різного хімічного складу показали, що внаслідок затоплення соляного кар'єру відбувається розчинення соляних мінералів в бортах з утворенням ніш та обвалення порід над нішами. В результаті переробки берегів соленосні відклади самоізолюються від водної товщі і тому розсоли будуть утворюватися тільки в період затоплення соленосних порід. У формуванні хімічного складу води в озері, що утворюється на місці кар'єру, виділяються стадії утворення розсолів в період затоплення соленосної товщі, їхньої гравітаційної диференціації у стратифікованій водоймі, накопичення прісної води в періоди затоплення четвертинних відкладень, хвильового перемішування вод на границі мінералізованих вод та прісноводної товщі зі зміною мінералізації від 100 г/дм^3 до 1 г/дм^3 і менше у зонах до 5 м за умови швидкості вітру понад 10 м/с вітру, до 2,5 м – при швидкості вітру від 3 до 10 м/с – 0,5 м та 0,25 м за умов меншої від 3 м/с швидкості вітру.

Отже, у відповідності з отриманими результатами моделювання та кількісної оцінки процесів змішування внаслідок самозатоплення Домбровського соляного кар'єру, на його місці передбачається формування стратифікованого озера із прісноводною товщею у приповерхневій частині. За умови дотримання проектних вимог [3] з рекультивації солевідвалів та хвостосховищ мінералізація прісноводної товщі буде мінімальною.

1. *Долін В. В.* Прогнозування екогідрогеохімічної ситуації при затопленні Домбровського кар´єру калійних руд / В. В. Долін, Є. О. Яковлев, Е.Д. Кузьменко, Б. Т. Бараненко // Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. – 2010. – № 1. – С. 74–87.
2. *Гайдін А. М.* Умови формування прісноводної товщі в озері на місці соляного кар'єру / А. М. Гайдін, В. О. Дяків // Збірник наукових праць Волинського нац. ун-ту ім. Лесі Українки: Природа Західного Полісся та прилеглих територій. – Луцьк, 2010. – № 7. – С. 50–64.
3. *Гайдін А. М.* Калуш – програма ревіталізації / А. М. Гайдін, В.О. Дяків, І. В. Чікова // Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. – 2014. – № 2 (10). – С. 101–107.

В.А. Дякив
Львовский национальный университет имени Ивана Франко, Украина

МОДЕЛИРОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ САМОИЗОЛЯЦИИ БОРТОВ, ГРАВИТАЦИОННОЙ ДИФФЕРЕНЦИАЦИИ И ВОЛНОВОГО СМЕШЕВАНИЯ НА ФОРМИРОВАНИЕ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ОЗЕРНЫХ ВОД В ПРОЦЕССЕ ЗАТОПЛЕНИЯ ДОМБРОВСКОГО СОЛЯНОГО КАРЬЕРА (г. Калуш)

Смоделировано влияние главных природных факторов, сопровождающих затопления соляного карьера в г. Калуш (Ивано-Франковская область) и отвечают за формирование химического состава озерных вод. Доказано, что в результате разрушения бортов карьера, берега и дно озера изолируются от соленосных отложений. Вследствие различия в минерализации и плотности вод на участках выщелачивания соляных минералов, происходит их гравитационная дифференциация. Мощность зоны волнового смешивания зависит от интенсивности ветров и приводит к усреднению химического состава в приповерхностной водной толще. Совместное воздействие этих процессов приводит к опреснению минерализованных вод и формирования пресноводной толщи.

Ключевые слова: Домбровский карьер, калийные руды, затопление, растворение, самоизоляция бортов, моделирование, химический состав, озерные воды

V.O. Dyakiv
Ivan Franko Lviv National University, Ukraine

MODELING OF SELF-ISOLATION BOARD, GRAVITATIONAL DIFFERENTIATION AND WAVE MIXING THE FORMATION OF CHEMICAL COMPOSITION OF LAKE WATER BY FLOODING DURING OF THE DOMBROVSKY SALT CAREER (KALUSH)

Major natural factors that accompany flooding salt career Kalush (Ivano-Frankivsk region) is modeled and determine the formation of the chemical composition of lake water. It is proved that due to destruction of the sides and bottom of the quarry lake shores isolated from salt deposits. Gravitational differentiation observed in the differences in salinity and water density in the areas of leaching of salt minerals. Zone of mixing wave depends on the intensity of the winds and leads to averaging the chemical composition of sub-surface water layer. The joint effect of these processes leads to desalination of mineralized water and fresh-water formation in lake.

Keywords: Dombrovski career, potash ore, flooding, dissolution, isolation sides, modeling, chemical composition, lake water

УДК 551.35:574.64

С.Е. ДЯТЛОВ
Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

ГИС-ТЕХНОЛОГИИ В ОЦЕНКЕ УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ АВАНДЕЛЬТЫ КИЛИЙСКОГО РУКАВА ДУНАЯ

Обсуждается использование ГИС-технологий в оценке загрязнения донных отложений на основе базы данных комплексных полигонных исследований авандельты р. Дунай.

Ключевые слова: авандельта Килийского рукава Дуная, донные отложения, ГИС-технологии, загрязнение

Дунай является главным источником загрязнения и эвтрофирования Черного моря [1, 3]. Институт морской биологии проводит комплексные мониторинговые исследования на полигоне «Взморье Килийского рукава р. Дунай» с 2004 г. по настоящее время. Для анализа уровня загрязнения донных отложений из базы данных был выбран 2005 г. – с максимальным количеством станций. В последнее время для оценки уровня загрязнения морских донных отложений используются ГИС-технологии [4-6].

Цель работы - оценка загрязнения донных отложений авандельты Дуная использованием ГИС-технологий.

Материал и методы исследований

Пробы донных отложений отбирали на полигоне «Взморье Килийского рукава Дуная» (рис. 1).

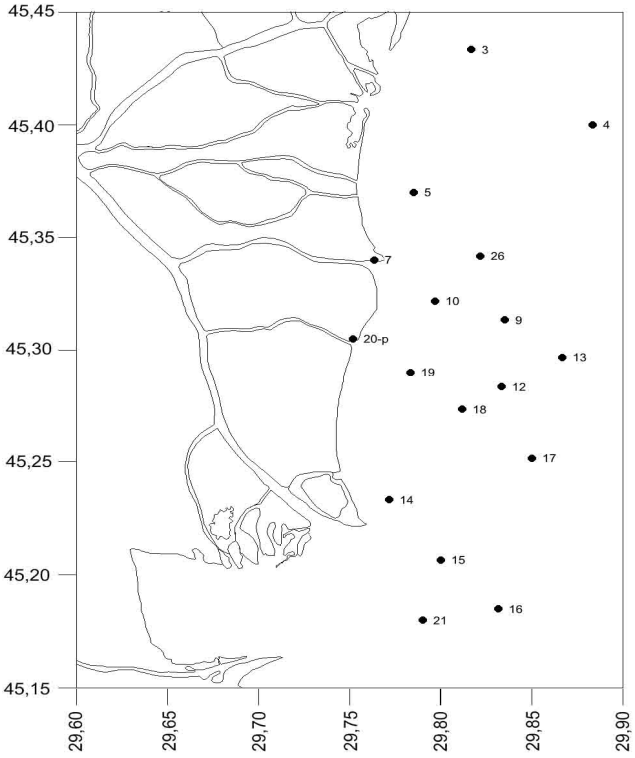


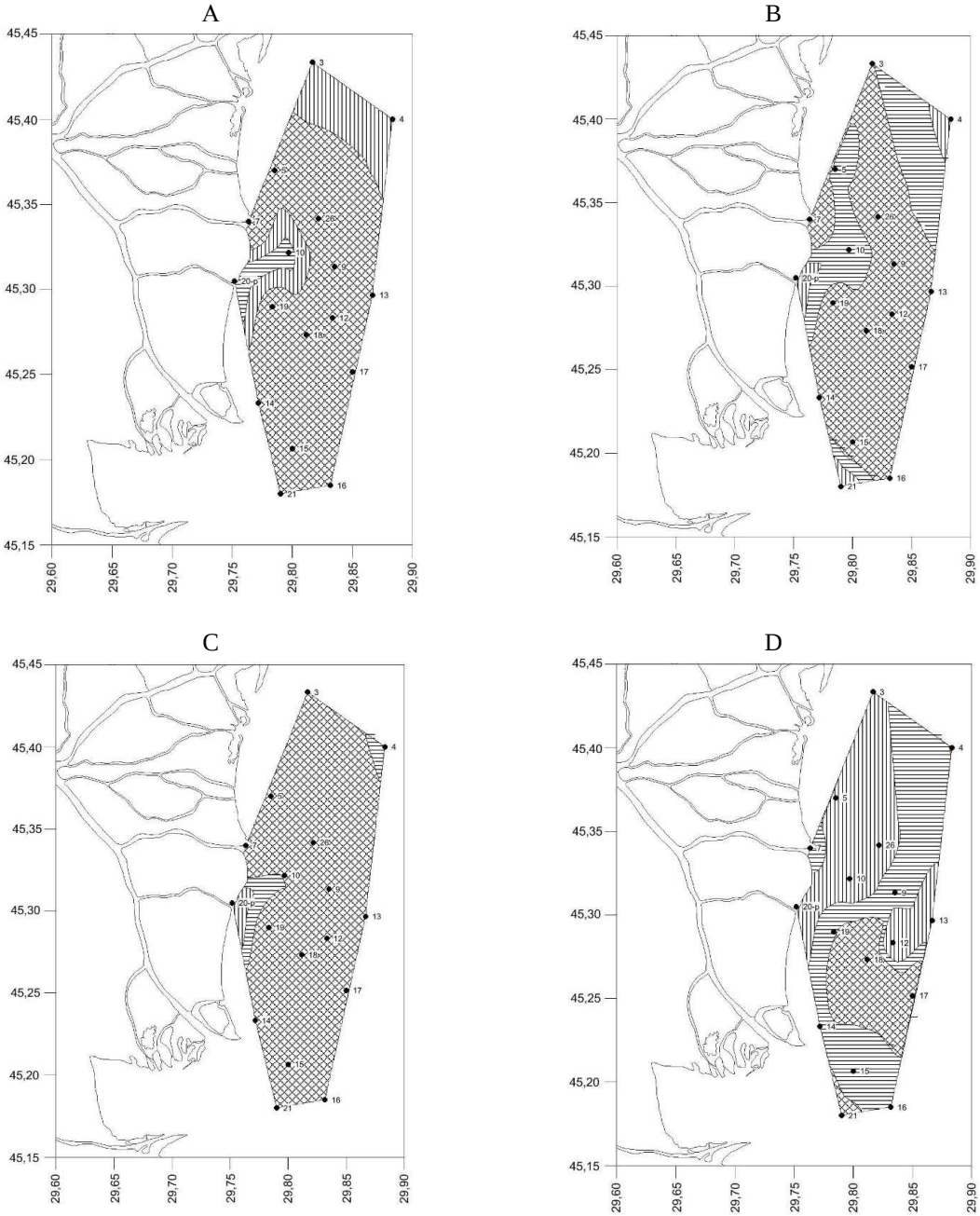
Рис. 1. Карта схема отбора проб донных отложений на полигоне «Авандельта Килийского рукава Дуная»

Пробы донных отложений отбирали при помощи дночерпателя Петерсена площадью захвата 0,025 м^2. Тяжелые металлы в пробах донныхотложений определяли по [2]. Карты пространственного распределения загрязняющих веществ в донных отложениях создавали при помощи компьютерной программы Map-Infoc приложениями. В связи с тем, что в Украине не утверждены ПДК для донных отложений, было использовано отличие от фонового содержания тяжелых металлов (*Cu, Zn, Ni* и *Cd)* на 1, 2 и 3 квадратического отклонения (s).

Результаты исследований и их обсуждение

Донные отложения являются более консервативными, чем водные массы, поэтому содержание в них загрязняющих веществ стабильнее во времени. Но в зонах с высоким уровнем седиментаций взвешенных частиц, также в мелководных зонах и при наличии течений и взмучивания, картина распределения загрязняющих веществ в донных отложениях меняется от съемки к съемке.

На рис. 2 показано, что тяжелые металлы на взморье Дуная распределялись полосами, перпендикулярно выносу твердого стока из гирл в море, в соответствии со скоростью осаждения взвешенных частиц различного размера.



Примечания. Отклонения от фонового содержания металлов:

- на 1 σ	- на 2 σ	- на 3 σ и более.

Примечания: A – медь, B – цинк, C – никель, D – кадмий.

Рис. 2. Пространственное распределение тяжелых металлов на полигоне «Одесский регион СЗЧМ» в мае 2005 г.

Наиболее загрязненные донные отложения занимали наибольшие площади полигона, относящиеся к третьему классу (медь – 140, цинк – 123, никель – 171,4 км^2). В то же время, наибольшая площадь, занятая кадмием была отнесена ко второму классу – 79,4 км^2.

Таблица

Площадь полигона, занятая разными классами загрязнения(км^2)

Классы загрязнения	Cu	Zn	Ni	Cd
I	6,9	6,9	3,2	67,0
II	36,4	52,7	8,6	79,4
III	140,0	123,5	171,4	36,7

В связи со снижение уровня загрязнения Дуная, по сравнению с 80-ми годами, три класса загрязнения донных отложений Килийского рукава авандельты второй по величине реки Европы, могут рассматриваться как три категории Водной рамочной директивы ЕС (отлично, хорошо и удовлетворительно).

Выводы

1. Донные отложения на полигоне располагались полосами, расположенными перпендикулярновыносу твердого стока из гирл в море, в соответствии со скоростью осаждения взвешенных частиц различного размера.
2. Для меди, цинка и никеля наибольшая площадь полигона была занята третьим классом загрязнения (медь – 140, цинк – 123, никель – 171,4 км^2), а в случае с кадмием преобладал второй класс – 79,4 км^2.
3. В связи со снижением уровня загрязнения Дуная, три класса загрязнения донных отложений Килийского рукава авандельты второй по величине реки Европы, могут рассматриваться как три категории Водной рамочной директивы ЕС (отлично, хорошо и удовлетворительно).

Работа выполнена при поддержке фундаментальной темы «Формирование качества морской среды в условиях антропогенной трансформации береговой зонысеверо-западной части Черного моря».

Автор признателен Л.Ю. Секундяк за предоставлением данных о загрязнении донных отложений тяжелыми металлами.

1. *Дятлов С. Е.* Результати еколого-токсикологічного моніторингу судового ходу Дунай – Чорне море / С. Є. Дятлов, В. В. Никулін, А. Г. Петросян [и др.] // Наук. зап. Тернопільского нац. ун-ту імені В. Гнатюка. Сер. Біол. Спец. вип. “Гідроекологія”. – 2010. – № 3 (44). – С. 159–162.
2. *Методические* указания по определению токсичных загрязняющих веществ в морских донных отложениях. – № 43. – М.: Гидрометеоиздат, 1979. – С. 25–28.
3. *Северо-западная* часть Черного моря. – К.: Наукова думка, 2006. – 701 с.
4. *Corner R. A.* A fully integrated GIS-based model of particulate waste distribution from marine fish-cage sites / R. A. Corner, A. J. Brooker, T. C. Telferet // Aquaculture. – 2006. – Vol. 58. – P. 299–314.
5. *Fashchuk D. Ya.* Marine Ecological Geography: Theory and Experience / D. Ya. Fashchuk. – Springer, 2011. – 431 pp.
6. *Gu Ya.G.* Multivariate statistical and GIS-based approach to identify source of anthropogenic impacts on metallic elements in sediments from the mid Guangdong coasts, China / Ya.G.Gu, Z.-H.Wakng, S.-H. Lu [et al.] // Environmental Pollution. – 2012. – Vol. 163. – P. 248–255.

С.Є. Дятлов
Інститут морської біології НАН України, Одеса

ГІС-ТЕХНОЛОГІЇ В ОЦІНЦІ РІВНЯ ЗАБРУДНЕННЯ ДОННИХ ВІДКЛАДЕНЬ АВАНДЕЛЬТИ КІЛІЙСЬКОГО ГИРЛА ДУНАЮ

У статті обговорюється використання ГІС-технологій в оцінці забруднення та токсичності донних відкладень на підставі бази даних багаторічних комплексних полігонних досліджень ІМБ на полігоні «Авандельта Кілійського рукава Дунаю». Для описання просторового

розподілу меді, цинку, нікелю і кадмію було обрано 2005 р., з максимальною кількістю станцій. Важкі метали в розподілялися смугами, перпендикулярно виносу твердого стоку з гирл у море, у відповідності до швидкості осадження завислих часток різного розміру. Найбільші площі полігону займали найбільш забруднені донні відкладення, що були віднесені до третього класу (мідь – 140, цинк – 123, нікель – 171,4 км^2). У той же час найбільша площа, що була зайнята кадмієм була віднесена до другого класу – 79,4 км^2.

Ключові слова: авандельта Килийского рукава Дуная, донні відкладення, ГІС-технології, забруднення

S.Ye. Dyatlov
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

GIS-BASED TECHNOLOGY IN THE ASSESSMENT OF POLLUTION LEVEL IN THE AVANTDELTA OF KYLYA ARM OF THE DANUBE

The article presents the use of GIS-based technology in the evaluation of sediment contamination by heavy metals on the basis of long-term complex research of IMB in the “Avantdelta of Kylya arm of the Danube” polygon.To describe the spatial distribution of copper, zinc, nickel and cadmium it was selected the year of 2005 with the maximum number of stations.Heavy metals in the seaside of Danube were distributed by stripes perpendicular to sediment runoff from the river branch in accordance with the rate of deposition of suspended particles of different sizes. The largest areas of the polygon were occupied by the most contaminated sediments belonging to the third class (copper – 140, zinc – 123, nickel – 171.4 km^2). At the same time, the largest area occupied by cadmium was assigned to the second class – 79.4 km^2.

Keywords: Avantdelta of Kylya arm of the Danube, marine bottom sediments, GIS-based technology, pollution

УДК [594.141:591.5]

Т.В. ЄРМОШИНА, О.М. МАРЧУК, О.М. МОСКАЛЬОВА
Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

СТРУКТУРА ПОСЕЛЕНЬ ПЕРЛІВНИЦЕВИХ БАСЕЙНУ РІЧОК СЛУЧ І УЖ

У водоймах басейну річок Случ і Уж перлівницеві представлені 5 видами: *A. anatina*, *A. cygnea*, *U. pictorum*, *U. tumidus*, *U. crassus*. Домінуючим в усіх таксоценозах був вид *U. pictorum*. Молюски *U. crassus* в обстежених біотопах представлені особинами середнього і старшого віку. Найкращі умови для існування досліджених тварин виявлені в р. Тня і р. Уж. Щільність населення популяцій перлівницевих досить низька (0,3–9,3 екз./м^2 для окремих видів та 3,8–19 екз./м^2 для угруповань загалом), що пов’язано зі скороченням придатних для цих молюсків місць існування.

Ключові слова: перлівницеві, видовий склад, характеристика популяцій, вікова структура, статева структура.

Унаслідок антропогенної трансформації річкових екосистем України відбувають серйозні зрушення у показниках біорізноманіття прісноводної малакофауни, що характеризуються збіднення її як у якісному, так і у кількісному відношеннях. Саме з уповільненням течії річок внаслідок їх зарегулювання та забрудненням водойм пов’язана тенденція до скорочення щільності населення і навіть вимирання поселень перлівницевих в окремих регіонах [2, 3, 5]. Для оцінки масштабу антропогенного впливу на молюсків та виявлення серед них видів, що знаходяться під загрозою, необхідно досліджувати поширення і популяційну структуру їх поселень.

Метою дослідження стало визначення видового складу таксоценозів перлівницевих, щільності їх поселень, вікової та статевої структури популяцій цих молюсків, що населяють річки Случ і Уж та їх притоки.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом слугували 354 екз. молюсків, зібраних у вересні–жовтні 2014 року з 4 біотопів басейну р. Случ (р. Случ, с. Тальки та с. Рогачів; р. Тня, с. Кропивня; р. Смілка, с. Киянка) та з 5 біотопів басейну р. Уж (р. Уж, м. Коростень; р. Жерев, с. Ігнатпіль; р. Шістень, с. Васьковичі). Молюсків збирали на глибині 0,4-1,5 м, на відстані 1–2 м від берега. Швидкість течії в водотоках басейну р. Уж становила 3-6 см/с, р. Случ – 0,5-3 см/с. Джерела забруднення в місцях збору матеріалу нами не виявлені.

Збір і транспортування молюсків, визначення статі, зустрічальності та щільності населення здійснювали за загальноприйнятими методиками [1, 4]. Визначення видової належності молюсків виконано згідно західноєвропейської системи молюсків [8].

Результати досліджень та їх обговорення

У вибірках з різних біотопів басейну річки Случ виявлено 4 види молюсків родини *Unionidae*: *Anodonta anatina, Unio pictorum, U. tumidus, U. crassus*. Зустрічальність для всіх чотирьох видів перлівницевих становить 100%. В усіх місцях збору домінуючим видом є *U. pictorum* (рис. 1). Його частка відповідає 61,7% (р. Смілка), 52,5 (р. Случ-2), 42,1 (р. Тня) та 33,3% (р. Случ-1) від загальної кількості перлівницевих цього угруповання. Друге місце за чисельністю в біотопах належить *U. tumidus* (23,3%, 27,5, 22,4 і 26,7% відповідно) або *A. anatina* (3,3%, 10, 17,1 і 26,7% відповідно), вид *U. crassus* займає невеликі частки порівняно з попередніми формами – від 10% до 18,4%.

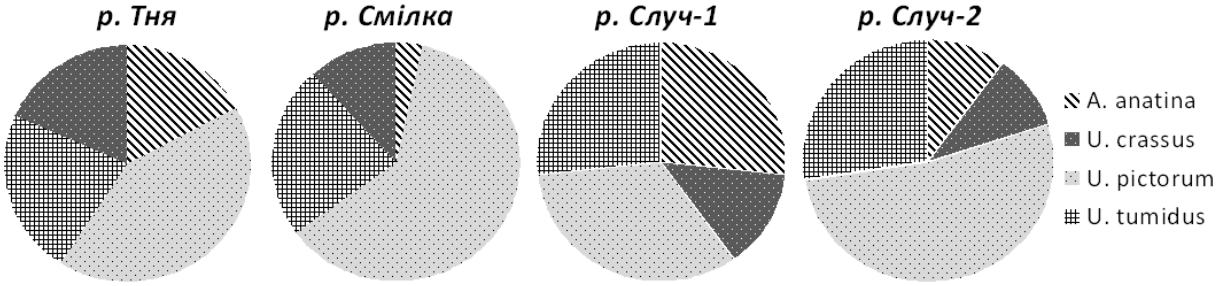


Рис. 1. Співвідношення видів родини *Unionidae* в досліджених біотопах басейну р. Случ

У вибірках з різних біотопів басейну річки Уж виявлено 5 видів перлівницевих: *A. anatina*, *A. cygnea*, *U. pictorum*, *U. tumidus*, *U. crassus*. Видовий склад таксоценозів перлівницевих з цих біотопів відрізняється. Так, в річці Уж знайдено особин всіх п’яти видів перлівницевих. Серед них домінуючим видом є *U. pictorum* (рис. 2). Його частка становить 50,7% від загальної кількості перлівницевих цього угруповання. Друге місце за чисельністю належить двом видам роду *Anodonta* (по 18,3%), інші види займають невеликі частки порівняно з попередніми формами – 11,3% *U. tumidus* та 1,4% *U. crassus.* Молюск *U. pictorum* також є основою популяцій ще в трьох обстежених біотопах (його частка становить 66,7% в р. Шістень-2, 86,4% в р. Жерев-1 та 76,5% в р. Жерев-2). В р. Шістень-1 чотири види перлівницевих представлені однаковими частками (по 25% *A. anatina, U. pictorum, U. tumidus* та *U. crassus*).

В обстежених біотопах басейну р. Уж зустрічальність *A. anatina* та *U. pictorum* становить 100%, *U. tumidus* – 80, *A. cygnea* – 60, а найнижчий показник у *U. crassus* – 40%.

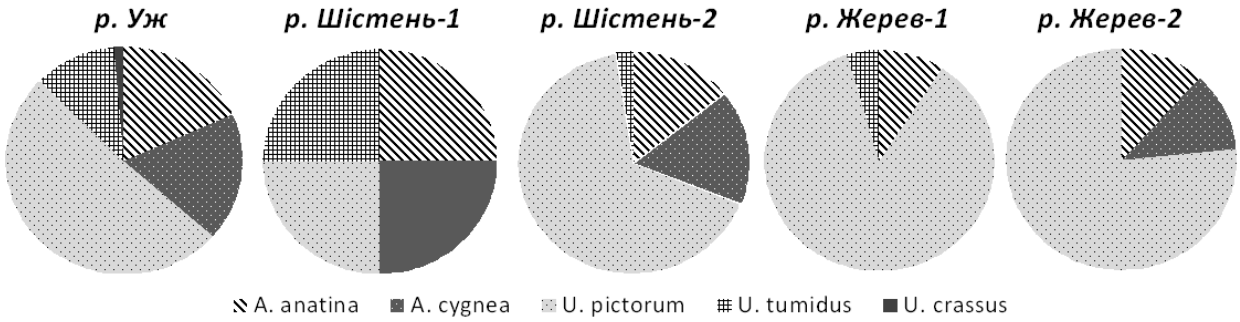


Рис. 2. Співвідношення видів родини *Unionidae* в досліджених біотопах басейну р. Уж.

Для річок басейну Прип'яті, як правило, характерне співіснування шести видів перлівницевих [6]. Однак нами не виявлено представників реофільного та оксифільного виду *Pseudanodonta complanata.*

Щільність змішаних поселень молюсків родини *Unionidae* найбільша в р. Тня і становить 19 екз./м^2, в р. Уж – 17,8, в р. Смілка – 15, в р. Шістень-1 – 12, в р. Шістень-2 – 10,5, в р. Случ-2 – 10, в р. Жерев-1 – 5,5, в р. Жерев-2 – 4,3 екз./м^2, найменша щільність поселення перлівницевих в р. Случ-1 – 3,8 екз./м^2. Загалом у досліджених водоймах басейну Прип'яті середня щільність поселень перлівницевих незначна і становить 10,9±4,5, що дещо менше порівняно з літературними даними (12,19±1,47) [6]. У вивчених нами популяціях найбільшу щільність населення має *U. pictorum* – від 1,3 до 9,3 екз./м^2, щільність населення інших видів знаходиться в межах 0,3–4,3 екз./м^2 (*U. tumidus* – 0,3–4,3; *U. crassus* – 0,3–3,5; *A. anatina* – 0,5–3,3; *A. cygnea* – 0,5–3,3 екз./м^2).

Кількість самців серед представників *A. anatina, U. tumidus* та *U. crassus*, зібраних з чотирьох біотопів басейну річки Случ, дещо більша за кількість самок: на 9,1, 9,1 та 16,7% відповідно. Також серед молюсків, зібраних з п'яти біотопів басейну річки Уж, самців більше за самок: у *A. anatina* – на 16,7%, у *A. cygnea* – на 20, у *U. pictorum* – на 15,2, у *U. tumidus* – на 60%, у *U. crassus* – в 3 рази більше.

Вивчено вікову структуру популяцій перлівницевих басейну річки Случ. Перлівниці *A. anatina* представлені особинами віком від 2 до 8 років. Зібрані з різних біотопів *U. pictorum* мають вік від 1 до 15 років, *U. tumidus* – від 2 до 17, *U. crassus* – від 4 до 10 років. Співвідношення вікових груп – молоді (1–3 роки) : середнього віку (4–6 років) : старша група (старше 7 років) – для *A. anatina* в дослідженому районі становить 2,4:1:1,2; для *U. pictorum* – 0,5:1:1,3; для *U. tumidus* – 0,6:1:3; для *U. crassus* – 0:1:0,4. Перлівниці *A. anatina* з річки Уж та її притоків представлені особинами віком від 1 до 8 років, *A. cygnea* – від 1 до 6, *U. pictorum* – від 1 до 10, *U. tumidus* – від 2 до 9, *U. crassus* – від 5 до 7 років. Співвідношення вікових груп для *A. anatina* в цьому районі становить 3,8:1:0,4; для *A. cygnea* – 3,4:1:0; для *U. pictorum* – 7:1:0,3; для *U. tumidus* – 1,5:1:4; для *U. crassus* – 0:1:0,3.

В басейні річок Случ і Уж представники трьох вікових груп присутні в угрупованнях *A. anatina, U. pictorum* і *U. tumidus*, що вказує на більш-менш стабільне існування популяцій цих молюсків і добре їх оновлення в обраних біотопах. Молюски *U. crassus* представлені тваринами середнього і старшого віку. Причиною старіння популяцій цього виду може бути специфіка екологічних умов або антропогенний вплив на водойми, через що репродуктивні функції цих перлівниць знижуються або молоді особини часто гинуть. У *A. cygnea*, яка населяє водотоки басейну річки Уж, виявлені особини молодшого і середнього віку, тоді як представники старшого віку відсутні. Така ситуація може спостерігатись в разі освоєнням молюском нових територій.

В статево-віковій структурі *A. anatina* з басейну річки Случ переважають 2-річні і 3-річні самки і самці, *U. pictorum* найбільше 6-річних самок і самців, *U. tumidus* – 6-річних самців та 7-річних і 8-річних самок, а в популяціях *U. crassus* найбільшу чисельність мають 5-річні самці. В статево-віковій структурі поселень *A. anatina* з водойм басейну річки Уж найбільше 1-річних

самців, 2-річних і 3-річних самок, *A. cygnea* переважають самці 2 років, *U. pictorum* – 1-річні самці і самки, а в популяціях *U. tumidus* найбільшу чисельність мають 8-річні самці.

Висновки

Особливості біотопів, обраних для дослідження, визначають характеристики угруповань перлівницевих. Так, дуже низька щільність поселення молюсків в р. Случ (с. Тальки) пов'язана зі специфічними умовами в місці збору: поворот річки, швидка течія, піщане дно, крутий берег, відсутня рослинність. Досить низка щільність поселення молюсків в р. Жерев порівняно з р. Уж та р. Шістень пов'язана з кам'янистим дном цієї річки (в інших річках дно піщано-мулисте). Ця особливість річки, можливо, визначає і вікову структуру поселень перлівницевих: в р. Жерев-2 присутні представники тільки молоді (заносяться течією річки), а в р. Жерев-1 максимальний вік молюсків становить 5 років. Цікава ситуація склалась в річці Шістень. Так, перед греблею, в умовах зарегулювання річки, в поселенні перлівницевих відсутня старша група (співвідношення вікових груп – 3,7:1:0), тоді як після греблі вікова структура поселення змінюється – молоді стає значно менше, а старша група молюсків переважає над іншими (співвідношення вікових груп – 0,7:1:2,3). Найкращі умови для існування перлівницевих виявлені в р. Тня і р. Уж, на що вказує найбільша щільність населення популяцій молюсків та найбільша тривалість життя тварин (максимальний вік особин становить 17 років). Взагалі у водоймах басейну річки Случ і Уж популяції перлівницевих відносно добре оновлюються за рахунок молоді (співвідношення вікових груп в р. Случ (с. Тальки) – 0,3:1:1,2; в р. Случ (с. Рогачів) – 0,2:1:0,9; в р. Тня (с. Кропивня) – 0,7:1:1,9; в р. Смілка (с. Киянка) – 0,7:1:1), що може бути пов'язано з температурним режимом північних регіонів України та низьким антропогенним пресом на ці території.

На сьогодні перлівницеві відносяться до видів, що різко скорочують чисельність і території поширення, угруповання яких мають низьку щільність населення та нестабільну вікову і статеву структури. Так, порівняно з даними 30-річної давнини значно скоротилась чисельність *U. tumidus* в р. Жерев (з 12 екз./м^2 [4] до 0,3 екз./м^2 в р. Жерев-1, тоді як в р. Жерев-2 цей вид нами взагалі не виявлений). Також нами не виявлено *U. crassus* в р. Жерев (у 2008–2009 рр. [7] щільність населення цього виду становила 1 екз./м^2). Порівняно з даними 5-річної давнини [7] скоротилась чисельність *U. crassus*, *U. tumidus* і *U. pictorum* в р. Случ (з 7–10 до 0,5–1 екз./м^2, з 15–20 до 1–2,8 екз./м^2 та з 15–20 до 1,3–5,3 екз./м^2 відповідно). Отримані нами результати дослідження вказують на важливість проведення природоохоронних заходів щодо молюсків родини *Unionidae*.

1. *Жадин В. И.* Моллюски пресных и солоноватых вод СССР / В. И. Жадин – М.–Л.: изд-во АН СССР, 1952. – 376 с.
2. *Мельниченко Р. К.* Рідкісні та вразливі види перлівницевих (Mollusca, Bivalvia, Unionidae) фауни України / Р. К. Мельниченко, А. П. Стадниченко, Л. М. Янович, Т. М. Вітюк // Природничий альманах. – 2006. – Вип. 7. – С. 160–166. – (Біологічні науки).
3. *Пампура М. М.* Сучасне поширення і структура поселень перлівницевих Unionidae Rafinesque, 1820 (Bivalvia) фауни України: автореф. дис...канд. біол. наук: спец. 03.00.08 – зоологія / М. М. Пампура. – К., 2013. – 29 с.
4. *Стадниченко А. П.* Фауна України. Перлівницеві. Кулькові (Unionidae, Cycladidae) / А. П. Стадниченко. – К.: Наук. думка, 1984. – Т. 29. – Вип. 9. – 384 с.
5. *Янович Л. М.* Якісні та кількісні зміни малакоценозів Центрального Полісся як результат незадовільного екологічного стану гідромережі / Л. М. Янович, Л. А. Білоус, Т. Л. Гнетецька // Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. – 2008. – Вип. 3 (37). – С. 182–184.
6. *Янович Л. М.* Перлівницеві Unionidae Rafinesque, 1820 (Bivalvia) в сучасних екологічних умовах України (стан популяцій, особливості статевої структури і розмноження, біоценотичні зв'язки та фауна) : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. біол. наук : спеціальність 03.00.08 – Зоологія / Л. М. Янович. – К., 2013. – 48 с.
7. *Янович Л. М.* Фауна, распространение и экология моллюсков рода Unio (Mollusca:Bivalvia:Unionidae) в бассейне Днепра в пределах Украины / Л. М. Янович, М. М. Пампура // Гидробиол. журн. – 2011. – Т. 47, №2. – С. 43–50.
8. *Glöer P.* Süsswassermollusken / P. Glöer, C. Meier-Brook. – Hamburg: DJN, 1998. – 136 s.

Т.В. Ермошина, О.Н. Марчук, А.М. Москалева
Житомирский государственный университет имени Ивана Франко, Украина

СТРУКТУРА ПОСЕЛЕНИЙ ПЕРЛОВИЦЕВЫХ БАССЕЙНА РЕК СЛУЧ И УЖ

В водоемах бассейна рек Случь и Уж перловицевые представлены 5 видами: *A. anatina*, *A. cygnea*, *U. pictorum*, *U. tumidus*, *U. crassus*. Доминирующим во всех таксоценозах был вид *U. pictorum*. Моллюски *U. crassus* в исследованных биотопах представлены особями среднего и старшего возраста. Наилучшие условия для существования перловицевых выявлены в р. Тня и р. Уж. Плотность населения популяций представителей семейства *Unionidae* достаточно низкая (0,3–9,3 экз./м^2 для отдельных видов и 3,8–19 экз./м^2 для поселений вообще), что связано с сокращением пригодных для перловицевых местообитаний.

Ключевые слова: перловицевые, видовой состав, характеристика популяций, возрастная структура, половая структура

T.V. Ermoshyna, O.N. Marchuk, A.M. Moskalova
Ivan Franko Zhytomyr State University, Ukraine

POPULATION STRUCTURE OF UNIONIDAE OF THE RIVERS SLUCH AND UZH

Unionidae are proved to be represented in reservoirs of the basin of the rivers Sluch and Uzh with 5 species: *A. anatina*, *A. cygnea*, *U. pictorum*, *U. tumidus*, *U. crassus*. Unio pictorum dominate in the researched water reservoirs. *Unio crassus* in the studied biotopes are presented by individuals of middle and advanced age. The best conditions for existence of Unionidae are revealed in the river Tnya and river Uzh. Population density of molluscs is low (0,3–9,3 specimens per m^2 for the species and 3,8-19 specimens per m^2 for the populations) and connected with the decrease in Unionidae habitats.

Keywords: Unionidae, species structure, population characteristics, age structure, sex structure

УДК [556.114:550.424(546.62:546.7:546.82:546.28)(001.891)]

В.А. ЖЕЖЕРЯ, П.М. ЛИННИК, Т.П. ЖЕЖЕРЯ

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ВПЛИВ РІЗНИХ ЧИННИКІВ СЕРЕДОВИЩА НА МІГРАЦІЮ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ В СИСТЕМІ “ДОННІ ВІДКЛАДИ – ВОДА”

Наведено результати експериментальних досліджень міграції Al, Fe, Mn, Ti і Si з донних відкладів за дефіциту кисню, підкислення та підлуговування водного середовища. Зазначено важливість дослідження форм знаходження цих хімічних елементів та трансформації їхніх розчинних форм в завислу.

Ключові слова: алюміній, ферум, манган, титан, силіцій, форми знаходження, донні відклади, кисень, pH

В умовах сьогодення майже всі поверхневі водні об’єкти зазнають антропогенного впливу. Внаслідок цього в них, зокрема у придонному шарі, виникає дефіцит розчиненого кисню, утворюються сірководневі зони. З побутовими, промисловими стічними і шахтними водами до водних об’єктів надходять різні за хімічною природою розчинені органічні речовини (РОР), сполуки хімічних елементів, а також відбувається підлуговування або закислення водного середовища, яке спостерігається найчастіше. Відомо, що за дефіциту розчиненого кисню з донних відкладів (ДВ) до водної товщі інтенсивно надходить Mn, а також РОР і деякі біогенні елементи. Отже, за цих умов ДВ виступають джерелом вторинного забруднення води. Слід зазначити, що міграційна рухливість хімічних елементів у поверхневих водах залежить, насамперед, від їхніх хімічних властивостей, форм знаходження та умов водного середовища.

У водних об'єктах вони можуть знаходитись у розчинній, колоїдній і завислій формах. Домінування хімічного елемента в розчиненому стані збільшує його міграційну рухливість, а в завислому стані, навпаки, він малорухливий і майже недоступний для гідробіонтів. Трансформація хімічних елементів із розчиненої в завислу форму відбувається за рахунок коагуляції та адсорбції.

Мета наших досліджень полягала у вивченні впливу кисневого режиму і змін pH води на міграцію Al, Fe, Mn, Ti і Si в системі "донні відклади – вода".

Матеріал і методи досліджень

Для дослідження форм знаходження Al, Fe, Mn, Ti і Si застосовували мембранну фільтрацію з використанням нітроцелюлозних фільтрів "Synpor" з діаметром пор 0,4 мкм, іонообмінну та гель-хроматографію. Ці методи дозволяють розділити розчинну і завислу форму хімічного елемента (мембранна фільтрація), дослідити його розчинні сполуки за знаком заряду (іонообмінна хроматографія) та встановити їхню молекулярну масу (гель-хроматографія). Для експерименту використовували поліетиленові ємкості об'ємом 6 $дм^3$. В експериментальних системах (ЕС) співвідношення ДВ і природної води становило 1:10, за винятком 1-ої ЕС, яка містила лише природну воду і слугувала контролем. У 2-ій ЕС моделювалися умови, наближені до природних з переважно достатнім вмістом розчиненого кисню, у 3-ій ЕС підтримували анаеробні умови, у 4-ій ЕС знижували pH до ~ 6,0, у 5-ій ЕС підвищували pH до ~ 9,5, а у 6-ій ЕС знижували pH до ~ 6,0 і одночасно здійснювали штучну аерацію електричним компресором зі швидкістю подачі повітря 1,2 $см^3/с$. Дефіцит кисню створювали і підтримували протягом експерименту шляхом додавання у воду 20% розчину Na_2SO_3, а зниження і підвищення pH – відповідно розчином концентрованої CH_3COOH і 8 моль/$дм^3$ розчином NaOH. Для експерименту використовували свіжовідібрані мулисті ДВ і нефільтровану природну воду із затоки Собаче Гирло (Канівське вдсх., м. Київ). Експеримент тривав 14 діб у темному місці, протягом якого визначали вміст розчиненого і завислого Al, Fe, Mn, Ti і Si та підтримували в кожній із ЕС необхідні умови (дефіцит кисню, зниження або підвищення pH води, аерація води). Для врахування трансформації розчинної форми досліджуваного хімічного елемента в завислу, починаючи з 2-ої доби експерименту, на дно кожної ЕС встановлювали седиментаційні уловлювачі. На 14-ту добу експериментальних досліджень утворений в них осад аналізували на вміст зазначених хімічних елементів. Плівка, яка утворилась на межі фаз "вода – атмосферне повітря" у 4-ій ЕС, також аналізувалась на вміст досліджуваних металів і Si. Концентрацію розчиненого Al, Fe, Mn і Ti визначали у фільтраті природної води після фотохімічної деструкції РОР у кислому середовищі (pH 1,0–1,5) з додаванням H_2O_2, що досягалось за дії УФ-опромінювання (ртутно-кварцова лампа ДТР-1000) протягом 2,0–2,5 годин. Вміст розчиненого Si визначали безпосередньо у фільтраті природної води. Концентрацію досліджуваних хімічних елементів у складі завислих речовин знаходили після їхньої двостадійної обробки [1]. За результатами розподілу хімічних елементів між фракціями ДВ, які отримували після п'ятиступеневої обробки, оцінювали їхню потенційну міграційну рухливість [2].

Концентрацію Al, Fe і Ti визначали фотометричним методом з використанням відповідно хромазуролу S, о-фенантроліну і хромотропової кислоти, а Si у вигляді відновленої форми силіціймолібденової гетерополікислоти. Вміст Mn встановлювали хемілюмінесцентним методом з використанням люмінолу. Для вимірювання pH проб води застосовували pH-метр (pH-150МИ, Росія). Концентрацію розчиненого кисню знаходили методом Вінклера. Кольоровість води у фільтратах води визначали за імітаційною Cr-Co-шкалою.

Результати досліджень та їх обговорення

Протягом експерименту вміст розчиненого кисню у воді 1-ої і 2-ої ЕС знаходився в межах відповідно 5,1-6,7 і 3,8-4,9 мг/$дм^3$, а насичення води киснем становило 63,2-81,3 і 44,8-60,6%. Дещо нижча концентрація розчиненого кисню у 2-ій ЕС свідчить про його витрати на окиснення органічних речовин і сполук металів зі змінним ступенем окиснення, насамперед, Fe і Mn у ДВ. Водночас, вміст O_2 у воді 3-ої ЕС підтримували в межах 1,6–2,3 мг/$дм^3$, а у 4-ій ЕС, починаючи з 2-ої доби експерименту, спостерігався дефіцит розчиненого кисню (0–0,9 мг/$дм^3$),

який виник самодовільно при зниженні pH води до ~ 6,0. У 5-ій ЕС після різкого зниження концентрації розчиненого кисню на 2-у добу відмічено поступове зростання його вмісту від 1,5 до 6,5 мг/дм^3 протягом експерименту. У 6-ій ЕС, навіть за штучної аерації, не вдалось наситити воду киснем, а його концентрація з початку і до кінця експерименту знизилась від 5,6 до 0,06 мг/дм^3.

Величини pH води у 1-ій, 2-ій і 3-ій ЕС протягом експерименту знаходились в межах 7,50–7,92. Водночас, у 4-ій, 5-ій і 6-ій ЕС із-за буферних властивостей природної води і ДВ було важко підтримувати величини pH в тих межах, які були визначені умовами експерименту.

Кольоровість води як опосередкований показник вмісту гумусових речовин (ГР) у 1-ій і 2-ій ЕС протягом експерименту становила відповідно 68–75 і 67–76 ° Cr-Co-шкали. В усіх інших ЕС, починаючи з 3–6-ої діб експерименту, спостерігалось поступове зростання кольоровості води в 1,4–1,9 разів. Це пов'язано з тим, що за вище зазначених умов водного середовища інтенсифікується процес надходження ГР з ДВ. Тому слід очікувати також зростання міграції досліджуваних металів, оскільки певна їхня частина зв'язана у комплекси з ГР. У воді ЕС розчинений Al знаходився переважно у складі аніонних комплексних сполук з ГР (40–73%). Частка його катіонних і нейтральних комплексів становила відповідно 6,2–24,0 і 16,9–41,4%. Вміст аналогічних комплексів Fe і Mn характеризувався такими величинами: аніонні – 26,0–95,0 і 24,0–94,0%, катіонні – 1,4–9,7 і 6,0–43,0, нейтральні – 3,9–64,2 і 0,3–32,8% відповідно. При цьому утворення катіонних комплексів Mn(II) маловірогідне, а представлений він головним чином вільними (гідратованими) іонами Mn^{2+}. Зростання частки аніонних комплексів металів у воді до кінця експерименту свідчить не лише про їхнє надходження у вигляді комплексних сполук, а також і про зв'язування вільних іонів та гідроксокомплексів металів у комплекси з ГР. Частка аніонних комплексів Al з молекулярною масою ≤2,0 кДа становила 71–77%, що свідчить про його переважну міграцію з ДВ у вигляді низькомолекулярних сполук, яким властива більша міграційна рухливість. Напевно, інші метали за їхньої міграції у складі комплексів з ГР також надходять у вигляді низькомолекулярних комплексів. Частка розчиненого Si у воді ЕС у складі нейтральної фракції знаходилась в межах 94–98%. Водночас, розчинений Si у цій фракції на 95–99% був представлений сполуками з молекулярною масою <0,2 кДа. Отже, його надходження з ДВ до водної товщі відбувалося у вигляді мономерно-димерної форми силікатної кислоти, оскільки в поровому розчині розчинений Si також в середньому на 91% знаходився у вигляді сполук з нейтральним знаком заряду. У поровому розчині частка розчиненого Al, Fe і Ti у складі аніонної фракції становила відповідно 96,6, 35,5 і 98,0%, а у складі катіонної і нейтральної фракції – відповідно 3,1, 12,3 і 2,0% та 0,3, 52,2 і 0,0%. Ці результати досліджень підтверджують можливість надходження Al і Ti саме у вигляді комплексних сполук з ГР. За результатами п'ятиступеневої обробки донних відкладів ЕС [2] встановлено, що відносний та абсолютний вміст рухливих форм Al, Fe, Mn, Ti і Si в середньому становив відповідно 5,6, 35,9, 96,4, 7,5 і 0,3% та 0,97, 7,97, 0,52, 0,11 і 1,83 мг/г сухої маси ДВ. Саме ця частина досліджуваних хімічних елементів потенційно здатна надходити до порового розчину ДВ, а потім у водне середовище лише за певних умов, про що йтиметься далі.

За результатами експерименту встановлено, що максимальна концентрація розчиненого Al, Fe, Mn, Ti і Si спостерігалася у воді 4-ої ЕС і досягала відповідно 0,14, 1,92, 7,58, 0,056 і 5,5 мг/дм^3. Це свідчить про кращу міграційну рухливість цих хімічних елементів, ніж в інших ЕС, саме за умов підкислення водного середовища. Однак, цих результатів недостатньо для оцінки міграційної рухливості досліджуваних металів і Si, оскільки їхня розчинена форма може трансформуватися у завислу через коагуляцію і адсорбцію та подальшу седиментацію на дно. Для підтвердження перебігу зазначених процесів у досліджуваних ЕС постала необхідність визначення концентрації хімічних елементів у складі осаду седиментаційних уловлювачів та плівки на межі фаз "вода – атмосферне повітря" 4-ої ЕС. Враховуючи загальний вміст досліджуваних хімічних елементів, а також їхню концентрацію у розчиненій і завислій формах на 14-ту добу експерименту, нами встановлено, що певна частина розчинених Al, Fe, Mn, Ti і Si трансформувалася у завислу форму. Водночас, найінтенсивніше їхня міграція з донних

відкладів відбувається у 4-ій ЕС, тобто при зниженні pH, і меншою мірою у 5-ій ЕС при підлуговуванні води (рис.).

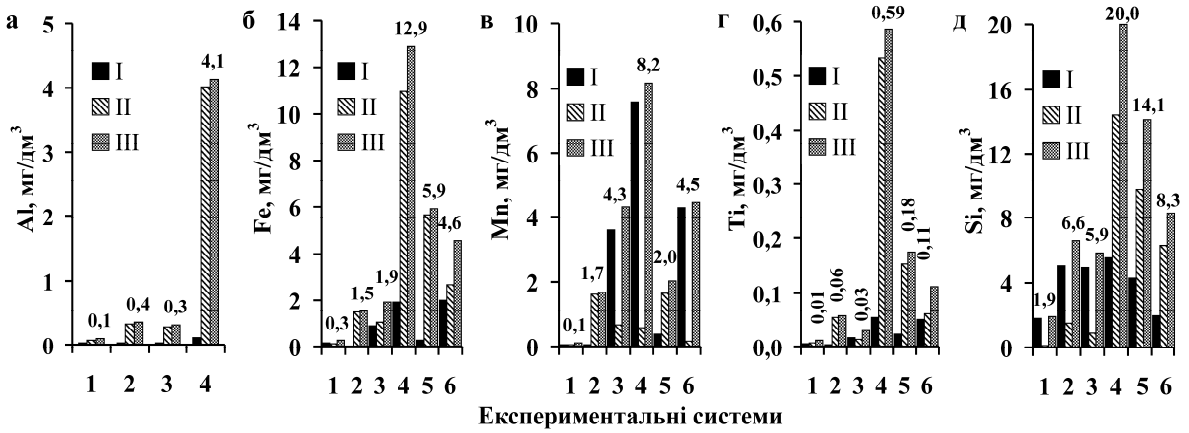


Рис. Вміст Al (а), Fe (б), Mn (в), Ti (г) і Si (д) у воді ЕС на 14-ту добу за дії різних чинників середовища: I і II – відповідно розчинена і завислa форми хімічних елементів, III – загальний вміст хімічних елементів. Цифрами на графіках позначено загальний вміст кожного хімічного елемента у відповідній ЕС

Трансформація розчинених Fe і Mn у завислу форму зумовлена тим, що за дефіциту кисню і зниження pH води вони можуть надходити з ДВ у вигляді вільних іонів Fe^{2+} і Mn^{2+}. За наявності у воді розчиненого кисню або на межі фаз “вода – атмосферне повітря” вони окиснюються до гідроксидів $Fe(OH)_3$ і $MnO(OH)_2$, які утворюють колоїдні частинки, що здатні адсорбувати на своїй поверхні як комплексні сполуки Al, Ti з РОР, зокрема з ГР, так і мономерно-димерну форму силікатної кислоти, тобто виступають в ролі колекторів. Саме тому концентрації розчинених Al, Ti і Si у воді ЕС не перевищують певних величин, незважаючи на їхнє інтенсивне надходження з ДВ. У подальшому колоїдні частинки коагулюють і седиментують на дно ЕС. Вміст розчинного Fe і Mn у воді ЕС залежить від швидкості їхнього окиснення й утворення колоїдних частинок гідроксидів, подальшої їхньої коагуляції та седиментації.

Висновки

За результатами експерименту встановлено, що найбільша міграційна рухливість досліджуваних хімічних елементів в системі “донні відклади – вода” спостерігається при зниженні pH, тоді як дефіцит розчиненого кисню впливає лише на надходження Mn і Fe.

1. *Linnik P. N.* Concentration, coexisting forms, and features of silicon distribution and migration in surface waters of Ukraine / P. N. Linnik, T. P. Dikaya // Water Resources. – 2014. – Vol. 41, № 6. – P. 696–708.
2. *Tessier A.* Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals / A. Tessier, P.G.C. Campbell, M. Bisson // Analyt. Chem. – 1979. – Vol. 51. – P. 844–851.

В.А. Жежеря, П.Н. Линник, Т.П. Жежеря
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ВЛИЯНИЕ РАЗЛИЧНЫХ ФАКТОРОВ СРЕДЫ НА МИГРАЦИЮ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В СИСТЕМЕ “ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ – ВОДА”

Приведены результаты экспериментальных исследований миграции Al, Fe, Mn, Ti и Si из донных отложений при дефиците кислорода, подкислении и подщелачивании водной среды. Отмечена важность исследования форм нахождения этих химических элементов и трансформации их растворенных форм во взвешенную.

Ключевые слова: алюминий, железо, марганец, титан, кремний, формы нахождения, донные отложения, кислород, pH

V.A. Zhezherya, P.M. Linnik, T.P. Zhezherya
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

INFLUENCE OF VARIOUS FACTORS OF ENVIRONMENT ON THE MIGRATION OF CHEMICAL ELEMENTS IN THE SYSTEM “BOTTOM SEDIMENTS – WATER”

The experimental results of research of Al, Fe, Mn, Ti and Si migration from the bottom sediments at the oxygen deficiency, acidification and alkalinization of the aquatic environment are given. Attention is concentrated on the study of the coexisting forms of these chemical elements and transformation their dissolved forms into suspended form.

Keywords: aluminum, iron, manganese, titanium, silicon, coexisting forms, bottom sediments, oxygen, pH

УДК 597.551.2:661.162.2

А.А. ЖИДЕНКО, Т.В. МИЩЕНКО, В.В. КРИВОПИША

Черниговский национальный педагогический университет имени Т.Г. Шевченко
ул. Гетмана Полуботка, 53, Чернигов, 14013, Украина

РЕАКЦИЯ КАРПОВЫХ РЫБ НА ДЕЙСТВИЕ ГЛИФОСАТА

Проанализировано действие глифосата на *Cyprinus carpio*. Гербицид ингибирует в печени карпа анаболических и усиливает катаболические процессы, увеличивает энергозатратыорганизма. Стабилизация энергетического обмена под действием глифосата обеспечивается за счет адаптивного увеличения концентрации кальция в сыворотке крови рыб.

Ключевые слова: глифосат, карп, печень, мышцы, ферменты, катионы кальция, адаптация

Большинство гербицидов, используемых в сельском, лесном и фермерских хозяйствах, содержат действующее вещество глифосат. Наиболее широко используемый гербицид, содержащий глифосат – это «Roundup» компании Монсанто. На сегодняшний день в мире ежегодно производится 800000 т. глифосата, примерно половину этого количества производит Китай. По одним источникам глифосат был изобретен в Швейцарии в 1950 году и впервые синтезирован Monsanto в 1970 году [8], по другим – N-(фосфонометил)-глицин был произведен во время второй мировой войны в качестве отравляющего вещества нервнопаралитического действия [7]. Использование глифосата для уничтожения нежелательной растительности в открытых коллекторно-дренажных и оросительных системах может привести к гибели гидробионтов.

Цель работы – проанализировать изменения, происходящие у *Cyprinus carpio* под влиянием глифосата.

Материал и методы исследований

Модельные эксперименты были проведены с использованием 200-литровых аквариумов. Длительность эксперимента составила 7-14 суток, замену воды проводили каждые два-три дня. Во всех случаях контролировали и поддерживали постоянный гидрохимический режим. Для внесения глифосата в количестве 0,04 мг/дм^3 (2 ПДК) использовали водный раствор раундапа [4]. Подробное описание каждой из использованных методик можно найти по ссылкам литературы [2].

Результаты исследований и их обсуждение

Придерживаясь комплексного принципа изучения влияния антропогенных факторов на организм, мы используем следующую последовательность в изложении полученных результатов. Прежде всего, описание поведения рыб, затем изменения внешнего вида и внутренних органов карпа на тканевом и клеточном уровнях; колебания гематологических показателей и параметров биохимического уровня организации *Cyprinus carpio*.

Токсическое влияние раундапа проявляется в общей слабости рыб, замедленной реакции на внешние раздражители, что объясняется нервнопаралитическим действием глифосата и подтверждается выраженным периваскулярным и межклеточным отеком в мозге карпа [1].

Фосулен [N-(фосфонометил)-глицин] является водорастворимым, скорость его проникновения в организм гидробионтов выше, чем скорость разложения (коэффициент липофильности : для раундапа Log P = -2,36±0,64). В результате этого на грудных и брюшных плавниках двухлеток карпа образуются сетчатые кровоизлияния, на внешних покровах выявлены язвы, отеки, геморрагии. Возможным механизмом наблюдаемых изменений является разрушение верхней оболочки эпидермиса, содержащей слизевые клетки, вырабатывающие прозрачный секрет. Слизь и кожа – это первая линия защиты, которая под действием глифосата подвергается деструкции.

Косвенным доказательством этого являются процессы, происходящие в мышечной ткани [1]. Через 14 суток нахождения рыб в среде с раундапом выявлено нарушение структуры мышечных волокон, неупорядоченное их расположение, в некоторых участках обнаружено отсутствие поперечной полосатости: лизис телофрагмы и мезофрагмы; уменьшение почти в 11 раз уровня нерастворимых белков, увеличение на 25% водорастворимых и на 7% количества воды в мышцах карпа. Сравнивая полученные нами данные с результатами по патологии осетровых рыб, характеризующейся расслоением мышечной ткани, можно отметить сходства. У стерляди зарегистрировано повышение активности глюкозидазы, ДНКазы, щелочной фосфатазы, альдолазы в белых мышцах при заболевании рыбы [3]. Особого внимания заслуживают данные по значительному увеличению активности гиалуронидазы в мышцах карпа под влиянием раундапа. Этот фермент участвует в расщеплении гиалуроновой кислоты, входящей в состав протеогликанов, которые в свою очередь являются компонентом, склеивающим мышечные клетки и входящими в состав соединительной ткани чешуйчатого покрова. При расслоении мышц осетровых происходит сдвиг обмена веществ в направлении катаболизма и под действием глифосата в белых мышцах карпа выявлен сдвиг в сторону аэробного окисления [2]. Еще одним подтверждением усиления реакций катаболизма под действием раундапа является снижение сухого вещества мышц более чем на 20%, что приводит к изменению содержания азота в крови двухлеток карпа – уменьшение в 35 раз. Это свидетельствует об отрицательном азотистом балансе, экскреции азота из организма и неблагоприятном прогнозе функционирования рыб.

К ответной реакции на действие глифосата относятся также пучеглазие и желтоватая окраска брюшной поверхности тела рыбы, что может быть следствием количественных изменений эритроцитов, гемоглобина и промежуточных продуктов его расщепления – биливердина и билирубина. На 4 сутки действия раундапа повышается содержание эритроцитов и гемоглобина в крови карпа. Критическим периодом для двухлеток карпа, когда действие срочной адаптации становится невозможной (организм исчерпал свои физиологические резервы), а формирование долговременной адаптации не завершено, являются 7 сутки, для них характерны наиболее низкие гематологические показатели. Стабильность гематологических показателей на 14 сутки и формирование долговременной адаптации в организме двухлеток карпа возможна за счет катионов кальция, концентрация которых в сыворотке крови экспериментальных рыб увеличилась на 82,0% по сравнению с контролем. Известно, что у пресноводных рыб вода и неорганические ионы, в том числе Ca^{2+}, абсорбируясь аппаратом жабр, сразу поступают в общий кровоток. Водопроводная вода в г. Чернигове является жесткой, в ней содержится 12 мг экв/дм^3 или 240 мг% солей кальция и магния. Это было установлено санэпидстанцией и подтверждено нашими исследованиями, поэтому такой путь поступления катионов кальция в организм рыб возможен. Кроме того, имеет место второй путь увеличения количества Ca^{2+} в крови карпа. Действие раундапа на скелет рыб приводит к просветлению черепа и увеличению мягкости и гибкости костей. Резорбция костей черепа рыб приводит к тем же последствиям, что и у млекопитающих (увеличению содержания катионов кальция в крови). Коррекция обмена веществ у двухлеток карпа, которые находились в условиях гербицидной нагрузки, возможна за счет увеличения

содержания катионов кальция в воде и, тем самым, изменение концентрации этих ионов в крови и органах.

Согласно общей схеме метаболизма ксенобиотиков в организме животных, основное количество поллютантов поступает в печень, где происходит их детоксикация. Через 14 суток проведения эксперимента под действием раундапа в гистопрепаратах печени двухлеток карпа наблюдаются лимфоцитарные скопления (в портальных трактах), распространение процесса вакуольно-капельной, зернистой дистрофии, некроз гепатоцитов [1], что приводит к функциональной недостаточности железы. Активность щелочной фосфатазы увеличивается в 1,9 раза в сыворотке крови и снижается в 5,9 раза в печени относительно контроля. Известно, что щелочная фосфатаза, как и кислая (лизосомальная), осуществляя гидролиз фосфорных эфиров и транспорт фосфатных групп, имеет отношение к энергообеспечению организма. Щелочная фосфатаза содержится во многих тканях, при поражении которых уровень фермента в крови будет расти [5]. Установленное нами снижение активности щелочной фосфатазы в печени может быть результатом выхода фермента в кровь вследствие наличия патологического процесса в данном органе. Доказательством этого является возрастание активности холинэстеразы в сыворотке в 2,1 раза, снижение в печени в 19,8 раза и увеличение γ-глутамилтрансферазы в сыворотке в 3,6 раза и снижение в печени в 12 раз. Под действием глифосата в печени сеголеток карпа ингибируется анаболическое направление обмена углеводов, а именно в 3 раза снизилась активность глюкозо-6-фосфатазы (Г-6-Фазы) – фермента необратимой реакции глюконеогенеза и увеличивается катаболическое. На 7 сутки под действием глифосата в печени сеголеток карпа происходит увеличение активности лактатдегидрогеназы (ЛДГ) в 10 раз, изоцитратдегидрогеназы (ИЦДГ) – в 2 раза, глюкозо-6-фосфатдегидрогеназы (Г-6-ФДГ) на 30% по сравнению с контролем. На 14 сутки эксперимента в печени отмечается изменение активности ферментов, но также в сторону роста: ЛДГ – в 2 раза, ИЦДГ – в 4,4 раза, Г-6-ФДГ – в 2,7 раза. В печени двухлеток карпа также наблюдается возрастание активности ИЦДГ в 2 раза, Г-6-ФДГ в 1,3 раза, ЛДГ на 4,5%, тогда как активность Г-6-Фазы уменьшается в 1,5 раза. Полученные результаты подтверждают усиление реакций катаболизма и ингибирование анаболизма. Происходит мобилизация клеточных энергетических и структурных ресурсов организма, их перераспределение для обеспечения систем, ответственных за адаптацию (компенсаторный вид) к данному фактору. Те структуры, которые в меньшей степени отвечают за формирование долговременной адаптации, поддаются активному разрушению с использованием в энергетическом обмене для синтеза макроэргических соединений. Адаптация к действию раундапа может служить ещё одним примером осуществления принципа компромисса по А.М. Уголеву [6]. Невозможность сохранения всей структуры печени (частичный некроз гепатоцитов) под действием глифосата влияет на активизацию пентозофосфатного шунта для обновления оставшихся нормальных гепатоцитов и ингибирование реакций глюконеогенеза в отличие от действия других гербицидов: зенкора и 2,4-Дихлорфеноксиуксусной кислоты, увеличивающих активность Г-6-фосфатазы [2].

Выводы

Таким образом, целостная ответная реакция карповых рыб на действие глифосата осуществляется во взаимосвязи функционирования всех уровней организации *Cyprinus carpio*. Главным механизмом является усиление катаболических реакций, изменение активности протекания энергообразующих реакций в сторону увеличения по сравнению с энергозатратными, что способствует формированию краткосрочной адаптации. Нормализация энергетического обмена обеспечивается за счет адаптивного увеличения концентрации кальция в сыворотке крови рыб, находившихся под действием глифосата. Активное ингибирование анаболических реакций в печени карпа отражает общую направленность действия глифосата в растениях, связанную с нарушением синтеза ароматических аминокислот.

1. *Жиденко А. А.* Влияние раундапа на динамику гистологических показателей в органах карпа / А. А. Жиденко, Е. М. Коваленко // Гидробиол. журн. – 2006. – Т.42, № 6. – С. 104–111.

2. *Жиденко А. О.* Морфофізіологічні адаптації різновікових груп *Cyprinus carpio* L. за несприятливої дії екологічних факторів / А. О. Жиденко : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. біол. наук : спеціальність 03.00.16. – Екологія. – Одеський національний університет імені І.І. Мечникова. – Одеса, 2009. – 40 с.
3. *Немова Н. Н.* Биохимическая индикация состояния рыб / Н. Н Немова, Р. У. Высоцкая. – М.: Наука, 2004. – 215 с.
4. *Перелік* пестицидів і агрохімікатів дозволених до використання в Україні. – К.: Юні вест Маркетинг, 2001. – 274 с.
5. *Справочник* по гепатологии / [С. М. Абдуллаев и др.] ; под ред. Н. А. Мухина. – М.: Литтерра, 2009. – 399 с.
6. *Уголев А. М.* Принципы организации и эволюции биологических систем / А. М. Уголев // Журн. эвол. биох. и физиол. – 1989. – Т. 25, № 2. – С. 215–233.
7. *Cotton S.* Soundbite molecules / S. Cotton // Education in Chemistry. – 2005. – Vol. 42, № 2, – P. 34. (http: // www.rsc.org/ Education/EiC/issues)
8. *ГМО* обзор [Електронний ресурс] // Режим доступа: http://gmoobzor.com/stati/glifosat-najden-v-moche-cheloveka.html

А.О. Жиденко, Т.В. Міщенко, В.В. Кривопиша
Чернігівський національний педагогічний університет імені Т.Г. Шевченка, Україна

РЕАКЦІЯ КОРОПОВИХ РИБ НА ДІЮ ГЛІФОСАТУ

Проаналізовано вплив гліфосату на функціонування всіх рівнів організації *Cyprinus carpio*. Природа гербіциду впливає на активне інгібування у печінці коропа анаболічних та посилення катаболічних реакцій, зміну активності енергогенеруючих реакцій в бік зростання порівняно з енергозатратними, що сприяє формуванню термінової адаптації. Стабілізація енергетичного обміну забезпечується за рахунок адаптивного збільшення концентрації кальцію у сироватці крові риб, що знаходилися під впливом гліфосату.

Ключові слова: гліфосат, короп, печінка, м'язи, ферменти, катіони кальцію, адаптація

A.O. Zhydenko, T.V. Mishchenko, V.V. Krivopisha
T.G. Shevchenko Chernihiv National Pedagogical University, Ukraine

RESPONSE OF CARP FISH TO THE IMPACT OF GLYPHOSATE

Influence of glyphosate on functioning of the different levels of organization of *Cyprinus carpio* is analyzed. The impact of the herbicide results in inhibition of anabolic and enhancement of catabolic reactions in the liver, changes in activity of energy-produced reactions as compared with energy-consuming, which contributes to the term adaptation. Under the influence of glyphosate stabilization of energy metabolism is provided by an adaptive increase of calcium concentration in the blood serum of fishes.

Keywords: glyphosate, carp, liver, muscles, enzymes, calcium cations, adaptation

УДК [581.526.325 + 582.23] (282.247.325.2)

Г.М. ЗАДОРОЖНА, Н.Є. СЕМЕНЮК
Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграду, 12, Київ, 04210, Україна

ДИНАМІКА АВТОТРОФНОЇ ЛАНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Представлені результати досліджень динаміки водоростей планктону та епіфітону київської ділянки Канівського водосховища. Виявлено кореляційні зв'язки між температурою води та динамікою альгоценозів: прямий – для видового різноманіття фітопланктону та обернений –

для біомаси фітомікроепіфітону. Показано, що піки розвитку планктонних та епіфітних альгоугруповань не збігаються у часі, що зумовлено різним впливом на них абіотичних та біотичних чинників.

Ключові слова: фітопланктон, фітомікроепіфітон, Канівське водосховище

Верхні річкові ділянки каскадних водосховищ являють собою складні екосистеми з притаманними тільки їм абіотичними умовами та біотичними компонентами. Для встановлення закономірностей функціонування цих ділянок важливим є дослідження автотрофної ланки, ключовими компонентами якої є фітопланктон і фітомікроепіфітон. Результати вивчення альгоугруповань київської ділянки Канівського водосховища викладені в ряді робіт [3, 5, 6, 7]. У той же час, особливості часової динаміки структури якісного, кількісного складу обох альгоценозів та їх домінуючого комплексу залишаються недостатньо вивченими, чим і обумовлена актуальність даної статті.

Мета роботи: встановити особливості динаміки якісного та кількісного складу фітопланктону і фітомікроепіфітону київської ділянки Канівського водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Відбір альгологічних проб здійснювали в русловій частині київської ділянки Канівського водосховища на стаціонарній станції, розташованій на відстані 11 км вниз за течією від греблі Київської ГЕС, кожні два тижні з травня по листопад 2011 р. Проби фітопланктону відбирали за допомогою батометра Руттнера в об’ємі 1 дм^3. Фіксацію, концентрацію, камеральне опрацювання проб проводили згідно загальноприйнятих гідробіологічних методів [4].

Проби фітомікроепіфітону відбирали з домінуючого представника занурених рослин на цій ділянці – рдесника пронизанолистого (*Potamogeton perfoliatus* L.) відповідно до методики, викладеної в [4].

Біомасу мікроводоростей розраховували стандартним лічильно-об'ємним методом. Домінуючими вважали види, біомаса яких перевищувала або дорівнювала 10% загальної біомаси проби.

Результати досліджень та їх обговорення

За результатами досліджень в альгоугрупованнях планктону і обростань було виявлено 171 вид та внутрішньовидовий таксон (в.в.т.) з 8 відділів (Cyanophyta, Euglenophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Chrysophyta, Bacillariophyta, Xanthophyta, Chlorophyta). Зокрема, у фітопланктоні – 110 в.в.т., з яких найбільш різноманітними були зелені (43% загальної кількості видів), діатомові (29%), менше – синьозелені водорості (15%).

Фітомікроепіфітон був представлений 103 в.в.т. Найбільшу частку формували діатомові (62%), меншу – зелені (22%), синьозелені водорості складали всього 8%.

Порівняльний аналіз видового складу фітопланктону та фітомікроепіфітону за допомогою коефіцієнта Серенсена показав значну відмінність досліджуваних угруповань (K_S = 0,39). Отже, можна вважати, що в автотрофній ланці київської ділянки Канівського водосховища функціонують дві дискретні підсистеми (планктон і епіфітон).

У часовому аспекті структура альгоугруповань характеризувалася різною динамікою. Так, в травні видове різноманіття планктонних водоростей визначали діатомові (58%), менше – зелені (27%). У літній період рясність діатомей знизилась та коливалась у межах 25–39%, тоді як зелених – зросла до 41–60%. Значну частку флористичного різноманіття літнього фітопланктону формували синьозелені водорості (13–15%). По мірі осіннього охолодження води частка діатомей зростала від 35 до 75%. У той же час, частка зелених та синьозелених зменшувалась від 32 до 25% та від 16 до 7% відповідно.

Зміни флористичної структури фітомікроепіфітону були менш значними, ніж для фітопланктону. Частка діатомових водоростей протягом всього періоду досліджень була високою (56–84%). Представленість зелених та синьозелених водоростей не перевищувала 22% та 15% відповідно, а найбільша їх частка реєструвалась у літній період.

Порівняльний аналіз часової динаміки видового різноманіття досліджуваних альгоугруповань показав їх значну відмінність (рис. 1).

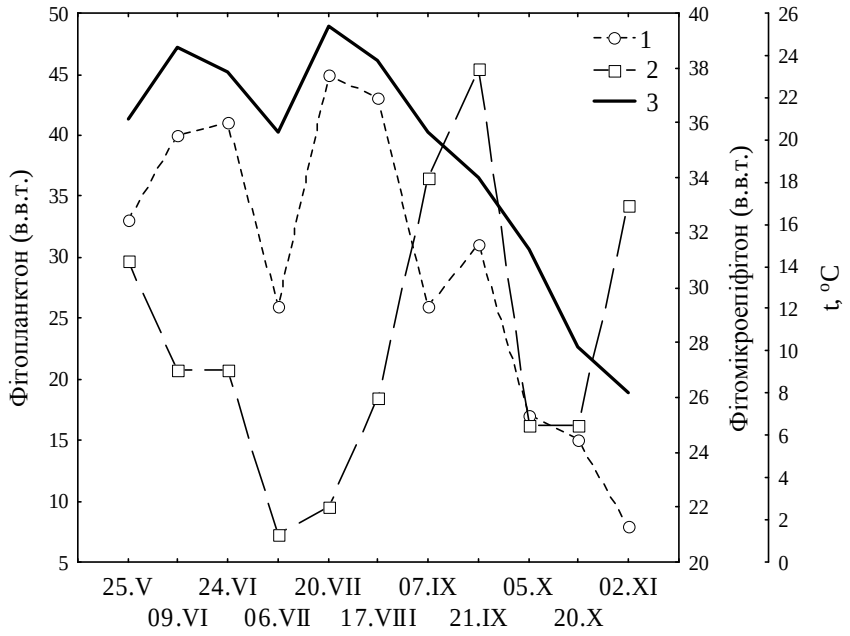


Рис. 1. Динаміка видового різноманіття фітопланктону (1), фітомікроепіфітону (2) та температури води (3)

Так, розподіл видового різноманіття фітопланктону протягом досліджуваного періоду тісно корелював з температурною води ($r = 0,95$; $p < 0,0001$) та характеризувався максимальними показниками в літній період і мінімальними – в осінній.

Для фітомікроепіфітону кореляції між цими показниками виявлено не було. Максимум видового різноманіття відмічався за температури води близько 18°С, а мінімум – близько 25°С, що, на нашу думку, зумовлено температурними оптимумами домінуючих видів даного угруповання.

Відмічене короткочасне зниження видового різноманіття фітопланктону і фітомікроепіфітону в літній період (6.VII), на нашу думку, зумовлене різким зниженням температури повітря (до 4,3°С нижче норми) та випадінням опадів (близько 21 мм) [1], що також узгоджується із зареєстрованим нами зниженням температури води на 3°С (див. рис. 1).

Протягом досліджуваного періоду біомаса фітопланктону коливалась від 0,16 до 3,77 мг/дм^3. Аналіз динаміки кількісного розвитку встановив декілька піків вегетації планктонних водоростей, які відрізнялися за своєю структурою та домінуючим комплексом видів (рис. 2).

Наприкінці травня пік фітопланктону був зумовлений розвитком діатомових водоростей. Домінуючий комплекс видів складали центричні діатомеї *Stephanodiscus hantzschii* Grunow (53%) та *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen (20%).

Влітку можна виділити два невеликих підйоми біомаси фітопланктону. Перший – наприкінці червня – був викликаний розвитком діатомових (60%) і зелених (36%) водоростей. Домінуючий комплекс формували *A. granulata* (36%), *Pandorina charkoviensis* Korschikov (15%) та *S. hantzschii* (11%). Другий – наприкінці липня – формували діатомові, зелені та синьозелені. Домінуючий комплекс характеризувався як полідомінантний: *S. hantzschii* (14%), *A. granulata* (10%), *Pediastrum boryanum* (Turpin) Menegh. (10%), *P. duplex* Meyen (10%), *Peridinium bipes* F. Stein (10%), *Pseudoholopedia convoluta* (Bréb.) Elenkin (10%).

Ще один значний пік розвитку спостерігався в кінці вересня та формувався Bacillariophyta. Домінуючий комплекс складали центричні діатомеї *Skeletonema subsalsum* (A. Cl.) Bethge (77%) та *A. granulata* (10%).

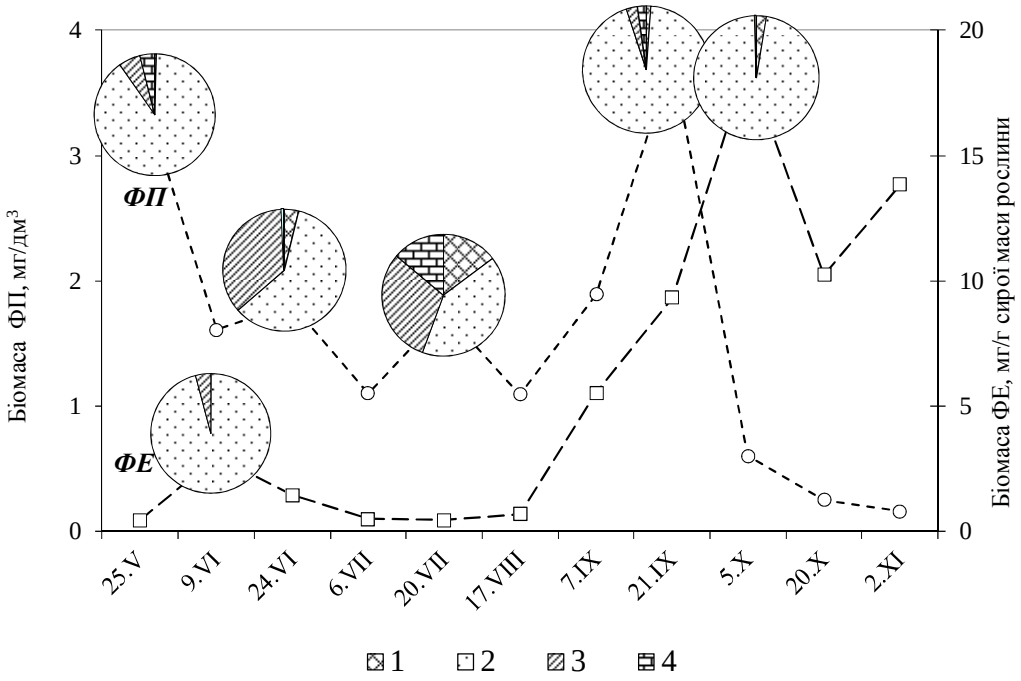


Рис. 2. Динаміка біомаси фітопланктону (ФП) та фітомікроепіфітону (ФЕ), а також структура основних піків їх розвитку: 1 – Cyanophyta, 2 – Bacillariophyta, 3 – Chlorophyta, 4 – інші відділи.

Біомаса фітомікроепіфітону за досліджуваний період змінювалась у межах 0,43–18,63 мг/г сирої маси рослини-субстрату. На відміну від фітопланктону, динаміка кількісного розвитку водоростей обростань характеризувалась оберненою кореляцією з температурою води ($r = -0,81$; $p = 0,003$). Зареєстровано два піки розвитку епіфітону, які в обох випадках визначалися діатомовими водоростями. Так, менший пік спостерігався на початку червня за домінування *Melosira varians* Ag. (43%) та *Cocconeis placentula* Ehrenb. (34%). Більший пік відмічений на початку жовтня і визначався розвитком *C. placentula* (42%), *Navicula tripunctata* (O. Mull.) Bory (30%), *Gomphoneis olivaceum* (Horn.) Daw. ex Ross et Sims. (9%).

Зауважимо, що піки розвитку фітопланктону та фітомікроепіфітону не збігалися у часі, що, на нашу думку, пояснюється:

– різною структурою біомаси угруповань;

– конкуренцією за лімітуючий ресурс (освітленість, біогенні елементи);

– різними температурними оптимумами розвитку домінуючого комплексу видів;

– більшою інертністю водоростей-обростань до дії екологічних чинників, порівняно з водоростями планктону.

Згідно з літературними даними, таке розмежування піків розвитку фітопланктону і фітоперифітону в часі було встановлено для Рибинського водосховища [2], і для його опису авторами вживається термін «протифазний розвиток».

Висновки

Результати натурних досліджень встановили, що таксономічне різноманіття альгоугруповань київської ділянки Канівського водосховища формувалося водоростями із 8 систематичних відділів та складало 110 в.в.т. у фітопланктоні та 103 в.в.т. – у фітомікроепіфітоні. Відмічений низький рівень видової подібності між планктонними та епіфітними водоростями ($K_S = 0,39$), що, дозволяє нам говорити про дві дискретні підсистеми автотрофної ланки.

Показано відмінності у часовій динаміці розвитку досліджуваних угруповань за показниками видового та кількісного різноманіття.

Зареєстровано достовірні кореляційні зв’язки структурно-функціональних показників водоростей з температурою води: пряму – для видового різноманіття фітопланктону та обернену – для біомаси фітомікроепіфітону.

Встановлено неспівпадіння у часі піків розвитку досліджуваних альгоценозів, що можна пояснити різним впливом на них цілого комплексу чинників.

1. *Гідрометеорологічна* служба України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.meteo.gov.ua.
2. *Девяткин В. Г.* Формирование и продуктивность перифитона Рыбинского водохранилища / В.Г. Девяткин, Е.В. Карпова, Н.Ю. Метелева // Гидроботаника 2000: 5 Всероссийская конференция по водным растениям (10-13 окт. 2000 г., Борок): тезисы докл. – Борок, 2000. – С. 21–22.
3. *Майстрова Н.В.* Сукцесія фітопланктону Канівського водосховища : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спеціальність 03.00.17 – Гідробіологія / Н. В. Майстрова. – К., 2003. – 21 с.
4. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
5. *Таращук О. С.* Фітоперифітон різнотипних субстратів Канівського водосховища / О. С. Таращук, Т. Ф. Шевченко, П. Д. Клоченко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2009. – № 4 (11). – С. 133–140.
6. *Шевченко Т. Ф.* Ценологический анализ фитоэпифитона зеленых нитчатых водорослей водохранилищ Днепровского каскада / Т. Ф. Шевченко // Гидробиол. журн. – 2011. – Т. 47, № 4. – С. 3–14.
7. *Щербак В. І.* Фітопланктон київської ділянки Канівського водоймища та чинники, що його визначають / В. І. Щербак, Н. В. Майстрова. – К.: Інститут гідробіології НАНУ, 2001. – 70 с.

А.М. Задорожная, Н.Е. Семенюк
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ДИНАМИКА АВТОТРОФНОГО ЗВЕНА КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Представлены результаты исследований динамики водорослей планктона и эпифитона киевского участка Каневского водохранилища. Выявлены корреляционные связи между температурой воды и динамикой альгоценозов: прямая – для видового разнообразия фитопланктона и обратная – для биомассы фитомикроэпифитона. Показано, что пики развития планктонных и эпифитных альгосообществ не совпадают во времени, что обусловлено разным влиянием на них абиотических и биотических факторов.

Ключевые слова: фитопланктон, фитомикроэпифитон, Каневское водохранилище

A.M. Zadorozhna, N.Ie. Semeniuk
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

DYNAMICS OF AUTOTROPHIC COMPONENT IN THE KANIV WATER RESERVOIR

The paper considers the dynamics of planktonic and epiphytic algae in the Kyiv section of the Kaniv water reservoir. Correlations have been found between the water temperature and algal cenoses' dynamics: positive correlation – for phytoplankton species diversity and negative correlation – for phytomicroepiphyton biomass. The peaks of planktonic and epiphytic algal assemblages did not coincide in time, which is explained by different effect of abiotic and biotic factors upon them.

Keywords: phytoplankton, phytomicroepiphyton, Kaniv water reservoir

УДК 574.5:504.4

Ю.П. ЗАЙЦЕВ
Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

КЛЮЧЕВАЯ РОЛЬ КОНТУРНЫХ БИОТОПОВ И ИХ БИОЦЕНОЗОВ В ЭКОЛОГИИ МОРСКОЙ СРЕДЫ

Развитие научного наследия В.И. Вернадского показало, что в его «пленках жизни» на границах гидросферы с атмосферой и литосферой, в которых происходят основные биогеохимические процессы в биосфере Земли расположены еще более тонкие образования – контурные биотопы, заселенные специфическими сообществами организмов – контуробионтами. Эти существа и их биоценозы играют ключевую роль в функционировании водных экосистем, в размножении гидробионтов и отличаются высокой чувствительностью к воздействию внешних факторов. Они названы экологическими «дозорными» и предложены к использованию в экологическом мониторинге.

Ключевые слова: псаммоконтур, нейстон, контурные биотопы и сообщества, контуробионты, экологический мониторинг

Концепция контурной структуры гидросферы, в соответствии с которой основные скопления организмов и наиболее интенсивные биогеохимические процессы приурочены к внешним границам, или контурам, водоемов [5, 7], по идеологии, представляет собой дальнейшее развитие фундаментальных положений учения В.И. Вернадского о «пленках жизни» [1, 2]. Применительно к морской среде, этими максимально насыщенными жизнью пленками, Вернадский называл верхнюю, эвфотическую, зону пелагиали, толщиной до 100 м, и область шельфа.

Исследованиями ОД О ИНБЮМ – ИМБ, начиная с открытия морского нейстона в 1960 гг. [3], было показано, что в пределах «пленок» Вернадского имеются еще более тонкие биотопы, своего рода, *ультрапленки*, населенные специфическими сообществами организмов, которые от пленок Вернадского отличаются не в меньшей степени, чем последние – от толщи воды, где по мнению великого натуралиста, присутствует лишь «рассеянная жизнь». Обнаруженный эффект сгущения «живого вещества» (еще один термин, введенный в науку В.И. Вернадским) и энергии в контурных биотопах проявляется во всех морских и пресноводных экосистемах.

Различают [8]: аэроконтур (граница вода-атмосфера), псаммоконтур (вода-песчаный берег и дно), литоконтур (вода-каменистый берег и дно), пелоконтур (вода-илистый берег и дно), а также биоконтур (вода-поверхность тел гидробиотнов) (рисунок).

Наряду с теоретическим значением, представление о контурной структуре водоемов имеет прямое отношение к практике экологического мониторинга, экологической диагностике и охране природы. Среди контурных биотопов, в условиях морского побережья Украины, наибольшую протяженность и экологическое значение имеют песчаные берега [5, 10].

Экологическая специфика песчаного контурного биотопа (псаммоконтура) заключается в том, что под действием волн, в его интерстициальных (межпесчиночных) полостях накапливаются морская вода и пена, насыщенная биогенными веществами и микроорганизмами. Здесь создаются благоприятные условия для развития многих живых существ – бактерий, одноклеточных водорослей, грибов, простейших и мелких многоклеточных беспозвоночных. Их численность, как правило, на порядки величин выше, чем в море. Каждая набегающая на пляж волна поставляет новые объемы воды и пены, которые вытесняют интерстициальную жидкость с ее обитателями и детритом в море. В результате, вдоль линии уреза воды образуется и постоянно поддерживается зона обилия мелких кормовых организмов и частиц детрита, которыми питаются мальки рыб, ракообразные, моллюски и другие гидробионты. В этом заключается привлекательность песчаных берегов для молоди десятков видов морских рыб, в том числе и для тех, которые выклевываются из икры,

выметанной в открытых водах, но подходят к берегам, как кефали лобан, остронос и сингиль [10].

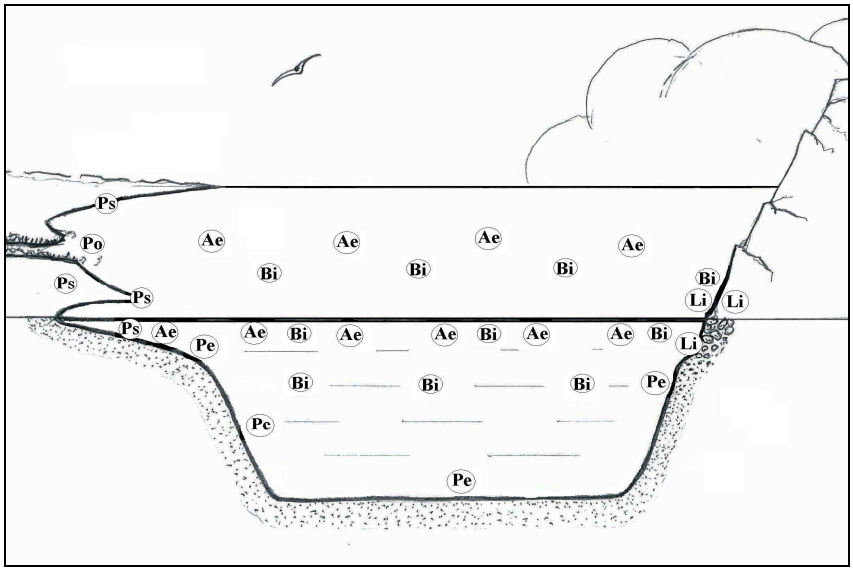


Рис. Распределение контурных биотопов и их сообществ в морской среде (схема): Ae – аэроконтур, Ps – псаммоконтур, Li – литоконтур, Pe – пелоконтур, Po – потамоконтур, Bi – биоконтур

Концентрация в контурных биотопах моря вредных для живых организмов веществ – еще один природный процесс – приводит к возникновению в них наиболее болезненных для морской экосистемы «горячих» экологических точек, последствия которых отражаются на популяциях многих видов растений и животных, населяющих во взрослом состоянии не только сами контурные биотопы, но также толщу воды и дно [6,9].

Роль песчаного контура моря и приморских водоемов – лиманов, лагун и эстуариев, в воспроизводстве живых ресурсов и круговороте веществ – исключительно высока. При нормальном состоянии и функционировании, экосистемы песчаных берегов моря и приморских водоемов обеспечивают рост и развитие каждого нового поколения рыб, включая большинство промысловых видов, связанных с прибрежной зоной – виды бычковых, камбаловых, кефалевых, ставридовых, султанковых и других. Песчаный контурный биотоп моря с его населением, по сути, «управляет» экологическими процессами в области шельфа, точно также, как приповерхностный контурный биотоп пелагиали с его обитателями – нейстоном на аэроконтуре, «управляет» судьбой видов, связанных с открытыми водами моря [6]. Однако управляющая роль песчаных берегов сохраняется лишь до той поры, пока морская вода свободно проходит (дренируется) через интерстициальные полости пляжей и замедляется или прекращается, когда эти полости закупориваются частицами почвы, глины и т.д. либо заполняются вредными для живых организмов веществами. Это происходит в результате различных видов практической деятельности на пляжах и в прибрежной зоне, не учитывающих особую роль песчаного контура моря в гидросфере.

Общая протяженность песчаных берегов Черного моря в пределах Украины превышает 300 км. Из них, более 50 км приходятся на долю кос лиманов. Длина участков песчаных берегов, полностью застроенных и используемых для массовой рекреации в теплое время года, превышает 30 км, и этот процесс продолжается. Особую обеспокоенность вызывают все более частые случаи «освоения» и застройки кос лиманов, расположенных вдоль северо-западного побережья Черного моря, хотя по существующему законодательству такие действия запрещены.

В связи с новыми открывшимися обстоятельствами, выявленными исследованиями ИМБ в области контурной структуры моря и приморских водоемов, песчаные берега и особенно косы лиманов, управляя экологическими процессами, в том числе, поддержанием качества

воды, в море и в прибрежной зоне, играют особую роль в водных и околоводных экосистемах. По своему экологическому, экономическому и социальному значению, их правомерно оценивать, как национальное достояние и требовать соответствующей защиты.

Среди обитателей контурных биотопов Черного моря исследованиями ИМБ НАН Украины выявлены виды, особо чувствительные к изменениям своей среды. Их образно назвали «морскими дозорными», которые первыми сталкиваются с внешними неблагоприятными воздействиями на море и реагируют на них сокращением численности, поведением, либо исчезновением на данном участке побережья. Этим они сигнализируют об экологической опасности и возникновении «горячих» экологических точек. Состояние экологических дозорных, обычно не учитываемых традиционными судовыми исследованиями - обязательное условие экологического мониторинга морской среды. Предложения ИМБ об использовании состояния экологических дозорных приняты и включены в международный проект «Улучшение экологического мониторинга Черного моря EMBLAS», который выполняется черноморскими странами под эгидой Программы Развития ООН (UNDP) и Европейского Союза.

1. *Вернадский В. И.* Химическое строение биосферы Земли и ее окружение / В. И. Вернадский – М.: Наука, 1965. – 175 с.
2. *Вернадский В. И.* Размышления натуралиста. Научная мысль как планетное явление. Книга вторая / В. И. Вернадский – М.: Наука, 1977. – 192 с.
3. *Зайцев Ю. П.* Приповерхностный пелагический биоценоз Черного моря / Ю. П. Зайцев // Зоол. журн. – 1061. – Т.40, вып. 6. – С. 818–825.
4. *Зайцев Ю. П.* Введение в экологию Черного моря / Ю. П. Зайцев. – Одесса: Эвен, 2006. – 224 с.
5. *Зайцев Ю. П.* Чорноморські береги України / Ю. П. Зайцев.– К.: Академперіодика, 2008.– 242 с.
6. *Зайцев Ю. П.* Аккумуляция вещества и энергии на поверхности пелагиали и эффект морского нейстона / Ю. П. Зайцев // Морськ. екологічний журн. – 2012. – Т.11, №1. – С. 5–23.
7. *Зайцев Ю. П.* О контурной структуре гидросферы. 2015 (в печати).
8. *Zaitsev Yu. P.* Contourobionts in Ocean Monitoring. Monitoring and Assessment / Yu. P. Zaitsev // Dordrecht: D. Riedel Publ. Comp. – 1986. – Vol. 7. – P. 31–38.
9. *Zaitsev Yu.* Major accumulations of life and main “pain points” in the seas and oceans / Yu. Zaitsev // J. Environmental Science @ Engineering. – 2012.– A 1.– P. 886–897.
10. *Zaitsev Yu.* A key role of sandy beaches in the marine environment. Black Sea / Yu. Zaitsev // Mediterranean Environmemt. – 2012a. – Vol. 18, № 2. – P. 114–127.

Ю.П. Зайцев

Інститут морської біології НАН України, Одеса

КЛЮЧОВА РОЛЬ КОНТУРНИХ БІОТОПІВ ТА ЇХ БІОЦЕНОЗІВ В ЕКОЛОГІЇ МОРСЬКОГО СЕРЕДОВИЩА

Розвиток наукової спадщини В.І. Вернадського, показало, що у його «плівках життя», на межах гідросфери з атмосферою та літосферою, у яких відбуваються основні біогеохімічні процеси у біосфері Землі, розташовані ще більш тонкі утворення – контурні біотопи, заселені специфічними угрупуваннями організмів – контуробіонтами. Ці істоти та їх біоценози відіграють ключову роль у функціонуванні водних екосистем, у розмноженні гідробіонтів та відрізняються високою чутливістю до дії зовнішніх факторів. Їх названо екологічними «дозорними» і запропоновано використовувати у екологічному моніторингу.

Ключові слова: псаммоконтур, нейстон, контурні биотопи та біоценози, контуробіонти, экологический мониторинг

Yu.P. Zaitsev
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

A KEY ROLE OF CONTOUR BIOTOPES AND THEIR BIOCOENOSES IN THE ECOLOGY OF MARINE ENVIRONMENT

Development of the scientific heritage of V.I. Vernadsky shoved that in his “life films” on the borders of the hydrosphere with the atmosphere and lithosphere, in which the basic biogeochemical processes in the Earth occurs, there are more thin structures – contour biotopes with specific communities of contourobionts. These organisms and communities play a key role in the functioning of aquatic ecosystems, in the reproduction of hydrobionts and are highly sensitive to external influences. Their called “environmental sentinel” and proposed to use in the ecological monitoring.

Keywords: psammocontour, neuston, contour biotopes and biocoenoses, environmental monitoring

УДК 597.58 [(262.5.04) + (477.74)]

В. В. ЗАМОРОВ[1], С. Ю. ЧЕРНИКОВА[2], Ю. В. КАРАВАНСКИЙ[1], Е. Ю. ЛЕОНЧИК[1]

[1]Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова
Шампанский переулок, 2, Одесса, 65058, Украина
[2]Одесский центр Южного научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии (ОдЦ ЮгНИРО)
ул. Мечникова, 132, Одесса, 65028, Украина

ДИНАМИКА СЕТНЫХ УЛОВОВ БЫЧКОВЫХ РЫБ (GOBIIDAE) В ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЕ ОДЕССКОГО ЗАЛИВА

В результате исследований установлено, что у берегов Одессы в сетных уловах из восьми видов бычковых рыб три являются наиболее многочисленными: кругляк *Neogobius melanostomus*, сурман *N. cephalargoides* и кнут *Mesogobius batrachocephalus*. В прибрежной зоне залива эти виды отмечены с марта по декабрь. После намыва песка на одесские пляжи в 2007 г. их численность заметно снизилась. Величина уловов бычка-кругляка в значительной степени зависит от сезона года, массового развития макрофитов в летний период, а также изменения температуры воды в придонном слое.

Ключевые слова: бычковые рыбы Gobiidae, Одесский залив, улов

Экосистема северо-западной части Черного моря заметно меняется под влиянием различных антропогенных факторов. Особенно это касается донных биоценозов прибрежных мелководий. Намыв песка, активное строительство в прибрежной зоне Одесского залива, сброс в море сточных вод и другие факторы привели к значительным изменениям условий существования донных организмов, в том числе демерсальных видов рыб.

Наиболее многочисленными среди донных рыб Одесского залива являются представители семейства бычковых (Gobiidae). Из промысловых видов это бычок-кругляк *Neogobius melanostomus* (Pallas), бычок-сурман *Neogobius cephalargoides* Pinchuk, и бычок-кнут *Mesogobius batrachocephalus* (Pallas) [1, 2, 5]. Изучение динамики численности данных видов, как важной составляющей биолого-экологической характеристики их популяций, можно осуществить, в первую очередь, по результатам анализа их уловов.

Целью работы было изучение динамики качественного и количественного состава сетных уловов бычковых рыб в Одесском заливе.

Материал и методы исследований

Материал собран в ходе научно-исследовательского лова, проводимого совместно Одесским национальным университетом имени И. И. Мечникова и Одесским центром Южного научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии в прибрежной акватории Одесского залива в течение пяти лет (2010-2014 гг.). Лов проводили донными

жаберными сетями с размером ячеи 10-40 мм в районе Малого Фонтана (удаление от берега 200-500 м, глубина 5-10 м) в 2010-2013 гг. с июня (в 2014 г. – с марта) по декабрь. Сети выставляли с лодки во второй половине дня, проверяли на следующее утро. Всего обработано 143 улова.

Величина улова представлена в относительных единицах – количество экземпляров рыбы, пойманных на одну сеть длиной 50 м в течение суток (экз./сеть).

Результаты исследований и их обсуждение

За весь период исследований (2005-2014 гг.) в Одесском заливе нами выявлено 50 видов рыб. Из них сетями выловлено 47 видов. Обнаруженные рыбы принадлежат к двум подклассам, 15 отрядам, 24 семействам, 37 родам. Наибольшим количеством таксонов представлен отряд окунеобразные (Perciformes) – 12 семействами, 14 родами и 18 видами. В состав семейства бычковых (Gobiidae) входит наибольшее число видов (10), которые принадлежат к шести родам [5].

За все время исследований общий улов всех видов бычковых рыб колебался от полного его отсутствия в середине августа 2010 г. до 65,6 экз./сеть в начале сентября того же года. В целом, более высокие уловы в 2010-2013 гг. приходились на июнь-июль (в среднем 14,5 экз./сеть) и в 2010-2012 гг. – на осенние месяцы (в среднем 16,5 экз./сеть). В 2013 г. осенние уловы не превышали 7,4 экз./сеть. В 2014 г. уловы в разные сезоны отличались незначительно, с небольшим увеличением осенью (в среднем 10 экз./сеть).

На снижение уловов бычковых рыб в летний период в 2013-2014 гг. значительное влияние оказало массовое развитие нитчатых зеленых водорослей родов *Cladophora* Kütz. и *Chaetomorpha* Kütz., а также рода *Ulva* L. [3]. С середины августа до конца сентября 2013 г. в прибрежной километровой зоне моря был зафиксирован на дне достаточно плотный слой нитчатых зеленых водорослей высотой 1,5–2,0 м. Такое скопление водорослей явилось биологической помехой для эксплуатации ставных сетей. Выставляемые сети погружались в густой водорослевый слой, препятствующий достижению дна, что значительно снижало их уловистость. Так, средняя величина уловов бычковых рыб летом 2013 г. снизился по сравнению с 2012 г. в полтора раза (6,6 и 10,6 экз./сеть соответственно).

Обратная зависимость между величиной уловов бычков и численностью нитчатых зеленых водорослей в Одесском заливе впервые была отмечена в 2011 г. Относительное количество рыбы в сетях по сравнению с предыдущим годом уменьшилось на 30,6%. В последующие годы также наблюдали снижение уловов при высокой продуктивности водорослей. Одной из основных причин массового развития водорослей можно считать увеличение эвтрофикации вод Одесского залива, а также аномально высокие летние температуры воды [3].

Анализ динамики величины уловов по годам указывает на их снижение в течение последних пяти лет: в 2010 г. средний улов составил 20,5 экз./сеть, 2011 г. – 13,9 экз./сеть, 2012 г. – 10,2 экз./сеть, 2013 г. – 6,6 экз./сеть, 2014 г. – 7,9 экз./сеть. Эти значения заметно ниже, чем в предыдущие годы [2], когда уловы всех трех основных промысловых видов (бычка-кругляка, бычка-сурмана и бычка-кнута) составили: в 2007 г. – 22,8 экз./сеть, 2008 г. – 28,3 экз./сеть, 2009 г. – 21,4 экз./сеть. Таким образом, в течение восьми лет с 2007 по 2013 гг. отмечено снижение уловов бычковых рыб. Помимо влияния массового развития водорослей в прибрежной акватории залива, на снижение численности бычков в прибрежной зоне залива повлиял намыв песка на пляжи Одессы осенью 2007 г. Это привело к значительному преобразованию прибрежных субстратов, угнетению видов, предпочитающих каменистые участки дна (бычки, морской налим *Gaidropsarus mediterraneus* (L.)) и увеличению численности видов, обитающих на песке (морской язык *Pegusa nasuta* (Pallas) [5].

В разные периоды исследований доля бычков в общем улове рыбы колебалась от 12,1 до 100% и в среднем составляла: в 2010 г. – 63,5%, в 2011 г. – 66,5%, в 2012 г. – 63,8%, в 2013 г. – 69,9%, в 2014 г. – 48,8% от общего количества.

Чаще всех в уловах встречался кругляк (97,9% от всех уловов), сурман – 81,7% и кнут – 93,7%. Ратан встречался гораздо реже – 28,2%. Другие виды бычков, обнаруженные в сетных уловах: бычок-рыжик *Neogobius eurycephalus* (Kessler), бычок черный *Gobius niger* L., бычок-

песочник *N. fluviatilis* (Pallas), бычок-цуцик *Proterorhinus marmoratus* (Pallas) были представлены единичными экземплярами за все время исследований.

Среди бычков наибольшей численностью в уловах обладал кругляк (в среднем 75,9%). Динамика уловов данного вида за последние пять лет позволяет сделать предположение о снижении его численности у берегов Одессы с 2010 по 2013 г. За весь период исследований уловы этого вида колебались от его отсутствия в сетях до 53,3 экз./сеть и имели тенденцию к росту от весны к осени (таблица).

В результате проведенных исследований выявлена зависимость между величиной уловов бычка-кругляка и изменением температуры воды в придонном слое. Для сравнения средних величин уловов использовали непараметрический *U*-критерий Манна-Уитни, который не требует проверки на нормальность распределения. Анализировали уловы кругляка только в летний сезон. Средняя величина улова составила: при температуре менее +13 °С – 4,9±1,3 экз./сеть, более +13 °С – 9,1±1,3 экз./сеть. На основании *U*-критерия Манна-Уитни можно утверждать о существенном снижении уловов при температуре менее +13 °С по сравнению с уловами при более высокой температуре воды ($p = 0,034<0,05$).

Таблица

Средняя величина уловов бычковых рыб (экз./сеть) в Одесском заливе в разные годы и сезоны

Вид	Год исследований					Сезон исследований		
	2010	2011	2012	2013	2014	Весна	Лето	Осень
Кругляк	15,6	12,5	8,4	3,8	4,4	6,5	7,7	12,1
Сурман	2,0	0,5	1,1	1,5	2,1	1,5	1,6	1,3
Кнут	1,2	1,1	0,9	1,2	1,1	0,5	1,3	1,0

Изменение двигательной активности кругляка в зависимости от температуры воды было изучено при проведении лабораторных исследований [4]. Выявлено, что максимальное увеличение активности рыб наблюдается при температуре воды +16° С. Температурный диапазон от +14 °С до +20 °С является оптимальным для двигательной активности кругляка, при повышении или понижении температуры активность рыб уменьшалась. В температурном диапазоне +26 – +28 °С отмечали существенное уменьшение двигательной активности кругляка, что может быть связано с низким содержанием кислорода в воде и близким расположением этих температур к максимально-критическим для этого вида. Полученные результаты могут объяснить отсутствие бычковых рыб в сетных уловах в августе 2010 г., когда температура воды в придонном слое достигла + 26 °С.

Количество бычка-сурмана и бычка-кнута в уловах было значительно меньшим (в среднем 11,6% и 8,8% соответственно). За пять лет исследований их максимальный улов достиг 12,2 экз./сеть и 10 экз./сеть соответственно. В разные годы и сезоны их численность в прибрежной зоне Одесского залива почти не менялась (таблица).

Выводы

1. В акватории Одесского залива в сетных уловах наиболее многочисленными среди бычковых рыб являются кругляк *N. melanostomus*, сурман *N. cephalargoides* и кнут *M. batrachocephalus*.
2. С 2010 г. по 2013 г. отмечено неуклонное снижение сетных уловов бычков. Одной из причин уменьшения численности этих видов в прибрежной зоне залива, видимо, является намыв песка на пляжи Одессы осенью 2007 г.
3. Значительное влияние на снижение уловов бычковых рыб летом 2013-2014 гг. оказало массовое развитие нитчатых зеленых водорослей родов *Cladophora* Kütz. и *Chaetomorpha* Kütz., а также *Ulva* L.
4. На двигательную активность и величину уловов бычка-кругляка значительное влияние оказывает колебание температуры воды в придонном слое.

1. *Динаміка* гідролого-гідрохімічних, метеорологічних чинників і сітяних уловів бичкових риб в Одеській затоці / В. В. Заморов, О. О. Ковтун, С. Ю. Чернікова [та ін.] // Материалы III Международной научной конференции «Современные проблемы гидроэкологии. Перспективы, пути и методы решений». – Херсон, 2012. – С. 272 – 275.
2. *Заморов В. В.* Аналіз сіткових уловів риби в Одеській затоці / В. В. Заморов, С. Ю. Чернікова, М. П. Заморова // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. "Гідроекологія". – 2010. – № 3 (44). – С. 97–100.
3. *Заморов В. В.* Влияние нитчатых зеленых водорослей на сетные уловы бычковых рыб в Одесском заливе / В. В. Заморов, Ф. П. Ткаченко, С. Ю. Черникова // Матеріали міжнародної науково-практичної дистанційної конференції «Проблеми функціонування та підвищення біопродуктивності водних екосистем» (Дніпропетровськ, 24–25 квітня 2014 р.). – Дніпропетровськ, 2014. – С. 33–34.
4. *Рухова* активність бичка-кругляка *Neogobius melanostomus* при різній температурі води в лабораторних умовах / [Заморов В. В., Караванський Ю. В., Слободенюк М. В., Леончик Є. Ю.] // Тези VII Міжнар. іхтіологічн. Наук.-практич. конф. «Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології» (м. Мелітополь-Бердянськ, 10–13 вересня 2014 р.) – Херсон: Видавець Грінь Д. С., 2014. – С. 104–107.
5. *Черникова С. Ю.* Ихтиофауна Одесского залива (Чёрное море) в первом десятилетии XXI века / С. Ю. Черникова, В. В. Заморов // Морський екологічний журнал. – 2011. – Т. X, № 3. – С. 76–85.

В. В. Заморов[1], *С. Ю. Чернікова*[2], *Ю. В. Караванський*[1], *Є. Ю. Леончик*[1]
[1]Одеський національний університет ім. І. І. Мечникова, Україна
[2]Одеський центр Південного науково-дослідного інституту морського рибного господарства і океанографії, Україна

ДИНАМІКА СІТКОВИХ УЛОВІВ БИЧКОВИХ РИБ (GOBIIDAE) В ПРИБЕРЕЖНІЙ ЗОНІ ОДЕСЬКОЇ ЗАТОКИ

В результаті досліджень встановлено, що біля берегів Одеси у сіткових уловах з восьми видів бичкових риб три є найбільш чисельними: кругляк *Neogobius melanostomus*, сурман *N. cephalargoides* та жабоголовий *Mesogobius batrachocephalus*. У прибережній зоні затоки ці види відмічені з березня до грудня. Після намиву піску на одеські пляжі у 2007 р. їх чисельність помітно знизилася. Величина уловів бичка-кругляка у значному ступені залежить від сезону року, масового розвитку макрофітів у літній період, а також зміни температури води у придонному шарі.

Ключові слова: бичкові риби Gobiidae, Одеська затока, улов

V. Zamorov[1], *S. Chernikova*[2], *Yu. Karavanskiy*[1], *E. Leonchik*[1]
[1] I.I.Mechnykov Odesa National University, Ukraine
[2]Odesa Center of Southern Research Institute of Marine Fisheries and Oceanography, Ukraine

DYNAMICS OF NET CATCHES OF GOBIES (GOBIIDAE) IN THE COASTAL ZONE OF THE GULF OF ODESA

The studies revealed that within the eight species of goby fish three ones are the most numerous in the net catch near the coast of Odesa: Round-goby *Neogobius melanostomus*, Surman goby *N. cephalargoides* and Knout goby *Mesogobius batrachocephalus*. In the coastal zone these species are observed from March to December. After the renourishment of sand on the Odesa beaches in 2007, their number decreased significantly. The value of catches of the Round goby mainly depends on the season, the mass development of macrophytes in the summer, as well as changes in water temperature in the bottom layer.

Keywords: goby fish, Gobiidae, Odesa Gulf, catch

УДК 597.556.15 (282.243.7.05)(477.74)

М.П. ЗАМОРОВА

Одеський національний університет імені І. І. Мечникова
Шампанський пров. 2, Одеса, 65058, Україна

ЖИВЛЕННЯ ЛЯЩА *ABRAMIS BRAMA* В ПРИДУНАЙСЬКОМУ ОЗЕРІ КОТЛАБУХ

За результатами досліджень з'ясовано, що в озері Котлабух спектр живлення ляща *Abramis brama* достатньо широкий, до складу якого входили організми із 37 таксонів. Незалежно від сезону року за масою найбільш важливою в раціоні ляща була дрейсена *Dreissena polymorpha*, личинки волохокрильців (Trichoptera), п'явки (Hirudinea), одноденок (Ephemeroptera), крім того: восени – молюски родини Lymnaeidae, личинки бабок (Odonata); навесні – личинки комах ряду Coleoptera, молюски родини Unionidae і Viviparidae. Згідно величин індексу відносної значимості в цілому за весь період досліджень, в живлені ляща домінували дрейсена, малощетинкові черви (Oligochaeta), різноногі раки (Amphipoda), п'явки, а також личинки волохокрильців і комарів дзвінців (Chironomidae). Навесні і восени улюбленим кормом риб можна вважати черевоногих молюсків.

Ключові слова: лящ, придунайські озера, живлення

Придунайські озера розташовані в Одеській області вздовж Дунаю, на ділянці Рені-Кілія, утворюють найбільший озерний район України. Площа п'яти найкрупніших з них – Кагула, Ялпуга, Кугурлуя, Котлабуха, Китая становлять близько 450 км^2, об'єм – близько 800 млн. м^3 [2].

Важко переоцінити рибогосподарське значення придунайських озер. Рибний промисел на озерах існує здавна.

До спорудження дамб, основу промислових уловів складали цінні аборигенні види – сазан *Cyprinus carpio*, який у великій кількості заходив в озера з Дунаю, щука *Esox luceus*, сом *Silurus glanis*, та інші. Після спорудження дамб і, фактично, зарегулювання рівня води, змінилася картина уловів. Збільшення евтрофікації, замулення дна, повільний, але невпинний ріст мінералізації і загального забруднення водойм змінили структуру уловів у гіршу сторону. Для виправлення ситуації озера стали зариблювати коропом, карасем сріблястим *Carassius gibelio* і, головне, акліматизованими у придунайському регіоні далекосхідними видами – товстолобиками білим *Hypophthalmichthys molitrix* і строкатим *Aristichthys nobilis*, білим амуром *Ctenopharyngodon idella* [1].

Лящ *Abramis brama* важливий в господарському відношенні промисловий вид. Велика його біоценотична роль у водоймах. Завдяки своїй високій стійкості до коливань факторів навколишнього середовища він зустрічається в більшості водойм України [7].

Лящ – численний представник іхтіофауни придунайських озер, він займає третє місце в промислі після товстолобика білого і карася сріблястого. За останні 13 років середня величина уловів ляща в озері Котлабух дорівнює 19,9 тон на рік.

Біологія цього виду риб вивчена досить докладно, зокрема, досліджена вікова, розмірно-масова структура його популяцій, живлення, т. д. Однак, екологічна ситуація в континентальних водоймах, у тому числі і в придунайських озерах, постійно змінюється.

У зв'язку звикладеним метою досліджень було вивчення живлення ляща в озері Котлабух.

Матеріал і методи дослідження

Матеріал зібрано на придунайському озері Котлабух восени 2013 р. і навесні 2014 р. Рибу ловили неводом і зябровими сітками.

Повний біологічний аналіз риб і вивчення їх живлення здійснювали за загальноприйнятими іхтіологічними методиками [6]. Ппротягом досліджень проаналізовано

222 харчові грудки ляща. Таксономічну належність кормових об'єктів визначали за монографією [8].

Для аналізу матеріалу використовували індекси відносної значимості (ІВЗ,%) і вибірковості (ІВ, %) [6, 10]. Величини біомаси представників макрозообентосу озер отримані із публікації [3].

Автор щиро вдячний молодшому науковому співробітнику Ю. М. Джуртубаєву за надану допомогу в визначенні таксономічної належності об'єктів живлення ляща.

Результати досліджень та їх обговорення

Озеро Котлабух розташоване на схід від міста Ізмаїл. Його площа становить приблизно 68 км^2, довжина – 21 км, максимальна ширина – 6 км, об'єм – 47 млн. м^3. З Дунаєм з'єднується кількома каналами [9].

Для трофологічного аналізу було відібрано однакову кількість риб різної статі, віком від двох до чотирьох років. Стандартна довжина самців коливалась від 20,0 см до 31,5 см (середня величина – 24,1 см), маса особин змінювалась від 142 г до 698 г (середня величина – 312,4 г). Розмір самок дорівнював 20,0–33,0 см (24,3 см), маса була 188–816 г (339,4 г).

За період досліджень в живленні ляща знайдено організми зообентосу, які належать до 4 типів (Porifera, Annelida, Mollusca, Arthropoda), 8 класів (Demospongiae, Polychaeta, Oligochaeta Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia, Crustacea, Insecta), 19 рядів (Haplosclerida, Architaenioglossa, Neotaenioglossa, Neritoida**,** Basommatophora, Heterobranchia, Unionida, Veneroida, Amphipoda, Mysidacea, Isopoda, Decapoda, Odonata, Ephemeroptera, Trichoptera, Hemiptera, Heteroptera, Coleoptera, Diptera,) і 27 родин (Spongillidae, Ampharetidae, Glossiphonidae, Piscicolidae, Viviparidae, Bithyniidae , Neritidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Valvatidae, Unionidae, Sphaeriidae, Dreissenidae, Corophiidae, Gammaridae, Mysidae, Asellidae, Astacidae, Coenagrionidae, Libellulidae, Baethidae, Hydroptilidae, Phryganeidae, Nepidae, Notonectidae, Dytiscidae, Chironomidae).

До виду були визначенні: губки – *Spongilla lacustris* ; поліхети – *Hypania invalida;* п'явки – *Glossiphonia complanata, Piscicola geometra;* черевоногі молюски – *Viviparus contectus, Bithynia tentaculata ,Theodoxus fluviatilis, Lymnaea stagnalis, Lymnaea auricularia, Anisus vortex, Borysthenia naticina;* двостулкові молюски – *Unio pictorum, Sphaerium corneum, Dreissena polymorpha;* амфіподи – *Corophium curvispinum, Corophium robustum, Pontogammarus robustoides, Dikerogammarus villosus;* мізіди – *Limnomysis benedeni, Paramysis lacustris;*ізоподи - рівноногий рак *Asellus aquaticus;* декаподи – *Astacus leptodactylus;* комахи – *Ischnura elegans, Sympetrum flaveolum, Cloen dipterum, Tricholeiochiton fagesii, Phryganea bipunctata, Nepa cinerea, Ranatra linearis, Notonecta glauca, Cubister lateralimarginalis, Dytiscus marginalis, Chironomus plumosus.*

Найбільш важливим кількісним показником в живленні будь-якого виду тварин є маса спожитого кормового компоненту. Для проведення аналізу за цим показником, використовували відносну величину відновленої маси харчового об'єкта в раціоні риб.

Незалежно від сезону року в живлені ляща за масою домінував двостулковий молюск дрейсена *Dreissena polymorpha* (таблиця). Крім того важливими в раціоні були: восени – молюски родини Lymnaeidae, личинки волохокрильців (Trichoptera), п'явки (Hirudinea), личинки бабок (Odonata) і одноденок (Ephemeroptera); навесні – личинки комах рядів Ephemeroptera і Coleoptera, молюски родини Unionidae і Viviparidae, личинки волохокрильців і п'явки.

Інтегрованим показником важливості окремого об'єкту живлення в раціоні риб є індекс відносної значимості, який об'єднує в собі кількісні характеристики всіх кормових організмів. Згідно з величинами цього показника, в цілому за весь період досліджень, в живлені ляща важливими були дрейсена, малощетинкові черви (Oligochaeta), амфіподи і п'явки. Крім того, суттєве значення мали личинки волохокрильців і комарів дзвінців (Chironomidae).

Важливо також враховувати, якому корму риба надає перевагу при активному живленні. Для цього використовують індекс вибірковості, який вказує на здатність риби споживати кормові компоненти в іншій пропорції, ніж вони є у навколишньому середовищі. Згідно з цим показником в цілому за весь період досліджень улюбленою їжею ляща, в першу чергу, були

черевоногі молюски (3,2–4,2). Різноногих раків (0,5–0,8) і двостулкових молюсків (0,5–0,7) лящ використовував в якості корму при їх достатній кількості в водоймі. Це ще в більшій мірі стосується мізид (0,4) і личинок комарів дзвінців (Chironomidae) – 0,1.

Харчові взаємовідносини риб в Північному Каспії достатньо докладно вивчав О. О. Шоригін [10]. Основними конкурентами ляща за їжу були вобла *Rutilus rutilus caspicus* і бичок-пісочник *Neogobius fluviatilis*. З останнім видом лящ конкурує через ракоподібних. За результатами наших досліджень в озері Котлабух чисельність бичка-пісочника у 2013 р. була дуже великою (5189 екз./га), що, ймовірно, могло вплинути на кількість ракоподібних в раціоні ляща. Внаслідок конкуренції з бичком-пісочником, лящ переходить на живлення молюсками [10].

Враховуючи зазначене, можна вважати, що в озері Котлабух спектр живлення ляща достатньо широкий, до складу якого входять організми із 37 таксонів, що, в цілому, підтверджує дані літературних джерел про відносну харчову пластичність даного виду [4, 5].

Подальше вивчення живлення інших риб–бентофагів озер, а також отримання даних щодо сучасного стану макрозообентосу водойм дадуть можливість підготувати рекомендації по забезпеченню сталого і достатньо високого рівня використання кормової бази всіма промисловими рибами, що надалі сприятиме підвищенню рибопродуктивності придунайських озер.

Висновки

1. Лящ в озері Котлабух у 2013-2014 рр. мав достатньо широкий харчовий спектр, до якого входили організми макрозообентосу, які належать до 4 типів, 8 класів, 19 рядів, 27 родин і 33 видів.

2. Незалежно від сезону року за масою найбільш важливою в раціоні ляща була дрейсена *Dreissena polymorpha*, личинки волохокрильців (Trichoptera), п’явки (Hirudinea), одноденок (Ephemeroptera), крім того: восени – молюски родини Lymnaeidae, личинки бабок (Odonata); навесні – личинки комах ряду Coleoptera, молюски родини Unionidae і Viviparidae.

3. Згідно величин індексу відносної значимості в цілому за весь період досліджень, в живлені ляща важливими були дрейсена, малощетинкові черви (Oligochaeta), різноногі раки (Amphipoda), п’явки, а також личинки волохокрильців і комарів-дзвінців (Chironomidae).

4. Навесні і восени улюбленим кормом ляща в озері Котлабух можна вважати черевоногих молюсків.

1. *Гидроэкологическая* характеристика придунайских озер Украины / В. В. Заморов, Ю. М. Джуртубаев, М. А. Заморова [и др.]; под ред. В. В. Заморова. – Одесса: Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова, 2014. – 228 с.
2. *Джуртубаев М. М.* Брюхоногие моллюски придунайских озёр и водотоков Одесской области / М. М. Джуртубаев, Ю. М. Джуртубаев, В. В. Заморов. – Одесса: Печатный дом, 2012. – 128 с.
3. *Джуртубаев М. М.* Современное состояние макрозообентоса придунайских озер Одесской области (I) / М. М. Джуртубаев, В. В. Заморов, Ю. М. Джуртубаев // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, № 6. – С. 36–42.
4. *Желтенкова М. В.* Питание и использование кормовой базы донными рыбами Азовского моря / М. В. Желтенкова // Реконструкция рыбного хозяйства Азовского моря: Труды ВНИРО. – М.: Пищепромиздат, 1955. – Т. 31, вып. 1. – С. 306–336.
5. *Желтенкова М. В.* О пищевых взаимоотношениях плотвы и леща в Курском заливе / М. В. Желтенкова // Рыбохозяйственные исследования в Балтийском море: Труды ВНИРО. – М.: Пищепромиздат, 1960. – Т. 42. – С. 145–151.
6. *Методическое* пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях / под. ред. Е. В. Боруцкого. – М.: Наука, 1974. – 254 с.
7. *Мовчан Ю. В.* Фауна України. В 40-а т. Т. 8, Риби. Вип. 2. Частина 2 / Ю. В. Мовчан, А. І. Смірнов. – К.: Наукова думка, 1983. – 360 с.
8. *Определитель* пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР (планктон и бентос) / под ред. Л. А. Кутиковой, Я. И. Старобогатова. – Л.: Гидрометеоиздат, 1977. – 512 с.
9. *Швебс Г. І.* Каталог річок і водойм України / Г. І. Швебс, М. І. Ігошин. – Одеса: Астропринт, 2003. – 389 с.

10. *Шорыгин А. А.* Питание и пищевые взаимоотношения рыб Каспийского моря / А. А. Шорыгин. – М.: Пищепромиздат, 1952. – 268 с.

М.А. Заморова
Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова, Украина

ПИТАНИЕ ЛЕЩА *ABRAMIS BRAMA* В ПРИДУНАЙСКОМ ОЗЕРЕ КОТЛАБУХ

По результатам исследований установлено, что в озере Котлабух спектр питания леща *Abramis brama был* достаточно широким, в его состав входили организмы из 37 таксонов. Независимо от сезона, по массе, наиболее важной в рационе питания была дрейсена *Dreissena polymorpha*, личинки ручейников (Trichoptera), пиявки (Hirudinea), поденки (Ephemeroptera), кроме того: осенью – моллюски семейства Lymnaeidae, личинки стрекоз (Odonata); весной – личинки насекомых отрядов Coleoptera, моллюски семейства Unionidae и Viviparidae. Согласно величин индекса относительной значимости за весь период исследований, в питании леща преобладали дрейсена, малощетинковые черви (Oligochaeta), разноногие раки (Amphipoda), пиявки, а также личинки ручейников и комаров-звонцов (Chironomidae). Весной и осенью предпочитаемым кормом рыб можно считать брюхоногих моллюсков.

Ключевые слова: лещ, придунайские озера, питание

M. A. Zamorova
I. I. Mechnykov Odesa National University, Ukraine

THE FEEDING OF BREAM *ABRAMIS BRAMA* IN THE DANUBE LAKE KOTLABUH

It was found out that in the Kotlabuh Lake the feeding range of bream *Abramis brama* is quite wide and composed of organisms from 37 taxa. Regardless of the season, *Dreissena polymorpha* was the most important in the diet of bream (by weight). Besides, in the autumn there also were *Lymnaeidae*, larvae of *Trichoptera*, *Hirudinea*, larvae of *Odonata*, *Ephemeroptera*; in the spring – larvae of *Ephemeroptera*, *Coleoptera*, molluscs *Unionidae*, *Viviparidae*, larvae of *Trichoptera* and *Hirudinea*. According to the values of the index of relative importance for the whole period of studies *Dreissena polymorpha*, *Oligochaeta*, *Amphipoda*, *Hirudinea* and larvae of *Trichoptera*, *Chironomidae* dominated in bream`s feeding. In spring and autumn gastropods can be considered as the favorite food of fish.

Keywords: bream, Danube Lakes, feeding

УДК [577.34:574.63:597.08:581.526.3] (28) (477)

О.Л. ЗАРУБИН, Н.Е. ЗАРУБИНА, И.А. МАЛЮК, В.А. КОСТЮК

Институт ядерных исследований НАН Украины
пр. Науки, 47, Киев, 03680, Украина

ОСОБЕННОСТИ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧАЭС ПОСЛЕ НАЧАЛА ЕГО ТРАНСФОРМАЦИИ (2011-2014 гг.)

В 2011-2014 гг. изучали динамику удельной активности ^{137}Cs в компонентах экосистемы водоема-охладителя ЧАЭС. Обнаружили, что в 2013-2014 гг. уровни удельной активности в некоторых видах водной растительности увеличились в 2-10 раз. Вероятно, это связано со снижением уровня воды и искусственной трансформацией водоема-охладителя, которая началась в 2012 г.

Ключевые слова: экосистема, трансформация, водоем-охладитель ЧАЭС, ^{137}Cs, рыбы, гидрофиты

В результате аварии на ЧАЭС и мероприятий, связанных с ее ликвидацией, водоем-охладитель (ВО) оказался одним из самых загрязненных водоемов в Чернобыльской зоне отчуждения.

После остановки ЧАЭС в конце 2000 г. ВО прекратил выполнять свои технологические функции. Впоследствии были приняты решения о снятия ВО с эксплуатации путем снижения уровня воды. С 2012 г. на акватории ВО проводятся гидроинженерные работы. С 2014 г. технически ограничивается искусственная подпитка ВО водой из р. Припять, в результате чего уровень воды ВО к январю 2015 г. снизился на 1–1,5 м и продолжает снижаться. Оголяется значительная часть ложа ВО. Меняются параметры распределения радионуклидов в экосистеме ВО. Экосистема ВО подвергается антропогенной трансформации, в результате которой уровень воды планируется снизить еще на 4-6 м.

Такая позиция обращения с водоемом-охладителем после радионуклидного загрязнения в результате аварии на АЭС в мировой практике применяется впервые, что определяет актуальность проведения радиоэкологических исследований на акватории ВО.

Материал и методы исследований

Отбор проб проводился на акватории ВО в 2011-2014 гг. Всего было отобрано около 650 проб, которые подготавливались к измерениям и были измерены по общепринятым методикам. Основное внимание уделялось ^{137}Cs. Статистическая и графическая обработка результатов измерений проводилась с использованием пакетов прикладных программ Exel и Statistica.

Результаты исследований и их обсуждение

В 2008-2012 гг. уровни удельной активности ^{137}Cs в основных компонентах экосистемы ВО практически не менялись.

С началом активного техногенного вмешательства, с 2012 г. до января 2015 г., уровень воды ВО значительно снизился. Оголилась часть донных отложений. Началось гниение прикреплённых моллюсков (дрейссена) и водной растительности. На отдельных участках ВО периодически повышалась мутность воды, очевидно, обусловленная добавлением новых и механическим подъемом ранее осевших на дно взвесей при гидроинженерных работах.

По данным «Экоцентра» (г. Чернобыль) усреднённая удельная активность растворённого ^{137}Cs в воде ВО последние годы практически не меняется и находится на уровне ≈ 1 Бк/дм^3. В то же время удельная активность ^{137}Cs во взвесях в 2013 г. повысилась почти в 2 раза (табл. 1).

Таблица 1

Динамика удельной активности ^{137}Cs у водных растений, воды и донных отложений водоема-охладителя ЧАЭС в 2011-2014 гг. (Бк/дм^3, Бк/кг сухой массы)

Вид	Год отбора							
	2011		2012		2013		2014	
	мин.	макс.	мин.	макс.	мин.	макс.	мин.	макс.
Тростник обыкновенный	256	776	168	3747	861	77012	125	9754
Уруть колосистая	н/д		6798	10111	1124	23641	3485	38585
Мох у берега	5810*		н/д		1072	39882	н/д	
Донные отложения**	н/д		1194	1972	1104	5748	н/д	
Вода, взвеси***	0,01	0,63	0,01	1,4	0,01	1,4	0,01	1,8
Вода, раствор***	0,26	2,9	0,05	2,1	0,18	1,7	0,22	2,6

П р и м е ч а н и я: * – один образец; ** – верхний слой у берега (S ≈ 200 см^2); *** – данные «Экоцентра», г. Чернобыль; н/д – нет данных

В 2013-2014 гг., по сравнению с 2011-2012 гг. удельная активность ^{137}Cs в водной растительности ВО значительно увеличилась. В отдельных пробах ассоциации рдестов она достигала 94000 Бк/кг, в тростнике – до 77000 Бк/кг, в обрастаниях – до 15000 Бк/кг сухой массы.

Максимум удельной активности ^{137}Cs у водных прикрепленных растений ВО регистрируется в подводной части и корнях.

В большинстве исследованных видов водной растительности ВО регистрируется тенденция к повышению уровней удельной активности. ^{137}Cs к 2013-2014 гг. По видимому, это обусловлено трансформацией экосистемы ВО, которая происходит в настоящее время.

У водных животных за исследуемый период не наблюдается существенных изменений в удельной активности ^{137}Cs (табл. 2).

Таблица 2

Уровни удельной активности ^{137}Cs у рыб и дрейссены водоема-охладителя ЧАЭС в 2011-2014 гг. (Бк/кг сырой массы)

Вид	Год отбора							
	2011		2012		2013		2014	
	мин.	макс.	мин.	макс.	мин.	макс.	мин.	макс.
Дрейссена	297	927	367	919	225	402	185	825
Голавль	1390	2239	1281	2017	2341*		1450	2547
Густера	834	3370	1720*		1281	1498	1031	1343
Карась серебряный	1671*		н/д		2266*		н/д	
Красноперка	1214	1314	1221	1409	1216*		922*	
Лещ	938*		1276*		н/д		1711*	
Окунь	2819	5396	1739	4407	3292*		3215	3222
Плотва	1630	2098	722	881	1342		851	1042
Судак	2202	7608	н/д		4370*		3505	9389

П р и м е ч а н и я: * – один образец; н/д – нет данных.

Возможно, это связано с определенной задержкой процессов накопления и выведения ^{137}Cs рыбами по сравнению с водной растительностью.

Регистрируемые значения удельного активности ^{137}Cs у рыб находятся в пределах 700-10000 Бк/кг. Как и в предыдущие годы, наибольшая удельная активность ^{137}Cs характерна для хищных видов (окунь, судак, жерех) и сома обыкновенного – до 10000 Бк/кг; наименьшая (800-1300) Бк/кг для бентофагов (лещ, плотва, густера) и фитофагов (краснопёрка).

Выводы

По сравнению с 2011 г. с октября 2012 г. по настоящее время (2014 г.) во многих образцах водной растительности ВО обнаружили многократное превышение уровней удельной активности ^{137}Cs.

В этот период максимальные уровни удельной активности ^{137}Cs во взвесях ВО увеличились в 2 раза. Это совпадает с началом гидроинженерных работ на акватории ВО, которые привели к значительному повышению мутности воды и, очевидно, к локальному перераспределению ^{137}Cs по некоторым компонентам водоема.

В то же время уровни удельной активности ^{137}Cs у рыб в последние 5 лет практически не изменились, что, вероятно, обусловлено более низкой скоростью накопления и выведения этого радионуклида рыбами по сравнению с водной растительностью.

Очевидно, что с дальнейшим снижением уровня воды в ВО следует ожидать увеличение удельной активности ^{137}Cs во всех компонентах данной экосистемы. Исследования продолжаются.

О.Л. Зарубін, Н.Є. Зарубіна, І.А. Малюк, В.А. Костюк
Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ

ОСОБЛИВОСТІ РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧАЕС ПІСЛЯ ПОЧАТКУ ЙОГО ТРАНСФОРМАЦІЇ (2011-2014 рр.)

У 2011-2014 рр. вивчали динаміку питомого вмісту ^{137}Cs у компонентах водойми-охолоджувача ЧАЕС. Виявили, що у 2013-2014 рр. рівні питомої активності у деяких видів водної рослинності збільшилися у 2-10 разів. Імовірно, це пов’язано зі зниженням рівня води та штучною трансформацією водойми-охолоджувача, що почалася у 2012 р.

Ключові слова: екосистема, трансформація, водойма-охолоджувач, ЧАЕС, ^{137}Cs, риби, гігрофіти

O.L. Zarubin, N.E. Zarubina, I.A. Maliuk, V.A. Kostiuk
Institute for Nuclear Research of NAS of Ukraine, Kyiv

PECULIARITIES OF RADIOECOLOGICAL SITUATION IN COOLING-POND OF THE CHERNOBYL NPP AFTER THE BEGINNING OF ITS TRANSFORMATION (2011-2014)

The dynamic of the specific activity of 137Cs in the components of the cooling-pond's ecosystem of the Chernobyl NPP was studied during 2011-2014. It was found that in 2013-2014 the levels of specific activity in some species of aquatic vegetation were increased up to 2-10 times. This is probably due to decrease of water's level and artificial transformation of the cooling-pond, which began in 2012.

Keywords: ecosystem, transformation, cooling-pond of the Chernobyl NPP, ^{137}Cs, fish, hydrophytes

УДК [574.63: 627,8] [282.447.32]

В.Н. ЗОЛОТАРЕВ, В.В. АДОБОВСКИЙ

Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская 37, Одесса, 65011, Украина

РОЛЬ СЕЗОННОГО ТЕРМОКЛИНА В ФОРМИРОВАНИИ СТРУКТУРЫ ПРИБРЕЖНЫХ ПОСЕЛЕНИЙ МИДИЙ *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* ЧЕРНОГО МОРЯ

Выращивание мидий в садках в прибрежной акватории Одесского залива на глубине 4, 7 и 10 м показало, что сезонные различия скорости роста и смертности мидий на разных горизонтах максимальны при летнем интенсивном развитии термоклина.

Ключевые слова: Черное море, мидии, скорость роста, смертность, фенотипическая структура, Mytilus galloprovincialis

Сезонный термоклин – существенный элемент стратифицированных прибрежных водных масс Черного моря. На возникновение и разрушение термоклина в прибрежной зоне моря оказывают влияние адвекция тепла из поверхностного слоя, турбулентный обмен, изменение температуры воды в результате прибрежного апвеллинга, поступление в море менее соленых речных вод с более высокой температурой. В прибрежных зонах с глубиной до 10 м разница между температурой воды на поверхности и у дна может достигать 13,5 °С.

Основные особенности развития термоклина выявлены в ряде прибрежных районов Черного моря [1]. Однако влияние стратификации прибрежных водных масс на донные биоценозы и популяции отдельных массовых видов зообентоса остается не изученным. В связи с этим была проведена оценка роли сезонного термоклина в изменениях структуры поселений мидии *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 – доминирующего вида во многих прибрежных районах Черного моря.

Материал и методы исследований

Основой проведенных исследований были результаты выращивания маркированных мидий длиной от 10 до 55 мм в садках на горизонтах 4, 7 и 10 м в течение 12 месяцев в районе мыса Большой Фонтан (Одесский залив). Для каждого моллюска по окраске наружного призматического слоя раковины [4] был установлен его фенотип. По данным о последовательных изменениях длины и общей массы каждого моллюска была определена его удельная суточная скорость роста в разные сезоны года, и для каждого горизонта были рассчитаны уравнения зависимости этого показателя от начальной длины или массы моллюска в анализируемом интервале времени. По годовым приростам мидий методом Форда-Вальфорда [2] были определены коэффициенты уравнений роста Берталанфи. По численности мидий в начале (N_0) и конце эксперимента (N_t) были рассчитаны коэффициенты смертности моллюсков

каждого фенотипа на разных горизонтах: $Z = -\ln (N_t / N_0)$. Для оценки особенностей сезонного термоклина в районе мыса Большой Фонтан использованы результаты океанографических наблюдений 1987–2008 гг. в прибрежной зоне региона, данные годового цикла измерений температуры воды в 2012–2013 гг. термографами «Hobo», установленными на расстоянии 350 м от уреза воды и закрепленными на глубине 5 и 10 м от поверхности воды. Выращивание мидий сопровождалось измерениями температуры, солености вод и содержания в них кислорода на трех горизонтах в разные сезоны года.

Результаты исследований и их обсуждение

По результатам океанографических наблюдений у мыса Большой Фонтан было установлено, что в прибрежных водах с глубинами до 10 м термоклин появляется с мая по сентябрь, верхняя его граница обычно располагается на горизонте 6-7 м. Градиенты температуры были в среднем 1–2 °С/м, максимальные их значения достигали 4,5 °С/м. На глубине 7 м среднее время существование слоя термоклина составляло около 2 суток, а максимальное достигало 7 суток. В 2013 г. термоклин наблюдался в слое 5–10 м с мая по конец августа со средним значением градиента 1,2 °С/м и максимальным 2,8 °С/м в начале июля. На глубине 3 м термоклин был отмечен лишь в двух случаях. В июле 2007 г. градиент температуры составил 3,5 °С/м, а в августе 1998 г. он был 1,3 °С/м.

На положение термоклина большое влияние оказывает волнение. Летние месяцы отличаются малой повторяемостью штормового волнения с высотой волн более 1 м, поэтому в июле – августе обычно наблюдаются самая устойчивая стратификация водных масс и наибольшие градиенты температуры. Именно такой температурный режим был во время экспериментального выращивания мидий – с максимальными различиями температуры на горизонтах 4 и 10 м (5 °С) с начала июля по середину августа (табл. 1). В это же время содержание кислорода на нижнем горизонте составляло всего 63 %.

Таблица 1

Характеристики прибрежных водных масс в районе мыса Большой Фонтан (Одесский залив)

Период	Глубина, м	Температура, °С	Соленость, ‰	Содержание O_2	
				мл·л$^{-1}$	%
1.06–5.07	4	15,0	15,7	5,33	83
	7	13,6	16,4	4,57	70
	10	11.9	16,6	3,95	58
6.07–13.08	4	15,6	15,2	5,33	84
	7	13,1	15,5	5,62	74
	10	10,6	15,8	4,44	63
14.08–16.10	4	15,3	15,3	4,84	76
	7	13,9	15,6	4,52	69
	10	12,4	15,8	4,19	62
17.10–14.11	4	11,3	14,8	6,53	94
	7	10,8	15,5	6,46	92
	10	10,2	15,8	6,39	90
15.11–30.05	4	6,4	15,0	7,96	102
	7	6,2	15,5	7,53	98
	10	6,0	15,8	7,22	92
31.05–03.07	4	18,5	13,3	6,00	99
	7	16,6	10,1	5,62	90
	10	14,7	14,6	5,18	80

Рост мидий. Сезонные различия скорости роста мидий на разных горизонтах максимальны при интенсивном развитии термоклина (июнь – середина августа). У одноразмерных особей удельная скорость роста на глубине 4 м в 3 раза выше, чем у моллюсков на глубине 10 м. В осенне-зимний период, при общем понижении температуры воды и исчезновении термоклина, различия между скоростью роста мидий на разных горизонтах становятся статистически не значимыми. Такие проявления сезонных особенностей роста

мидий отражаются и в их годовых приростах, в частности, в коэффициентах уравнений роста Берталанфи (табл. 2).

Таблица 2

Характеристики поселений мидий *Mytilus galloprovincialis* на горизонтах 4, 7 и 10 м в районе мыса Большой Фонтан (Одесский залив)

Глубина, м	Коэффициенты уравнения роста Берталанфи		Коэффициент смертности			
			общий	мидий разных фенотипов		
	k	L_∞		F_a	F_b	F_c
4	0,782	98,1	0,169	0,128	0,216	0,077
7	0,836	88,6	0,210	0,251	0,163	0,312
10	1,333	82,4	0,295	0,348	0,395	0,145

Возрастные замедления темпов роста наименьшие у мидий на глубине 4 м, о чем соответствуют самое низкое значение коэффициента k (0,782) и самое высокое значение коэффициента L_∞ (98,1) в уравнении роста. Модальное значение коэффициента k индивидуальных уравнений роста (0,51) также наименьшее для мидий, размещенных на этом горизонте. На глубине 10 м мидии росли во все сезоны года в водах с более низкой температурой и пониженным содержанием кислорода (см. табл. 1). О замедленных темпах роста мидий в этих условиях свидетельствует самое высокое значение коэффициента k (1,333) общего уравнения Берталанфи для этих моллюсков, а также максимальное модальное значение этого показателя в индивидуальных уравнениях роста (1,40). Анализ варианс (ANOVA) подтвердил, что статистически значимыми факторами, которые влияют на сезонные изменения удельной скорости роста мидий, являются температура воды ($F = 47,84$; $p < 0,001$) и содержание кислорода ($F = 10,29$; $p = 0,002$).

Смертность мидий. Годовая смертность мидий максимальна в нижнем горизонте (0,295) и минимальна в верхнем (0,169). Максимальное количество особей, элиминированных в течение года в верхнем горизонте, относилось к гомозиготному фенотипу F_b (Z = 0,216). Минимальную смертность (0,077) проявили мидии гетерозиготного фенотипа F_c (см. табл 2). В нижнем горизонте смертность минимальна также у особей моллюсков фенотипа F_c (0,1351), тогда как смертность мидий фенотипов F_a и F_b более чем в 2 раза выше (соответственно, 0,2941 и 0,2844). Подобная более высокая выживаемость мидий фенотипа F_c была выявлена у мидий донных поселений в различных районах северо-западной части Черного моря [4]. Выявленные особенности фенотипической пластичности мидий в условиях прибрежного сезонного термоклина с вертикальными градиентами различий водных масс в ограниченном диапазоне глубин (от 4 до 10 м), в целом близки пространственным региональным изменениям структуры поселений мидий.

Выводы

Полученные данные будут способствовать разработкам более эффективных технологий выращивания мидий в прибрежных районах с возможными проявлениями сезонного термоклина. Способы выращивания гидробионтов с учетом термоклина уже предложены для других регионов [3].

1. *Гидрометеорологические* условия морей Украины. Том 2. Черное море / Ю. П. Ильин, Л. Н. Репетин, В. Н. Белокопытов [и др.]; МЧС и НАН Украины, Морское отделение Украинского научно-исследовательского гидрометеорологического института. – Севастополь, 2012. – 421 с.
2. *Мина М. В.* Рост животных / М. В. Мина, Г. А. Клевезаль. – М.: Наука, 1976. – 291 с.
3. *Пат. 2149541* Российская федерация. Способ выращивания гидробионтов в поликультуре / С. И. Масленников, И. А. Кашин; заявитель и патентообладатель Институт биологии моря Дальневосточного отделения РАН. – № 98113210/13 ; заявл. 06.07.98 ; опубл. 27.05.00.
4. *Шурова Н. М.* Структурно-функциональная организация популяции мидий *Mytilus galloprovincialis* Черного моря / Н. М. Шурова. – К.: Наукова думка, 2013. – 207 с.

В.Н. Золотарьов, В.В. Адобовський
Інститут морської біології НАН України, Одеса

РОЛЬ СЕЗОННОГО ТЕРМОКЛИНУ У ФОРМУВАННІ СТРУКТУРИ ПРИБЕРЕЖНИХ ПОСЕЛЕНЬ МІДІЙ *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* ЧОРНОГО МОРЯ

Вирощування мідій в прибережній акваторії Одеської затоки на глибині 4, 7 і 10 м показало, що сезонні відмінності швидкості росту і смертності мідій на різних горизонтах максимальні при літньому інтенсивному розвитку термоклину.

Ключові слова: Чорне море, мідії, швидкість росту, смертність, фенотипічна структура, Mytilus galloprovincialis

V.N. Zolotarev, V.V. Adobovsky
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

ROLE OF SEASONAL THERMOCLINE IN FORMING STRUCTURE OF OFF-SHORE SETTLEMENTS OF MUSSELS *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* IN THE BLACK SEA

Growing of mussels in cages in the off-shore waters of the Odesa bay on a depth 4, 7 and a 10 m showed that seasonal distinctions of mussel growth rate and mortality on different levels are maximal at summer intensive development of thermocline.

Keywords: The Black Sea, mussels, growth rate, mortality, phenotypical structure, Mytilus galloprovincialis

УДК 574 583:551.464.5(282.243.7.05)

Е.Е. ЗОРИНА-САХАРОВА, А.В. ЛЯШЕНКО, И.С. МАРЧЕНКО
Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

ВЛИЯНИЕ СОЛЕНОСТИ НА СТРУКТУРУ ЗООПЛАНКТОНА АКВАТОРИЙ ПЕРЕДНЕГО КРАЯ КИЛИЙСКОЙ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ

В работе представлены результаты исследования зоопланктона в водах с различной соленостью (от 0,3‰ до 12,0‰). Установлено доминирование пресноводного комплекса. Видовое богатство зоопланктона уменьшается с возрастанием солености воды, пресноводные виды исчезают, а встречаемость эвригалинных видов уменьшается.

Ключевые слова: зоопланктон, передний край дельты, минерализация

Участки дельты Дуная, находящиеся на границе контакта морских и пресных вод (переходные воды), характеризуются широким диапазоном гидрофизических и гидрохимических характеристик, что, в свою очередь, влияет на структуру и количественное развитие обитающих здесь популяций гидробионтов. В защищенных от прямого волнового воздействия заливах приустьевого взморья, наибольшее влияние на зоопланктон оказывает гидрохимический состав воды, в первую очередь показатели минерализации. Целью нашей работы было исследование структурных показателей зоопланктона в связи с изменением солености вод.

Материал и методы исследований

В работе использованы 94 пробы зоопланктона, отобранные на 16 станциях, находящихся в диапазоне солености от 0,3‰ до 12,0‰: ст. 1-3 – зал. Бадика кут, ст. 4-6 – зал. Соленый кут, ст. 7–9 – зал. Шабаш кут, ст. 10 – подходной канал глубоководного суднового хода (ПК), ст. 11 – море у шпиля дамбы ПК, ст. 12 – устье рук. Быстрый, ст. 13 – устье рук. Восточный, ст. 14 – зал. Быстрый кут, ст. 15 – зал. Потапов кут, ст. 16 – зал. Делюков кут. Пробы зоопланктона отбирали в максимально схожих биотопах (с поверхности на чистоводье в местах наиболее защищенных от волнового воздействия) и обрабатывали по стандартным

гидробиологическим методикам [5]. На основании литературных материалов относительно способности организмов к существованию в определенном диапазоне солености [3, 4, 6] виды разделены на три группы: пресноводные, пресноводно-олигогалинные и пресноводно-мезогалинные. Минерализация воды в местах отбора проб измеряли в поверхностном слое с помощью кондуктометра «HANNA HI 9835»

Результаты исследований и их обсуждение

На большинстве станций общая минерализация изменялась в пределах двух соседних классов, в северной части дельты от олиго- до мезогалинных вод, в восточной – от пресных до олигогалинных. Северная часть дельты характеризовалась большей соленостью, преимущественно мезогалинные воды, и более широким диапазоном значений, с максимальным размахом на станциях 7-9 (зал. Шабаш кут) (табл.).

В восточной части дельты на участках ПК (ст. 10 и 11), а также в зал. Быстрый кут (ст. 14) преобладали олигогалинные воды; в устьях рукавов (ст. 12 и 13) и полуоткрытых пресноводных заливах (ст. 15 и 16) – пресные. Диапазон изменений солености в восточной части дельты существенно уже, чем в северной; большой разброс значений наблюдался лишь на станциях ПК и в заливе Быстрый кут.

Всего зарегистрирован 81 таксон беспозвоночных. Видовое богатство основных групп зоопланктона было практически одинаковым: Rotatoria – 29, Cladocera – 22 и Copepoda – 27 видов. Также были отмечены Ostracoda, Foramenifera и личинки Mollusca.

Таблица

Минерализация воды, таксономическая структура и структура по солености зоопланктона акваторий переднего края дельты

Станции*	Минерализа-ция воды, ‰ (пределы колебаний и средние величины)	Количество видов в таксонах высшего ранга					Количество видов в группах по отношению к солености			
		Copepoda	Cladocera	Rotatoria	другие	в целом	пресноводные	пресноводно-олигогалинные	пресноводно-мезогалинные	отношение к солености не определено
7	3,8-12,0 (8,6)	4	-	2	1	7	-	2	1	4
9	3,5-11,2 (7,4)	2	-	1	-	3	-	1	-	2
8	2,9-9,9 (7,0)	5	-	1	2	8	-	2	1	5
1	3,3-7,0 (6,6)	7	6	-	1	14	3	5	2	4
4	3,5-8,8 (6,1)	6	4	3	2	15	1	4	5	5
6	4,5-7,5 (5,6)	9	4	3	1	17	-	5	6	6
5	3,2-7,6 (4,7)	5	3	1	3	12	-	2	3	7
2	2,1-4,6 (3,1)	8	6	9	-	23	1	6	14	2
3	1,0-6,1 (2,7)	5	9	5	1	20	2	6	9	3
11	0,2-2,2 (1,9)	10	12	11	1	34	7	9	15	3
10	0,7-3,1 (0,9)	14	11	13	2	40	7	12	16	5
14	0,2-3,1 (0,5)	14	12	11	1	38	4	10	20	4
15	0,2-0,7 (0,4)	12	9	10	1	32	8	8	13	3
16	0,2-0,8 (0,3)	13	13	15	-	41	7	10	19	5
12	0,2-0,7 (0,3)	15	12	11	-	38	7	13	15	3
13	0,2-0,6 (0,3)	11	7	14	1	33	3	11	14	5

Примечание. * станции расположены по мере уменьшения средней солености.

Наибольшее количество видов зоопланктона, 40 и 41, зарегистрировано на ст. 10 (ПК) и ст. 16 (зал. Делюков кут) соответственно (см. табл. 1). Ст. 16 также отличалась максимальным видовым богатством Rotatoria (15 видов) и Cladocera (13 видов). Наименьшее видовое

богатство зарегистрировано на ст. 9 (3 таксона): 1 вид Rotatoria (*Brachionus calyciflorus* Pallas), ювенильные особи Cyclopoida и науплии Copepoda.

Зоопланктон был представлен пресноводными видами, имеющими разную приспособляемость к солености вод: пресноводными, пресноводно-олигогалинными и пресноводно-мезогалинными организмами. Исключительно пресноводных форм было найдено 17 видов, пресноводно-олигогалинных – 24, пресноводно-мезогалинных – 29. Отмечено достаточно четкое изменение структуры зоопланктона при уменьшении солености вод, общее видовое богатство и количество видов в группах увеличивается.

Среди видов, обитающих только в пресных водах, наибольшим распространением характеризовался *Bosmina coregoni* Baird (Cladocera), зарегистрированный на 39% станций. Среди пресноводно-олигогалинных видов наибольшего распространения достигали коловратки *Brachionus calyciflorus* Pallas, ветвистоусые ракообразные *Alona affinis* (Leydig), *Bosmina longirostris* O.F.Müller и веслоногие ракообразные *Eucyclops macruroides* (Lilljeborg). Возможно, некоторые из представителей этой группы, например циклопы *E. macruroides*, постоянно встречающиеся в мезогалинном заливе Шабош кут (ст. 7–9) адаптированы к большей солености, чем это указано в литературе.

Наибольшим видовым богатством характеризовались виды пресноводно-мезогалинной группы, доминирующие по количеству видов на большинстве станций. Эта группа была представлена так называемыми «галоксенами», способными выживать при солености до 8,0‰, при дальнейшем повышении солености эти виды исчезают. Начиная с солености воды от 3,0‰ и до полного опреснения, пресноводно-мезогалинный комплекс на большинстве станций представлен достаточно ровно (10-17 видов). К наиболее распространенным видам этой группы относятся коловратки *Brachionus quadridentatus* Hermann, *Filinia longiseta* (Ehrenberg), *Keratella quadrata* (Műller), ветвистоусые ракообразные *Daphnia longispina* Müller, веслоногие ракообразные *Eurytemora velox* (Lilljeborg) и *Thermocyclops crassus* (Fisch.).

На рисунке представлены зависимости общего видового богатства зоопланктона и отдельных его экологических групп от средней солености в диапазоне от 0,5‰ до 9,0‰. Установлено, что во всех случаях общее количество видов линейно увеличивается с уменьшением солености. Величины аппроксимации трендов для разных экологических групп разные, и обусловлены шириной диапазона солености, в котором эти группы встречается (превалируют). Самая низкая величина аппроксимации (R^2 = 0,66) зарегистрирована для пресноводных видов, подавляющее большинство которых обитает в наименее узком диапазоне солености (до 0,5‰). Находки пресноводных видов в олиго- и мезогалинных водах немногочисленны и связаны с их выносом течением из рукавов. Самая высокая аппроксимация (R^2=0,89) зарегистрирована для общей зависимости, в которой объединены все результаты, соответственно она охватывает самый широкий диапазон.

Наибольшее видовое богатство отмечено на пресноводных станциях, где широко представлены виды всех трех экологических групп, с увеличением солености выше 1,5–2,0‰ зафиксировано уменьшение количества пресноводных видов, которое не компенсируется увеличением здесь количества пресноводно-олигогалинных и пресноводно-мезогалинных видов. В диапазоне от 2,0 до 6,0‰ количество видов уменьшается незначительно: от 20 до 17 видов. Существенное снижение видового богатства отмечено в диапазоне 7,0–9,0‰, где зарегистрировано от 8 до 3 видов, в первую очередь это эвригалинные коловратки *B. calyciflorus*, *K. quadrata* и *Lecane luna* (Müller), а также циклопы *E. macruroides* и *Microcyclops bicolor* Sars. При дальнейшем увеличении солености (в наших исследованиях ее максимальные величины равнялись 12,0‰) логично было ожидать появление морских видов, однако они зарегистрированы не были.

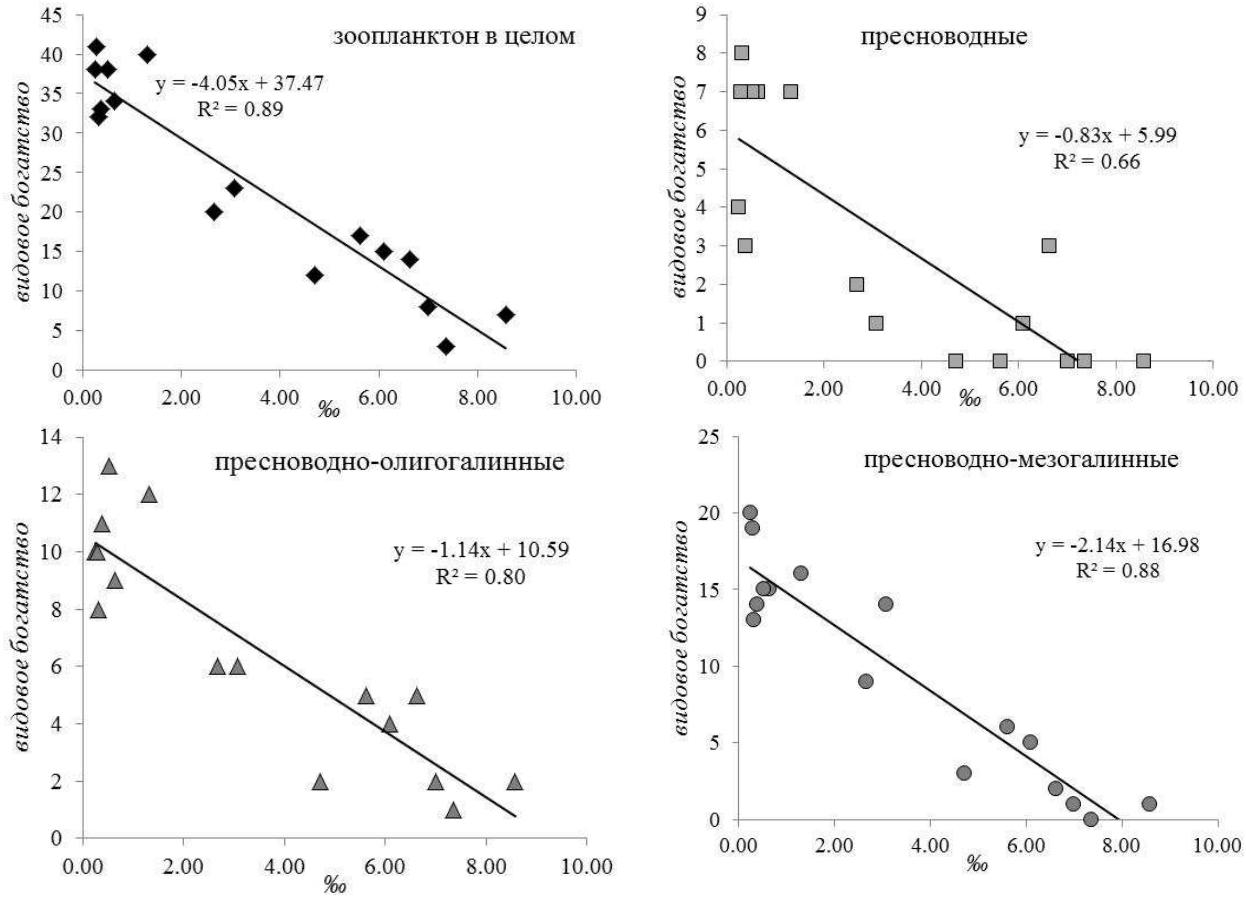


Рис. Влияние солености воды на видовое богатство зоопланктона

Низкое видовое богатство зоопланктона (немногочисленные пресноводные формы и отсутствие морских организмов) в мезогалинных водах (6,0-8,0‰) черноморских эстуариев, зоне трансформации водных масс было отмечено и исследователями морского зоопланктона [1, 2]. На уменьшение видового богатства в диапазоне 5,0-8,0‰, безусловно, влияет и эффект критической солености [7], однако в наших исследованиях критической границей для пресноводного зоопланктона была солёность 1,5-2,0‰, что, вероятно, связано также с негативными действием комплекса других.

Выводы

Мелководная зона переходных вод с соленостью от 0,3‰ до 12,0‰ населена зоопланктоном, имеющим разную приспособляемость к солености. Наибольшим видовым богатством характеризуются пресные воды, где широко представлены все три экологические группы зоопланктона: пресноводные, пресноводно-олигогалинные и пресноводно-мезогалинные виды. С увеличением солености видовое богатство снижается, в первую очередь за счет уменьшения пресноводных видов, они встречаются преимущественно в местах выноса течением из рукавов. Одновременно уменьшается и количество пресноводно-олигогалинных и пресноводно-мезогалинных видов, возможно, здесь сказывается влияние зоны «критической солености». На станциях, граничащих с морскими акваториями, логично было ожидать появление морских видов, однако они зарегистрированы не были. Следует отметить, что эти станции наиболее подвержены периодическому опреснению и волновому воздействию, что может мешать развитию морских галофильных видов.

Изменение видового богатства зоопланктона в градиенте солености от 0,5‰ до 9,0‰ описывается линейной зависимостью с высокой степенью аппроксимации (R^2 = 0,89), установлено уменьшение количества видов зоопланктона с увеличением солености.

1. *Большаков В. С.* Трансформация речных вод в Черном море / В. С. Большаков – К.: Наукова думка, 1970. – 328 с.
2. *Воробйова Л. В.* Вплив трансформації водних мас предгирлових районів північно-західної частини Чорного моря на розподіл зоопланктону / Л. В. Воробйова // Охорона природи та раціональне використання природних ресурсів. – К.: Наукова думка, 1970. – С. 82–83.
3. *Кутикова Л. А.* Коловратки фауны СССР (Rotatoria). Подкласс Eurotatoria (отряды Ploimida, Monimotrochida, Paedotrochida) / Л. А. Кутикова – Л.: Наука, 1970. – 744 с.
4. *Мануйлова Е. Ф.* Ветвистоусые рачки (Cladocera) фауны СССР / Е. Ф. Мануйлова – М.-Л.: Наука, 1964. – 328 с.
5. *Методы* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
6. *Монченко В. І.* Щелепороті циклоподібні, циклопи (Cyclopidae) / В. І. Монченко // Фауна України. – К.: Наукова думка, 1974. – Т. 27, вип. 3. – 452 с.
7. *Хлебович В. В.* Экология особи. Очерки фенотипической адаптации животных / В. В. Хлебович. – С-Пб: Зоологический ин-т РАН, 2012. – 144 с.

К.Є. Зоріна-Сахарова, А.В. Ляшенко, І.С. Марченко
Інститут гідробіології НАН України, Київ

ВПЛИВ СОЛОНОСТІ НА СТРУКТУРУ ЗООПЛАНКТОНУ АКВАТОРІЙ ПЕРЕДНЬОГО КРАЮ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ

В роботі представлено результати дослідження зоопланктону в водах з різною солоністю (від 0,3‰ до 12,0‰). Встановлено домінування прісноводного комплексу. Видове багатство зоопланктону зменшується із зростанням солоності води, прісноводні види зникають, а зустрічаємість евригалійних видів зменшується.

Ключові слова: зоопланктон, передній край дельти, мінералізація

K. Zorina-sakharova, A. Liashenko, I. Marchenko
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE IMPACT OF SALINITY ON THE ZOOPLANKTON STRUCTURE IN THE KYLYIA FORE DELTA OF DANUBE

The paper is presented the results of investigation of zooplankton in waters of different salinity (from 0,3‰ till 12,0‰). Domination of freshwater complex is established. Species riches of zooplankton diminish with the increase of water salinity, freshwater species disappear and the frequency of occurrence of euryhaline species reduces.

Keywords: zooplankton, fore delta, salinity

УДК [581.526.3:574.5](477.41)

Л.М. ЗУБ[1], Г.О. КАРПОВА[2]

[1]Інститут еволюційної екології НАН України
вул. акад. Лебедєва, 37, Київ, 03143, Україна
[2]Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграду, 12, Київ, 04210, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ЗАРОСТАННЯ МАКРОФІТАМИ ВОДОСХОВИЩ МАЛИХ ГЕС (НА ПРИКЛАДІ СТЕБЛІВСЬКОГО ТА КОРСУНЬ-ШЕВЧЕНКІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩ р. РОСЬ)

Показано, що флора макрофітів водосховищ значною мірою збіднена та трансформована. Основними ценозоутворювачами є види-індикатори вод високої трофності. Рослинний покрив

має поясний характер з надмірним розвитком гелофітів. Характерна значна участь у заростанні нитчастих водоростей, що свідчить про критичний рівень антропогенного евтрофування цих водойм.

Ключові слова: макрофіти, р. Рось, Стеблівське водосховище, Корсунь-Шевченківське водосховище

Басейн річки Рось – територія історично давнього господарського освоєння, що нині характеризується значною площею агроландшафтів (розораність становить понад 70%) та великою кількістю промислових об'єктів. Внаслідок трансформації водозбірного басейну, скиду забруднених стічних вод (особливо зливової каналізації міст і селищ), значних об'ємів відбору води (у т.ч. беззворотнього) екологічний стан річки знаходиться у критичному стані. Сприяє цьому висока зарегульованість стоку, сьогодні на Росі споруджено 10 водосховищ комплексного призначення. Надмірне зарегулювання водотоку спричиняє суттєві екологічні зміни, що призводять до порушення природного режиму річки, втрати суцільності та поділу її на окремі екосистеми. З іншого боку, нині все більше відроджується і посилюється інтерес до малих ГЕС (МГЕС), які вирізняються простотою виробництва відновлювальної електроенергії. Саме тому актуальним є дослідження сучасного гідробіологічного режиму водосховищ, побудованих для функціонування МГЕС, та якості води у них, оскільки підтримання останньої на задовільному рівні та збереження біорізноманіття гідроекосистем є ключовими завданнями будь-яких заходів у галузі водокористування, раціонального природокористування та проведення природоохоронних дій у водоймах та на водозбірних басейнах.

Метою досліджень було вивчення особливостей заростання макрофітами водосховищ, побудованих при спорудженні малих ГЕС. Натурні дослідження виконувалися на репрезентативних ділянках Стеблівського та Корсунь-Шевченківського водосховищ (р. Рось) у червні 2011 р. Дослідження проводили маршрутно-польовим методом за загальноприйнятими геоботанічними методиками [1].

Матеріал і методи досліджень

Стеблівське та Корсунь-Шевченківське водосховища – водойми, що виникли при будівництві гребель малих гідровузлів та мають комплексне призначення. Вони розташовані у нижній течії річки (вище створу Стеблівського гідровузла знаходиться більш, як 80% водозбірної площі р. Рось), тому до них надходить забруднення майже зі всього басейну. Обидві водойми характеризуються високим рівнем забруднення та трофності вод, а якість води за трофо-сапробіологічними індексами характеризується як перехідна від помірно забрудненої, евполітрофної, α'-мезосапробної до брудної, політрофної, α"-мезосапробної [4].

Результати досліджень та їх обговорення

Стеблівське водосховище за об'ємом та площею – найбільше на Росі (площа – 6,56 км^2, об'єм – 20,8 млн. м^3, довжина – 37 км), Корсунь-Шевченківське – середнє за величиною (1,7 км^2, 3,75 млн. м^3, 17 км відповідно) [3]. Середня глибина складає 2,2-2,5 м, мілководні зони (глибини до 2 м) займають третину площі Стеблівського та майже половину Корсунь-Шевченківського. Період існування водосховищ досить тривалий (Корсунь-Шевченківське було введене в експлуатацію у 1934 р., Стеблівське – у 1931, повторно гребля була відновлена в 1952 р.), що обумовило стабілізацію на сучасному етапі їх гідроекосистем та сприяло розвитку значної зони заростей.

Обстежені водойми характеризуються збідненим видовим складом макрофітів – виявлено 22 види, 40% з яких – повітряно-водні рослини (гелофіти) (табл.). У складі флори переважають види лімнофільного та евтрофно-болотного комплексів, а також види-індикатори евтрофних вод. Стеблівське водосховище флористично бідніше, тут зареєстровано 19 видів, з них повітряно-водних рослин – 8, з плаваючими листками – 2, вільно плаваючих на поверхні води – 2, занурених – 7. Флора багатша на верхній та середній ділянках, нижня відрізняється збідненим видовим складом. Особливістю є поширення у пригреблевій зоні макрофітної водорості *Enteromorpha intestinalis* – індикатора вод високої сапробності, що свідчить про значне забруднення водосховища.

Видовий склад макрофітів Корсунь-Шевченківського водосховища представлений 22 видами: гелофіти – 8, рослини з плаваючими листками – 2, вільно плаваючі на поверхні води – 3, занурені – 9. Спостерігається зворотній розподіл видового багатства: верхні ділянки є флористично найбіднішими, а частка гелофітів тут найбільша (очевидно, позначається вплив забруднених вод Стеблівського водосховища).

Найбільший розвиток угруповань макрофітів спостерігається на верхній та середній ділянках водойми. Рослинність, зазвичай, представлена заростями поясного типу вздовж берегів, а також мозаїчними плямами, що розповсюджуються на плеса. Пояс повітряно- водної рослинності добре виражений (ширина 15–20 м) та складений високопродуктивними угрупованнями *Typha angustifolia* та *Phragmites australis,* в яких невеликими куртинами трапляються *Glyceria maxima, Sparganium erectum, Scirpus lacustris.* Значного розвитку у ценозах гелофітів досягають занурені (переважно *Ceratophyllum demersum*) та вільно плаваючі рослини. Другий пояс складений з рослин із плаваючими листками, у якому домінують угруповання *Nuphar lutea* та спорадично представлені ценози *Nympaea alba*. Він переривчастий, шириною 10-20 м, місцями окремими плямами виходить на плесо. Другий ярус у цих ценозах утворює *Ceratophyllum demersum* з високим проективним покриттям (80%).

Таблиця

Представленість макрофітів у водосховищах

	Види	Стеблівське			Корсунь-Шевченківське		
		верхів'я	середня ділянка	нижня ділянка	верхів'я	середня ділянка	нижня ділянка
1.	*Phragmites australis* (Cav.) Trin.ex Steud.	+	+		+	+	+
2.	*Typha angustifolia* L.	+	+	+	+	+	+
3.	*Scirpus lacustris* L.	+	+			+	
4.	*Sparganium erectum* L.	+	+	+		+	+
5.	*Acorus calamus* L.		+				
6.	*Sagittaria sagittifolia* L.	+		+		+	+
7.	*Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla		+				
8.	*Butomus umbellatus* L.				+		
9.	*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.			+	+	+	+
10.	*Nuphar lutea* (L.)Smith.	+	+	+	+	+	+
11.	*Nymphaea alba* L.	+	+		+	+	
12.	*Lemna minor* L.	+	+	+	+	+	+
13.	*Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid.	+	+		+	+	+
14.	*Hydrocharis morsus-ranae* L.					+	+
15.	*Potamogeton perfoliatus* L.	+	+			+	
16.	*Potamogeton crispus* L.	+	+	+		+	+
17.	*Potamogeton pectinatus* L.	+	+			+	+
18.	*Potamogeton trichoides* Cham. et Schlecht.		+			+	
19.	*Ceratophyllum demersum* L.	+	+	+	+	+	+
20.	*Myriophyllum spicatum* L.	+	+	+	+	+	+
21.	*Cladophora sp.*	+	+	+	+	+	+
22.	*Enteromorpha intestinalis* (L.) Nees.			+			

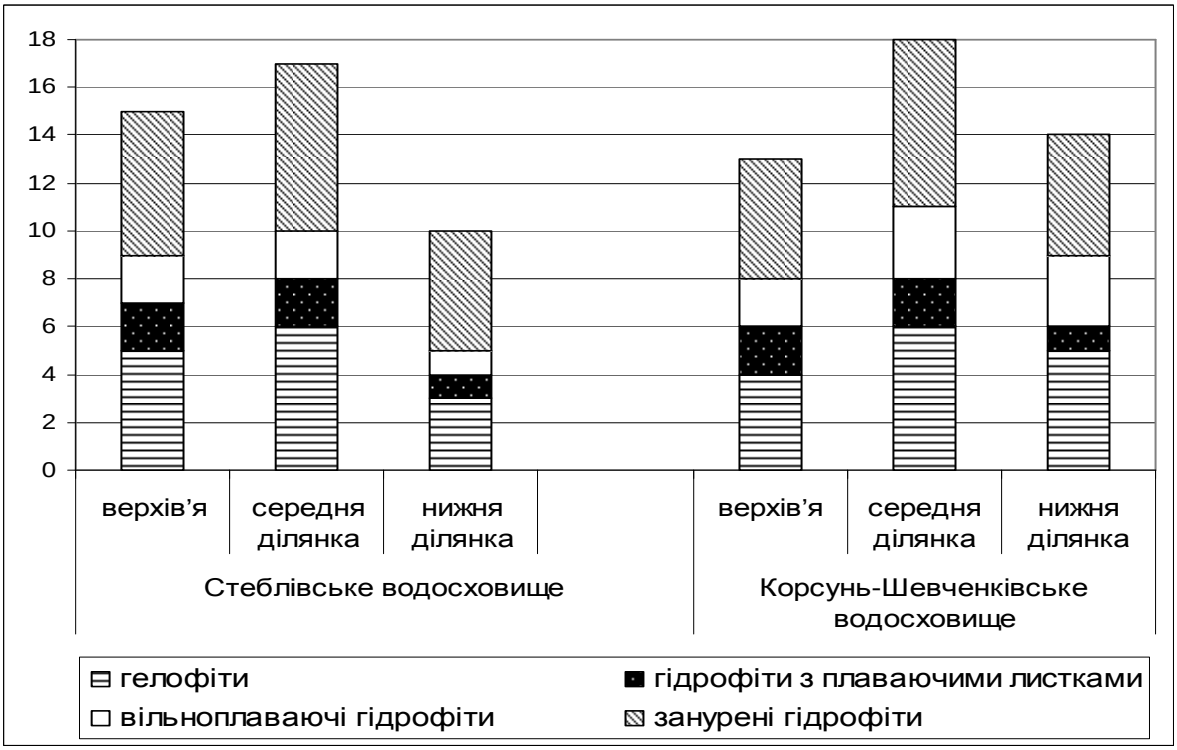


Рис. Екологічна структура флори макрофітів різних ділянок водосховищ

Занурені гідрофіти можуть займати всю мілководну зону, ширина якої вздовж берегів сягає 50-70 м у Стеблівському та до 20 м у Корсунь-Шевченківському. Переважають угруповання куширу зануреного, незначні за площею ценози утворюють *Potamogeton crispus* та *Myriophyllum spicatum*, окремими екземплярами трапляються *P. perfoliatus, P. trichoides*, проте ценозів не утворюють. Зарості характеризуються загальним проективним покриттям до 100% (рослини зазвичай заповнюють всю товщу води) та високою фітомасою. Відмічений значний розвиток вільно плаваючих рослин (*Spirodela polyrhiza, Lemna minor*) (до 80% проективного покриття). Характерною особливістю водосховищ є значний розвиток нитчастих водоростей в угрупованнях всіх екологічних груп макрофітів, особливо – занурених гідрофітів. Подекуди частка *Cladophora sp.* складає до 100% проективного покриття, формуючи щільні мати на дні чи заповнюючи всю товщу води. На деяких ділянках продукція нитчастих водоростей перевищує продукцію вищих водних рослин та їх надмірний розвиток перешкоджає розвитку інших видів.

Висновки

Нижнім водосховищам р. Рось – Стеблівському та Корсунь-Шевченківському притаманна дуже збіднена флора макрофітів. Переважна більшість видів відноситься до лімнофільного та евтрофно-болотного комплексів, кількість реофільних вкрай обмежена внаслідок зарегульовання водотоку. Головними ценозоутворювачами є нечисленна кількість видів, що відносяться до індикаторів евтрофних вод. Рослинний покрив досить одноманітний, просторовий розподіл зазвичай носить поясний характер, значний розвиток поясу високотравних гелофітів свідчить про процеси заболочення мілководь внаслідок відсутності промивного режиму. Характерним є значний розвиток нитчастих водоростей в угрупованнях всіх екологічних груп макрофітів. Оскільки ступінь їх розвитку є показником масштабів антропогенного евтрофування водойм [2], то можна констатувати про критичний рівень останнього для водосховищ, а також незбалансованість продукційно-деструкційних процесів через значне забруднення біогенними елементами.

1. *Катанская В. М.* Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР / В. М. Катанская. – Л.: Наука, 1981. – 185 с.
2. *Покровская Т. Н.* Макрофитные озера и их эвтрофирование/ Т. Н. Покровская, Н. Я. Миронова, Г. С. Шилькрот. – М.: Наука, 1983. – 152 с.
3. *Справочник п*о водным ресурсам / Под ред. Б. И. Стрельца. – К.: Урожай, 1987. – 304 с.
4. *Яцик А. В.* Екологічна оцінка якості поверхневих вод річки Рось / А. В. Яцик, І. В. Гопчак, Т. О. Басюк // Вісник НУВГП. – 2013. – Вип. 2 (62), сер. сільскогосп. науки. – С. 79–86.

Л.Н.Зуб[1], *Г.А. Карпова* [2]
[1]Институт эволюционной экологии НАН Украины, Киев
[2]Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОСОБЕННОСТИ ЗАРАСТАНИЯ МАКРОФИТАМИ ВОДОХРАНИЛИЩ МАЛЫХ ГЭС (НА ПРИМЕРЕ СТЕБЛЕВСКОГО И КОРСУНЬ-ШЕВЧЕНКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ р. РОСЬ).

Показано, что флора макрофитов водохранилищ в значительной степени обеднена и трансформирована. Основными ценозообразователями являются виды-индикаторы вод высокой трофности. Растительный покров носит поясный характер с чрезмерным развитием гелофитов. Характерным является значительное развитие нитчатых водорослей, что свидетельствует о критическом уровне антропогенного евтрофирования этих водоемов.

Ключевые слова: макрофиты, р. Рось, Стеблевское водохранилище, Корсунь-Шевченковское водохранилище

L.N. Zub[1], *G.A. Karpova*[2]
[1]Institute of Evolutionary Ecology of NAS of Ukraine, Kyiv
[2] Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

FEATURES OF OVERGROWING OF SMALL ELECTRIC POWER PLANT RESERVOIRS WITH MACROPHYTES (USING STEBLIVSKE AND KORSUN`-SHEVCHENKIVSKE RESERVOIRS ROS` RIVER AS EXAMPLE)

It is shown that the macrophyte flora of reservoirs is significantly depleted and transformed. Main species that form water plant communities are indicators of eutrophic waters. Vegetation cover is of belt with excessive development helophyte belt. Characteristic is the significant development of filamentous algae, which indicates the critical level of anthropogenic eutrophication of these water bodies.

Keywords: macrophytes, river Ros`, Steblivske and Korsun`-Shevchenkivske Reservoirs

УДК 574.5(28)+551.65

Л.М. ЗУБ[1], О.В. ТОМЧЕНКО[2]
[1] Інститут еволюційної екології НАН України
вул. акад. Лебедєва, 37, 03143, Київ
[2] Науковий Центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України
вул. Олеся Гончара, 55-Б, 01601, Київ

АНТРОПОГЕННА ТРАНСФОРМАЦІЯ ВОДОЗБОРІВ ТА ЕКОЛОГІЧНА СТРУКТУРА УГРУПОВАНЬ МАКРОФІТІВ МАЛИХ РІЧОК

Робота присвячена дослідженню сучасної трансформації водозбірних басейнів малих річок лісостепової зони України (в межах Середнього Придніпров’я) методами дистанційного

зондування землі (ДЗЗ) та оцінки її впливу на екологічну структуру угруповань вищих водних рослин.

Ключові слова: малі річки, макрофіти, лісостепова зона, дистанційне зондування землі

Сьогодні чи не найбільше потерпають від впливу людини малі річки лісостепової зони України. Щільне заселення цих територій обумовило високу ступінь освоєння ландшафтів та деградацію природних комплексів як самої річки, так і її водозбірних територій. Вже на початку XX століття територія центрального Лісостепу була розорана на 68%, а заліснення окремих річкових басейнів не перевищувало 3-5%) [1]. Проте, для підтримання природного гідрологічного режиму частка непорушених ландшафтів у загальній площі водозбору має становити не менше 60% [2]. Саме тому роботи щодо оцінки впливу трансформації природної ландшафтної структури водозбору на особливості гідробіологічного режиму річки є надзвичайно актуальними. Дане дослідження присвячене пошукам залежності флористичної та екологічної структури річкових угруповань вищих водних рослин (макрофітів) від особливостей антропогенного навантаження та господарського освоєння водозбору.

Матеріал і методи досліджень

Дослідженнями були охоплені малі річки Середнього Придніпров'я в межах двох основних басейнів: правобережного Лісостепу – р. Рось (Злодіївка, Роська, Сквирка, Тарган) та лівобережного – р. Трубіж (Альта, Ільта, Недра, Стара Красилівка). Комплексні флористичні та геоботанічні дослідження проводилося у липні-серпні (Роська – 2004 р., Тарган – 2000, 2012 рр., Сквирка, Злодіївка – 2012 р., Альта – 2004, 2013 рр., Ільта, Стара Красилівка та Недра – 2013 р.) загальноприйнятими методиками [3]. Флору макрофітів розглядали в об'ємі, прийнятому В. М. Катанською [4]. При класифікації екотипів були використані підходи В. Г. Папченкова [3].

Оцінка ландшафтної структури водозбірних басейнів проводилася на основі набору даних *GlobeLand30*, створених китайським Національним управлінням геодезії, картографії та геоінформації (NASG) – першої глобальної бази даних моніторингу грунтово-рослинного покриву на основі космічних знімків роздільної здатності 30 м/пікс за 2000-2010 роки. Дані GlobeLand30 збережені у форматі GeoTIFF, розміщені у вільному доступі [5]. Для актуалізації розрахунків дані з GlobeLand30 були оновлені за космічною зйомкою *Landsat 8* за 2013 р.

Результати досліджень та їх обговорення

Водозбори Правобережного Лісостепу вирізняються складним рельєфом, родючими ґрунтами, значними обсягами площинної та лінійної ерозії, глибоко врізаними, розчленованими ярами і балками**,** річковими долинами. Водозбірні ландшафти Лівобережжя характеризуються меншим ерозійним почленуванням територій та дещо гіршою родючістю ґрунтів, заплавам характерне засолення та заболочення. Гідрографічна мережа правобережних водотоків значно розвинутіша: в басейні р. Рось нараховується більш як 1000 малих річок. Характерна значна зарегульованість стоку - на 1 км території припадає понад 1 га водного дзеркала штучних водойм). Нині в басейні р. Трубіж існує лише 33 малі річки, хоча ще 100 років тому їх було 107. Ступінь зарегулювання малих річок басейну р. Трубіж незначна. Водорегулююча меліорація, яка на правобережжі йшла шляхом зарегулювання русел, на річках лівобережного Лісостепу відбувалася шляхом будівництва осушувально-зрошувальних систем [1].

Усі досліджені річкові басейни характеризуються надмірною трансформацією природних комплексів, площа антропогенно трансформованих ландшафтів складає 80-90% (рис. 1). Найменші показники трансформації характерні басейнам річок Роська (70% басейну займають селітебні та агроландшафти) та р. Стара Красилівка (81%). Середній показник агроландшафтів для досліджених водозборів складає 73%, що є свідченням зростання за останні 15 років площі земель сільгоспризначення.

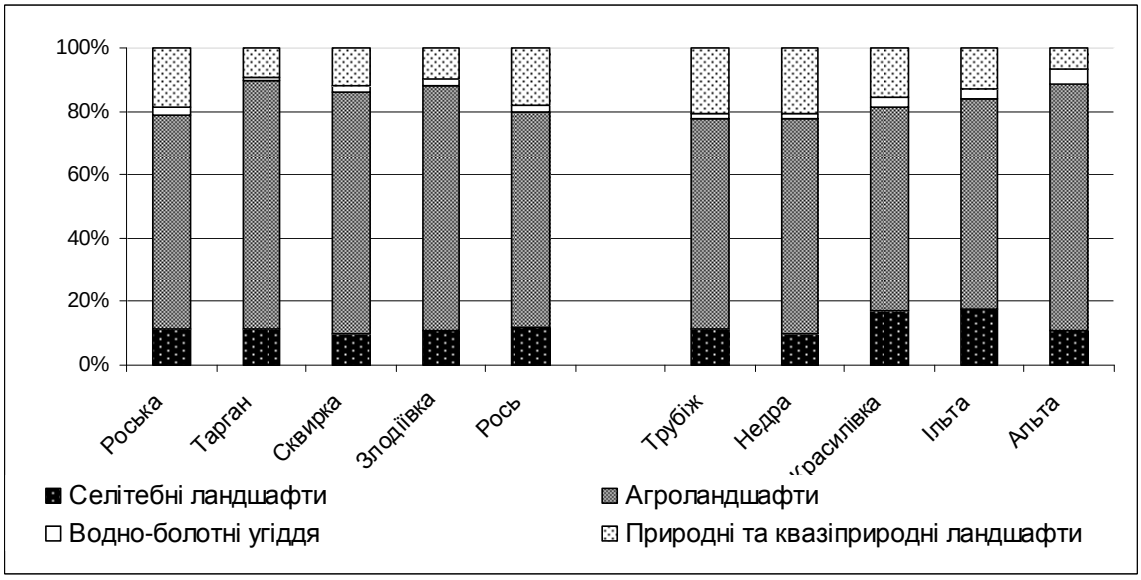


Рис. 1. Ландшафтна структура водозбірних басейнів

Розглядаючи вертикальну структуру водозборів (зверху до низу) варто відмітити, що найбільш трансформованими є нижні ділянки (площа антроподандшафтів сягає 86% для приток Росі та 88% - приток Трубіжу). Верхні та середні ділянки дещо менше потерпають від господарського впливу. Зворотну тенденцію можна спостерігати лише на річках Злодіївка та Альта (рис. 2).

Угруповання макрофітів характеризуються збідненим видовим складом: виявлено 47 видів, з них 31 - на притоках р. Рось і 44 – на притоках р. Трубіж. Річки басейну р. Трубіж вирізнялися і більшим фіторізноманіттям: у середньому на річці траплялося 23 види, тоді як на притоках р. Рось - 17. Лише на малих річках басейну р. Трубіж були відмічені ценози таких реофільних видів та видів-індикаторів мезотрофних умов як *Glyceria fluitans* (L.) R. Br., *Equisetum fluviatile* L. (р. Недра), *Butomus umbellatus* L., *Potamogeton trichoides* Cham. & Schlecht (Ільта, Ст. Красилівка, Недра), *Zannichellia palustris* L. (Ільта), *Lemna trisulca* L. та *Ceratophyllum submersum* L. (Альта, Ільта, Ст. Красилівка). Цікаво, що лише на Лівобережжі відмічений типовий раніше компонент малих річок Лісостепу *Elodea canadensis* Michx. (річки Ст. Красилівка, Недра) та новий інвазійний вид – *E. nuttalii* H.St.John (Недра).

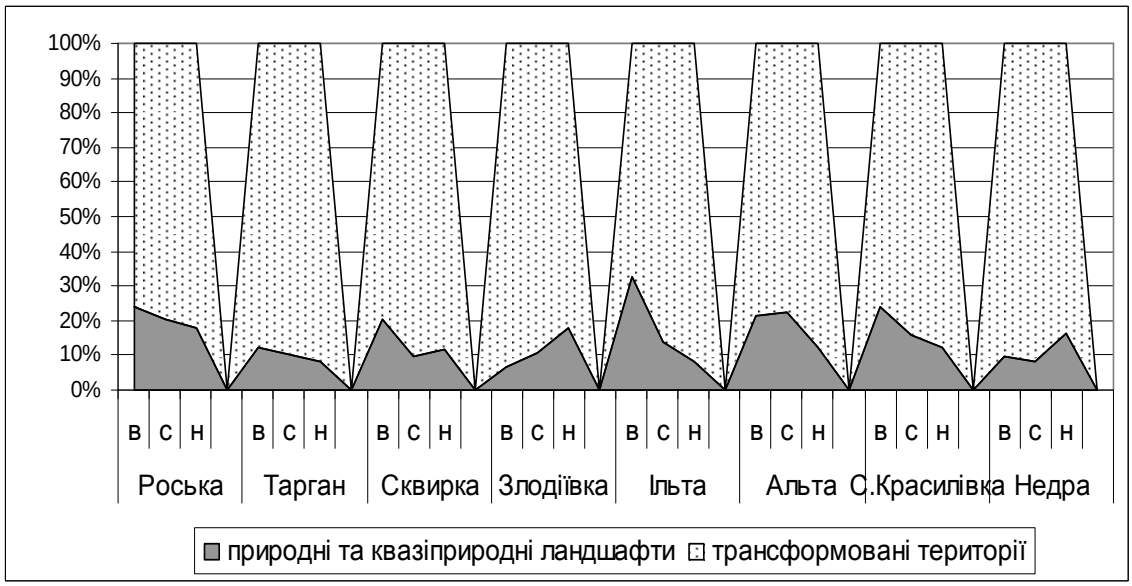


Рис. 2. Особливості вертикальної структури водозбірних басейнів (в – верхні ділянки басейну, с – середні, н – нижні)

Найбагатшими флористично були угруповання річок Альта (28 видів), Ст. Красилівка (22) та Недра (21). Найбіднішою була флора макрофітів р. Злодіївка (12 видів).

На всіх річках переважаючою була група гелофітів, їх частка у флорі складала приблизно половину. Найпоширенішими були ценози з домінуванням *Phragmites australis* (Cav.)Trin. ex Steud., *Typha angustifolia* L., *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb. Види низькотравних гелофітів-представників реофільного комплексу (*Sparganium erectum* L., *S. emersum* Rehm., *Sagittaria sagittifolia* L., *Butomus umbellatus*) траплялися спорадично і значних заростей не утворювали.

Характерною рисою заростання є значна участь неукорінених гідрофітів (або плейстофітів), зокрема лемнеїд (*Lemna minor* L., *L. trisulca*, *Spirodela polyrrhyza* (L.) Schleid), та ceратофілід (*Ceratophyllum demersum* L., *C. submersum*). Представники цієї екологічної групи складали від 16 % (р. Роська) до 31% (р. Сквирка) загальних флористичних списків. На переважній більшості річок звичними були ділянки, де представники екологічної групи затягували увесь перетин річища, формуючи ценози з проективним покриттям до 100%.

Участь прикріплених гідрофітів була незначною (у середньому - чверть флористичного списку). Лише на р. Роська вони складали 41% флори. Найменшим цей показник був на річках Злодіївка та Альта – 21%. Найпоширенішими були елодеїди (*Potamogeton crispus L., P. pectinatus L.),* німфеїди траплялися вкрай рідко (за виключенням *Nuphar lutea* (L.) Smith – типового елемента заростання усіх досліджених водотоків басейна р. Рось та р. Ільта і Недра – в басейні р. Трубіж). Ценози *Nymphaea alba* L. мали місце лише на крупних ставках, споруджених на р. Роська.

Розглядаючи особливості екологічної структури угруповань макрофітів зверху до низу водотоком, варто відзначити, що переважній більшості досліджених малих річок властиве зменшення ролі гелофітів та зростання частки власне гідрофітів до понизових ділянок (рис. 3).

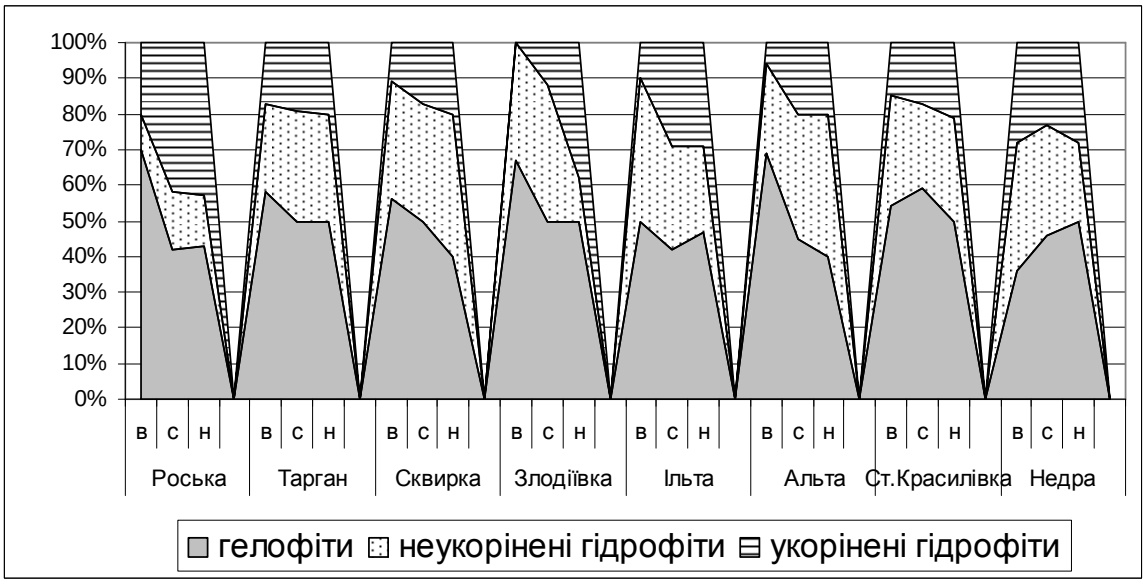


Рис. 3. Особливості екологічної структури угруповань макрофітів залежно від ділянки водотоку (в – верхні ділянки басейну, с – середні, н – нижні)

Висновки

Водозбори малих річок Лісостепу сьогодні характеризуються надмірною руйнацією природних комплексів, площа антропогенно трансформованих ландшафтів складає 80-90%. Найбільш трансформованими є нижні ділянки річкових басейнів. Особливості господарського впливу в басейнах Лісостепу визначають характерні риси флористичного складу та екологічної структури угруповань макрофітів: відмічено збіднений видовий склад та переважання угруповань видів евтрофо-болотного комплексу.

Флора макрофітів Лівобережжя характеризується більшим видовим багатством та екологічним спектром, притаманним природним річковим екосистемам, що дозволяє зробити

висновок про більш кардинальний вплив на річкові екосистеми надмірного зарегулювання, ніж водорегулюючої меліорації.

1. *Водне* господарство в Україні / За ред. А. В. Яцика. – К.: Генеза, 2000. – 640 с.
2. *Гор Дж. А.* Восстановление и охрана малых рек: Теория и практика / Дж. А. Гор, Э. Е. Херрикс, Л. Л. Осборн и др.; Пер. с англ. А. Э. Габриэляна, Ю. А. Смирнова; Под ред. К. К. Эдельштейна, М. И. Сахаровой. – М.: Агропромиздат, 1989. – 314 с.
3. *Гидроботаника.* Методология, методы / Научные редакторы В. Г. Папченков, А. А. Бобров, А. В. Щербаков, Л. И. Лисицына. – Рыбинск, 2003. – 188 с.
4. *Катанская В. М.* Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР / В. М. Катанская. – Л.: Наука, 1981. – 185 с.
5. *Globe Land 30.* Електронний ресурс: http://globallandcover.com/GLC30Download

Л.Н. Зуб [1], О.В. Томченко [2]
[1] Институт эволюционной экологии НАН Украины, Киев
[2] Научный центр аэрокосмических исследований Земли ИГН НАН Украины, Киев

АНТРОПОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ ВОДОСБОРОВ И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА СООБЩЕСТВ МАКРОФИТОВ МАЛЫХ РЕК

Работа посвящена исследованиям современной трансформации водосборов малых рек Лесостепной зоны Украины (в пределах Среднего Приднепровья) методами дистанционного зондирования земли и оценки ее влияния на экологическую структуру сообществ водных растений.

Ключевые слова: малые реки, макрофиты, Лесостепная зона, дистанционное зондирование земли

L.N. Zub [1], O.V. Tomchenko [2]
[1] Institute of Evolutionary Ecology of NAS of Ukraine, Kyiv
[2] Scientific Centre of Aerospace Research of Earth Institute of Geological NAS of Ukraine, Kyiv

ANTHROPOGENIC TRANSFORMATION OF WATERSHEDS AND ECOLOGICAL STRUCTURE OF MACROPHYTE COMMUNITIES IN SMALL RIVERS

The aim of the research is to study the modern transformation of small river catchment area of forest-steppe zone in Ukraine / within the Middle Dnieper / using methods of remote sensing (RS) and evaluation of its influence on the ecological structure of higher water plant groups.

Keywords: small rivers, macrophytes, forest steppe zone, remote sensing of the Earth

УДК 556.114:556.531(282.247.324)

И.Б. ЗУБЕНКО
Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

ФОРМЫ МИГРАЦИИ CR(III) И MN(II) В ВОДЕ ПРУДОВ НАЦИОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКА ”ГОЛОСЕЕВСКИЙ” (г. КИЕВ)

Представлены результаты исследования содержания и сезонной динамики растворённой и взвешенной форм Cr(III) и Mn(II) в Ореховатском и Китаевских прудах г. Киева. Показано, что общее содержание металлов находится в следующих пределах: Cr(III) – 5,2-30,0 мкг/дм^3; Mn(II) – 40–1200 мкг/дм^3. В исследованных водных объектах хром и марганец мигрируют в основном в растворённом состоянии. Соотношение взвешенных и растворённых форм зависит от многих факторов – сезона года, pH воды, глубины водоёма, скорости течения, содержания

растворённого в воде кислорода. Максимальная концентрация металлов во взвешенных формах наблюдается в летние месяцы, когда в водоёмах происходит “цветение” воды, а также осенью при разложении биоты.

Ключевые слова: хром, марганец, взвешенные формы, растворённые формы, Ореховатский и Китаевские пруды

В последнее десятилетие почти не осталось водоёмов с природным гидрологическим режимом и химическим составом, не нарушенным антропогенной деятельностью. Одними из первых подвергаются влиянию хозяйственной деятельности человека водные экосистемы, находящиеся на территории густонаселённых городов. Интенсивный рост последних сопровождается включением в городскую инфраструктуру природных водоёмов, а также искусственных озёр и прудов. Особенно актуальна эта проблема для такого мегаполиса, как г. Киев, на территории которого находится более 400 разнотипных водных объектов [1]. Среди компонентов антропогенного загрязнения поверхностных водоёмов важное место занимают соединения тяжёлых металлов (ТМ). Некоторые из них характеризуются сильно выраженными токсическими свойствами [5]. Однако, токсичность водной среды, загрязнённой ТМ, в значительной мере зависит от их состояния (форм нахождения) в водной толще. Наиболее токсичными являются свободные или гидратированные ионы металлов, а также их гидроксокомплесы. Одним из путей снижения токсичности является адсорбция металлов на взвешенных частичках и донных отложениях.

Целью настоящей работы было изучение растворённых и взвешенных форм хрома и марганца в Ореховатском и Китаевских прудах, расположенных в Голосеевском лесу г. Киева.

Материал и методы исследований

Объектами исследования являются Китаевские пруды, представляющие каскад искусственно созданных водоёмов, сооружённых на русле речки Мышеловка, которые находятся на территории Национального природного парка “Голосеевский”. Пруды питаются преимущественно за счёт дождевых и подземных вод. Площадь этих озёр составляет 4,3 га [2]. Ореховатские озёра также созданы путём искусственного зарегулирования речки Ореховатки, которая протекала на территории Голосеевского леса. Общая площадь водного зеркала составляет около 10 га, глубина 0,5-2,0 м. Питаются все изучаемые озёра преимущественно атмосферной водой [7].

При изучении форм Cr(III) и Mn(II) пробы воды отбирали из поверхностного и придонного слоя воды в полиэтиленовые бутылки батометром Рутнера. Сразу же после отбора их фильтровали для разделения взвешенной и растворённой форм металлов. Для этого использовали мембранные фильтры “Synpor” (№ 6, Чехия) с диаметром пор 400 нм, через которые пропускали не менее 1дм^3 воды. Фильтры со взвешенным веществом предварительно обрабатывали концентрированными кислотами (сначала HNO_3, а затем H_2SO_4, марки “х.ч.”), нагревая содержимое до появления белых паров и осветления растворов. Далее неразложившиеся остатки взвеси подвергали гидротермальной обработке в стальном автоклаве. В полученных растворах определяли содержание взвешенных форм металлов. Фильтраты воды объемом 30 см^3 переносили в кварцевые стаканы, подкисляли концентрированной серной кислотой и добавляли несколько капель 30%-ного раствора H_2O_2. Затем их облучали в течение 2,5–3,0 ч. ртутно-кварцевой лампой ДРТ-1000. После фотохимической деструкции растворённых органических веществ в облучённых растворах определяли содержание исследуемых металлов хемилюминесцентным методом [6].

Результаты исследований и их обсуждение

Полученные результаты исследования форм металлов представлены в таблице. Как видно из приведённых данных, для обоих металлов в изучаемых водоёмах преобладает растворённая форма. Преобладание этих металлов в растворённой форме характерно и для других водоёмов [3], хотя наблюдается и обратная картина [4].

Как видно из представленных материалов, доля взвешенных форм металлов увеличивается в летний период. Это связано с тем, что во время “цветения” водорослей при

значительном накоплении их биомассы, на поверхности последних происходит сорбция и ассимилиция металлов, способствуя их переходу из растворённого во взвешенное состояние. Поэтому от весны к лету во всех озёрах меняется соотношение форм металлов: $Cr_{взв.}$ – 3,4% (зима) – 28,6% (лето), $Cr_{раств.}$ – 96,7% (зима) – 71,4% (лето). $Mn_{взв.}$ – 1,2% (зима) – 50,0% (лето), $Mn_{раств.}$ – 98,8% (зима) – 50,0% (лето).

Таблица

Среднее содержание марганца (II) и хрома (III) в исследованных прудах

Дата отбора проб	Mn своб.		Mn связ.		Mn раств.		Mn взвеш.		Mn общ.	Cr раств.		Cr взвеш.		Cr общ.
	мкг/дм^3	% раств.	мкг/дм^3	% раств.	мкг/дм^3	% общ.	мкг/дм^3	% общ.	мкг/дм^3	мкг/дм^3	% общ.	мкг/дм^3	% общ.	мкг/дм^3
Ореховатский пруд № 3, 2013 г.														
Зима, пов.	573,0	57,3%	427,0	42,7%	1000,0	98,5%	15,0	1,5%	1015,0	7,2	93,5%	0,50	6,5%	7,70
Зима, дно	700,0	58,3%	500,0	41,7%	1200,0	98,8%	15,0	1,2%	1215,0	8,1	91,0%	0,80	9,0%	8,90
Весна, пов.	40,0	66,7%	20,0	33,3%	60,0	63,8%	34,0	36,2%	94,0	3,8	73,1%	1,40	26,9%	5,20
Весна, дно	30,0	78,9%	8,0	21,1%	38,0	66,9%	18,8	33,1%	56,8	4,5	75,0%	1,50	25,0%	6,00
Лето, пов.	42,4	49,4%	43,4	50,6%	85,8	81,2%	19,9	18,8%	105,7	12,0	90,9%	1,20	9,1%	13,20
Лето, дно	35,8	47,2%	40,0	52,8%	75,8	63,6%	43,3	36,4%	119,1	7,4	88,1%	1,00	11,9%	8,40
Осень, пов.	18,2	67,4%	8,8	32,6%	27,0	38,4%	43,4	61,6%	70,4	6,0	84,5%	1,10	15,5%	7,10
Китаевские пруды, 2011, 2014 г.														
Зима, пов.	157,5	84,8%	28,3	15,2%	185,8	96,8%	6,1	3,2%	191,9	11,3	96,3%	0,44	3,7%	11,74
Зима, дно	437,5	79,5%	112,5	20,5%	550,0	99,3%	3,9	0,7%	553,9	6,7	91,2%	0,65	8,8%	7,35
Весна, пов.	84,1	45,8%	99,4	54,2%	183,5	82,9%	37,9	17,1%	221,4	8,3	76,9%	2,50	23,1%	10,80
Весна, дно	77,6	18,5%	341,2	81,5%	418,8	94,8%	22,8	5,2%	441,6	5,5	85,9%	0,90	14,1%	6,40
Лето, пов.	10,5	52,5%	9,5	47,5%	20,0	50,0%	20,0	50,0%	40,0	22,0	73,3%	8,00	26,7%	30,00
Лето, дно	400,0	50,0%	400,0	50,0%	800,0	96,1%	32,5	3,9%	832,5	20,0	71,4%	8,00	28,6%	28,00
Осень, пов.	36,4	52,2%	33,3	47,8%	69,7	50,9%	67,2	49,1%	136,9	15,0	73,2%	5,50	26,8%	20,50

Интересным для Mn(II) является то, что в составе приведенных форм в зависимости от сезона меняется соотношение между лабильной фракцией, включающей свободные (гидратированные) ионы, и марганцем, связанным в комплексы с природными органическими лигандами. Известно, что для марганца свойственна наименьшая степень закомплексованности [5]. В изучаемых озёрах доля Mn(II), связанного в комплексы с РОВ, колеблется в Ореховатском пруду от 21,1% до 52,8%, в Китаевских прудах – от 15,2% до 81,5%.

Следует отметить, что для Mn(II), в отличие от Cr(III), наблюдается существенная разница между содержанием в поверхностных и придонных слоях воды. Если содержание $Mn_{общ.}$ меняется от 40,0 мкг/дм^3 (поверхность) до 1200 мкг/дм^3 (дно), то концентрация $Cr_{общ.}$, независимо от горизонта, изменяется достаточно незначительно. Это связано с тем, что почти во всех озёрах содержание растворённого кислорода в придонной воде характеризовалось достаточно низким уровнем, вплоть до аналитического ноля. Поэтому можно говорить о формировании анаэробных условий на границе твёрдой и жидкой фаз. Как неоднократно отмечалось ранее, при достаточном содержании кислорода в водной толще, Mn(II) окисляется до Mn(IV), переходя в нерастворимое соединение MnO_2, оседающее на дно. При этом

уменьшается содержание $Mn_{раств}$. При низком содержании кислорода в воде происходит обратный процесс – десорбция марганца из донных отложений в водную толщу. Поэтому и в изучаемых прудах в придонном слое содержание $Mn_{раств}$ достигало максимальных величин, особенно зимой (в подлёдный период), и летом.

Выводы

Приведены данные о содержании взвешенной и растворённой форм Cr(III) и Mn(II) в воде прудов Голосеевского леса г. Киева, к которым относятся система Ореховатских и Китаевских прудов. Результаты исследований распределения металлов между взвешенной и растворённой формами показали, что часть из них содержится в виде взвешенных форм. Это можно отнести к положительному фактору, так как сорбция металлов на взвесях способствует их детоксикации при оседании взвешенного вещества на дно. Находящиеся в растворённой форме металлы также имеют свои особенности. Особенно это касается Mn(II), содержание которого существенно зависит от концентрации растворённого в воде кислорода. В поверхностном слое воды, где насыщение кислородом достаточно, концентрация растворённого Mn(II) намного ниже, чем в природном, для которого характерен дефицит кислорода.

1. *Афанасьев С. А.* Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоёмов г. Киева. / С. А. Афанасьев // Вестник экологии. – 1996. – № 1–2. – С. 112–118.
2. *Дослідження* екологічного стану Китаївських ставків (Голосіїво, м. Київ) / П. Д. Клоченко, П. М. Царенко, Б. Е. Якубенко [та ін.] // Науковий вісник нац. аграрн. ун-ту. – К., 2007. – Вип. 117.– С. 93–98.
3. *Зубенко И. Б.* Формы миграции хрома в озере Вербном / И. Б. Зубенко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2009. – Т. 16. – С. 137–140.
4. *Зубенко И. Б.* Особенности миграции хрома в водоёмах в анаэробных условиях (на примере озера Тельбин). / И. Б. Зубенко, П. Н. Линник // Гідрологія, гідрохімія і гидроекологія. – 2008. – Т. 14. – С 186–190.
5. *Линник П. Н.* Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. / П. Н. Линник, Б. И. Набиванец. – Л.: гидрометеоиздат. 1986. – 270 с.
6. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод. / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В. Д. Романенко. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
7. *Особливості* екологічного стану Горіховатских ставків. / [П. Д. Клоченко, З.Н. Горбунова, П.М. Царенко, Б.Е. Якубенко] // Наук. вісник нац. Аграрн. ун-ту. – К., 2006. – Вип. 95. – С. 54–65.

І. Б. Зубенко

Інститут гідробіології НАН України, Київ

ФОРМИ МІГРАЦІЇ Cr(III) І Mn(II) У ВОДІ СТАВКІВ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ “ГОЛОСІЇВСЬКИЙ” (м. КИЇВ)

Наведено результати дослідження вмісту та сезонної динаміки розчиненої і завислої форм Cr(III) і Mn(II) в Горіховатському і Китаївських ставках м. Києва. Показано, що загальний вміст металів знаходиться в наступних межах: Cr(III) – 5,2-30 мкг/дм^3; Mn(II) – 40–1200 мкг/дм^3. В досліджених водних об’єктах хром і манган мігрують переважно в розчиненому стані. Співвідношення завислих і розчинених форм залежить від багатьох факторів – пори року, pH води, глибини водойми, швидкості течії, вмісту розчиненого у воді кисню. Максимальна концентрація металів у завислих формах спостерігається у літні місяці, коли у водоймах відбувається ”цвітіння” води, а також восени при розкладанні біоти.

Ключові слова: хром, манган, завислі форми, розчинені форми, Горіхуватський та Китаївські ставки

I.B. Zubenko

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

FORM OF Cr(III) AND Mn(II) MIGRATION IN WATER OF THE NATIONAL NATURE PARK “HOLOSIIVSKYI” (CITY OF KYIV)

Paper deals with results of investigation of content and seasonal dynamics of dissolved and suspended forms of Cr (III) and Mn (II) in the Orikhovatskiy and Kitayevskiy ponds (city of Kyiv). Total metal

content was found to be in the follows limits: Cr (III) – 5,2–30,0 μg/l, Mn (II) – 40–1200 μg/l. In the considered water bodies chromium and manganese migrate mainly in the dissolved state. Ratio of suspended and dissolved forms depends on many factors – seasons, pH, depth, velocity of flow, dissolved oxygen content. Maximal concentration of metals in suspended forms were registered in summer (over water "bloom") and in autumn (over decomposition of organic matters).

Keywords: chromium, manganese, suspended form, dissolved form, Orikhovatskiy and Kitayevskiy ponds

УДК 574.55.595.18.

О.Р. ІВАНЕЦЬ

Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Грушевського, 4, Львів, 79005, Україна

ТАКСОНОМІЧНИЙ СКЛАД КОЛОВЕРТОК РОДУ *POLYARTHRA* (*ROTIFERA*: *MONOGONONTA*) ТА ЙОГО МОРФО-ЕКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА В УМОВАХ ВОДОЙМ УКРАЇНСЬКОГО РОЗТОЧЧЯ

Подано результати досліджень коловерток роду Polyarthra (Rotifera: Monogononta) з водойм Українського Розточчя. Основою роботи слугували 754 проби. Протягом 2001–2014 років було зареєстровано 7 таксонів: *P. luminosa* Kutikova 1962, *P. vulgaris* Carlin 1943, *P. dolichoptera* Idelson 1925, *P. d. dolichoptera* Idelson 1925, *P. longiremis* Carlin 1943, *P. major* Burckhardt 1900, *P. euryptera* Wierzejski 1891. На основі аналізу сучасної літератури та власних спостережень представлено морфо-екологічну характеристику роду Polyarthra водойм Українського Розточчя.

Ключові слова: Rotifera, коловертки, рід Polyarthra, зоопланктон, фауна, популяції, водойми,Українське Розточчя

Популяції коловерток, досягаючи значного розвитку в гідроекосистемах, відіграють важливу роль у трофодинаміці водойм. Визначення ролі даного таксону в складних біологічних процесах передбачає, насамперед, належне вивчення фауністичного складу окремих груп цих дрібних багатоклітинних організмів. Разом з тим, регіональні фауни *Rotifera* з цієї точки зору вивчені недостатньо.

Дослідження водойм транскордонного регіону Українського Розточчя представляє особливий інтерес, оскільки гідроекосистеми цієї території розташовані у зоні Головного Європейського вододілу, що обумовлює, тим самим, їхне важливе екологічне значення в цілому для центральної та східної Європи.

Матеріал і методи досліджень

Матеріал (754 проби) відбирався протягом 2001-2014 років загальноприйнятими в гідробіології методами у водоймах Українського Розточчя [10]. Для видової ідентифікації коловерток використовували відповідні визначники [4, 6]. Дослідження проводили на фіксованому і живому матеріалі. Загалом досліджено 458 особин роду *Polyarthra*.

Результати досліджень та їх обговорення

Історію досліджень зоопланктону Українського Розточчя подано в одній з попередніх публікацій [2]. Перші повідомлення про рід *Polyarthra* у водоймах Галичини знаходимо в роботах видатного ротаторіолога А. Вежейського, який подає два таксони цієї групи: *P. platyptera*, Ehrb. і *P. platyptera* var. *euryptera* Wierzejski, 1891, [3, 8, 9]. Зазначимо, що рід *Polyarthra* і на сьогодні привертає увагу багатьох дослідників. У літературі є, зокрема, повідомлення щодо досліджень *Polyarthra* Індії, Аргентини з описами нових для науки видів [5, 7].

Унаслідок проведених досліджень у регіоні Українського Розточчя було зареєстровано 7 таксонів роду *Polyarthra*: *P. luminosa* Kutikova 1962, *P. vulgaris* Carlin 1943, *P. dolichoptera* Idelson 1925, *P. d. dolichoptera* Idelson 1925, *P. longiremis* Carlin 1943, *P. major* Burckhardt 1900, *P. euryptera* Wierzejski 1891.

У цілому, рід *Polyarthra* характеризується низкою своєрідних морфологічних ознак, а саме такі ознаки є базисом адаптацій до нестабільних умов довкілля. Подамо характеристику зареєстрованих на Українському Розточчі видів, використовуючи літературні джерела та власні спостереження [1, 4–7]. В основі діагностичних критеріїв роду *Polyarthra*, при з'ясуванні систематичного положення коловерток цієї групи морфологія плавників має особливе значення. Тому на цю ознаку зверталася першочергова умаса.

Плавальні придатки *P. vulgaris* мають дрібну зубчатість з країв, вони досить широкі, верхівка їх заокруглена. В умовах водойм Українського Розточчя довжина плавників переважно дорівнює довжині тіла (близько 80% досліджених особин). Близько 20% досліджуваних особин мають довжину плавників дещо більшу від довжини тіла. Довжина плавників характеризується сезонною варіабельністю. У зимовий період ці придатки дещо довші, порівняно з літнім сезоном. Черевні плавнички достатньо вузькі й відзначаються зубчастими краями. Довжина тіла *P. vulgaris* змінювалась у межах від 110 до 190 мк. Довжина плавників варіювала від 115 до 147 мк, їхня ширина – від 17 до 25 мк. Довжина черевних плавничків складала від 51 до 54 мк. Популяції *P. vulgaris* траплялися, насамперед, у непроточних водоймах або у водоймах з повільним водообміном. В умовах Українського Розточчя відзначається евритермністю.

Плавники *P. dolichoptera* досить довгі, мають вигляд ланцета, заходять за задній край тіла. З боків ці плавальні придатки несуть зазубрення. Черевні плавники вузькі, іноді досягають заднього краю тіла, їхня довжина змінюється від 76 до 79 мк. *P. dolichoptera* віддає перевагу більш низьким температурам водного середовища. У холодну пору року популяції цього виду досить чисельні. Цей вид на Українському Розточчі трапляється у ставках, каналах, тимчасових водоймах, які тривалий час не пересихають.

P. d dolichoptera характеризується довгими плавниками, які далеко заходять за край тіла. Довжина цієї коловертки в умовах Українського Розточчя – 109–171 мк, ширина – від 83 до 119 мк. Довжина плавників – від 135 до 221 мк, їхня ширина 8–16 мк. Довжина черевних плавників – 63–84 мк. *P. d. dolichoptera* відноситься до холодолюбивих форм.

Плавники *P. longiremis* довгі й значно заходять за край тіла. Вони відзначаються з країв дуже дрібними зубчиками. Черевні плавники досить тонкі й довгі. Довжина тіла цієї коловертки змінюється від 134 до 219 мк, ширина – від 93 до 128 мк. Довжина плавників варіює від 138 до 171 мк, їхня ширина – від 7 до 15 мк, причому, ширина є більшою в особин, що відрізняються більшими розмірами. Довжина черевних плавників змінюється від 62 до 65 мк. *P. longiremis* трапляється, насамперед, у невеликих водоймах. Популяції досягають високих показників щільності, переважно, в літній період вегетаційного сезону.

Плавники *P. major* характеризуються звуженою основою, яка набуває вигляду стеблини. З країв плавники несуть добре розвинені зубчики. Довжина тіла цього виду змінюється в межах від 139 до 191 мк. Довжина плавників *P. major* варіює від 104 до 183 мк, ширина – від 22 до 35 мк. На Українському Розточчі популяції цього виду трапляються в заплавах рік, ставках, каналах з уповільненим водообміном.

P. euryptera відзначається дуже широкими листоподібними плавниками. Біля основи плавники сильно звужуються, з країв вони несуть досить великі зубці. Довжина тіла цієї коловертки 163–241 мк. Довжина плавників змінюється в межах від 123 до 191 мк, їхня ширина – від 38 до 63 мк. Цей вид часто трапляється у водоймах ставкового типу і відноситься до літніх термофільних форм.

Для *P. luminosa* характерні досить широкі черевні плавнички – до 4 мк. Забарвлення тіла іноді набуває буро-жовтого відтінку, проте, переважно, тіло цієї коловертки безколірне, а її плавники характеризуються значною мінливістю. Навіть в одному вузлі їхня ширина і форма може бути неоднакова. Найбільш характерна форма для плавників спинних вузлів – ромбовидна. Довжина тіла цієї коловертки – 129-168 мк. Довжина плавників – 132-137 мк.

Ширина плавників становить 10-19 мк. Довжина черевних плавників змінюється в межах від 35 до 39 мк. *P. luminosa* трапляється у ставках, невеликих водоймах, заплавах рік, у прибережній зоні річок з повільною течією.

Висновки

Отже, у водоймах транскордонного регіону Українського Розточчя, що лежить у зоні Головного Європейського вододілу, виявлено 7 таксонів роду Polyarthra: *P. luminosa* Kutikova 1962, *P. vulgaris* Carlin 1943, *P. dolichoptera* Idelson 1925, *P. d. dolichoptera* Idelson 1925, *P. longiremis* Carlin 1943, *P. major* Burckhardt 1900, *P. euryptera* Wierzejski 1891. Для зареєстрованих видів характерна певна морфологічна пластичність, що характеризує, насамперед, плавальні, веслоподібні придатки, які є однією з видових діагностичних ознак цієї групи. Polyarthra трапляється, зокрема, у водоймах ставкового типу, тимчасових водоймах, заплавах і прибережних зонах рік. Рід Polyarthra відзначається видами, що мають широку екологічну валентність за температурним чинником. Так, у водоймах Українського Розточчя зареєстровані евритермні форми, термофільні, а також такі, що віддають перевагу низьким температурам.

Вивчення Polyarthra, опис нових для науки видів, що належать до цієї групи, викликає необхідність ревізії даного роду, з'ясування близькоспоріднених міжвидових зв'язків із залученням сучасних методів досліджень в області таксономії Rotifera. Зокрема, особливу увагу треба звернути на будову мастакса цих коловерток, яка для багатьох форм вивчена недостатньо. Такий підхід значною мірою дозволить з'ясувати актуальні аспекти сучасної систематики роду Polyarthra.

1. *Іванець О. Р.* Морфологічні характеристики екологічних груп коловерток (*Rotifera*, *Rotatoria*) як основа адаптацій до факторів середовища / О. Р. Іванець // Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку: матеріали наук. конф. (12–15 верес. 2013 р.). – Львів: Сполом, 2013. – С. 28–32.
2. *Іванець О. Р.* Фауна гіллястовусих раків (Crustacea, Cladocera) Українського Розточчя / О. Р. Іванець // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. біол. − 2013. − Вип. 63. − С. 110–117.
3. *Іванець О. Р.* А. Вежейський – фундатор ротаторіологічних досліджень на теренах Галичини / О. Р. Іванець // Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень: матеріали І Міжнар. Наук.-практ. конф. (10–12 квіт. 2014 р., м. Хотин). – Чернівці: Друк Арт., 2014. – С. 352–355.
4. *Кутикова Л. А.* Коловратки фауны СССР / Л. А. Кутикова. – Л., 1970. – 744 с.
5. *José de Paggi. S.* A new species of *Polyarthra* Ehrenberg, 1834 belonging to the *vulgaris*-group (Rotifera: Monogononta: Synchaetidae) from Argentina, with a key to the identification of species in the Neotropical Region / S. José de Paggi, J. Paggi // Zootaxa. – 2011. – Vol. 2828. – P. 51–57.
6. *Koste W.* Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Gebrüder-Borntraeger-Berlin-Stuttgart / W. Koste. – 1978. – I. Textband. –637 S. II. Tafelband mit 234 Tafeln. – 476 S.
7. *Segers H.* Rotifera from a high-altitude Lake in Southern India, with a note on the taxonomy of *Polyarthra* Ehrenberg, 1834 / H. Segers, S. Babu // Hydrobiologia. – 1999. – Vol. 405. – P. 89–93.
8. *Wierzejski A.* Liste des Rotiferes observes en Galicie (Autriche-Hongrie) / A. Wierzejski // Bull. soc. zool. France. – 1891. – Vol. 16. – P. 49–52.
9. *Wierzejski A.* Rotatoria (wrotki) Galicyi. Kraków.: Akademia Umiejętności / A. Wierzejski // Druk Uniw. Jag. – 1893. – 112 s.
10. *Wetzel R.* Limnological Analyses / R. Wetzel, G. Likens. – Philadelphia; London; Toronto: W.B. Saunders Company, 1979. – 357 p.

Иванец О.Р.
Львовский национальный университет имени Ивана Франко, Украина

ТАКСОНОМИЧЕСКИЙ СОСТАВ КОЛОВРАТОК РОДА POLYARTHRA (ROTIFERA: MONOGONONTA) И ЕГО МОРФО-ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА В УСЛОВИЯХ ВОДОЕМОВ УКРАИНСКОГО РАСТОЧЬЯ

Представлены результаты исследований коловраток рода *Polyarthra* (*Rotifera*: *Monogononta*) из водоемов Украинского Расточья. Основой работы были 754 пробы. На протяжении 2001–2014 гг. зарегистрировано 7 таксонов: *P. luminosa* Kutikova 1962, *P. vulgaris* Carlin 1943,

P. dolichoptera Idelson 1925, *P. d dolichoptera* Idelson 1925, *P. longiremis* Carlin 1943, *P. major* Burckhardt 1900, *P. euryptera* Wierzejski 1891. На основании анализа современной литературы и собственных наблюдений представлено морфо-экологическую характеристику рода Polyarthra водоемов Украинского Расточья.

Ключевые слова: Rotifera, коловратки, род Polyarthra, зоопланктон, фауна, популяции, водоемы, Украинское Расточье

O.R. Ivanets
Ivan Franko L'viv National University, Ukraine

TAXONOMIC COMPOSITION OF ROTIFERES OF POLYARTHRA GENUS (ROTIFERA: MONOGONONTA) AND ITS MORPHOLOGICAL AND ECOLOGICAL CHARACTERISTICS IN THE CONDITIONS OF WATER BODIES OF UKRAINIAN ROZTOCHYA

The results of genus *Polyarthra* (*Rotifera*: *Monogononta*) studies of Ukrainian Roztochya natural region are presented. Basis of work makes 754 tests. According the data received in 2001–2014 years during observations of zooplankton of Ukrainian Roztochya there were registered 7 taxa: *P. luminosa* Kutikova 1962, *P. vulgaris* Carlin 1943, *P. dolichoptera* Idelson 1925, *P. d. dolichoptera* Idelson 1925, *P. longiremis* Carlin 1943, *P. major* Burckhardt 1900, *P. euryptera* Wierzejski 1891. On the basis of analysis of modern literature and own data morpho-ecological characteristics of genus *Polyarthra* of of water bodies of Ukrainian Roztochya are presented.

Keywords: Rotifera, rotiferes, genus Polyarthra, zooplankton, fauna, populations, water bodies, Ukrainian Roztochya

УДК 574.58:582.282.23

В.О. ІВАНИЦЯ, О.Є. БОБРОВА[1], А.М. ОСТАПЧУК[3], Й.Б. КРІСТОФФЕРСЕН[2], Н.В. КОРОТАЄВА[1], Г.В. ЛІСЮТІН[1], М.М. ЧАБАН[1], М. ШТЕННІКОВ[1]

[1]Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65082, Україна
[2]Інститут морської біології, біотехнології та аквакультури, Грецький центр морських досліджень
Гурнес 71500, 71003 Іракліон, Греція
[3]Інститут мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного НАН України
вул. Заболотного, 154, Київ, Україна

БІОЛОГІЧНА РІЗНОМАНІТНІСТЬ БАКТЕРІЙ ГРУНТУ БАТІАЛІ ТА ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ЧОРНОГО МОРЯ

Метагеномний аналіз морської води Одеського прибережжя виявив наявність представників 1006 оперативних таксономічних одиниць (ОТО) 8 основних філюмів домену Bacteria. Встановлено співвідношення функціональних кластерів груп генів метагеному, що відповідають за біологічні процеси, молекулярно-біологічні функції та синтез клітинних компоненти. ПЛР-аналіз виявив присутність в пробах морського ґрунту унікальні специфічні послідовності нуклеотидів для представників анаммоксбактерій родів *Candidatus Brocadia и Candidatus Kuenenia, Scalidua wagneri* і *Scalidua sorokinii*. Вперше у зразках глибоководного ґрунту сірководневої батіалі Чорного моря виявлено аеробні мікроорганізми, притаманні для поверхневих вод у кількості до 10^4 КУО. За результатами аналізу жирно-кислотного складу та ПЛР-аналізу досліджувані штами віднесені до 15 видів спороутворювальних аеробних бактерій.

Ключові слова: Чорне море, батіаль, планктон, мікробіота, біологічна різноманітність, 16S рРНК аналіз, метагеноміки

Чорне море є унікальною морською мікробною екосистемою. Мікробіота Чорного моря є фундаментом та невід'ємною складовою екосистеми, відіграє ключову роль у всіх біогеохімічних процесах, що протікають в ній, виконує функцію "імунної системи" та формує умови існування для інших організмів [3, 4, 5]. Дані літератури щодо біорізноманітності прокаріот Чорного моря, в основному, отримані за допомогою класичних мікробіологічних методів, що базуються на виділенні чистих культур [2, 7]. Однак, відомо, що лише приблизно 1% прокаріот здатні до культивування і на сьогодні вже відомо, принаймні про 12 нових відділів кандидатів домену Bacteria.

Останні десятиліття відзначаються зростаючим інтересом до вивчення біології глибоководних районів Світового океану, проте до цього часу мало що відомо про мешканців глибин Чорного моря. Здавалось, що в анаеробних умовах можуть існувати лише облігатні анаеробні організми, однак у 2007 році Ю.П. Зайцев з колегами [1, 9] вперше виявили у сірководневій зоні еукаріоти-оксибіонти, які знаходяться в покої, на граничних глибинах Чорного моря.

Метою досліджень було вивчення біологічної різноманітності мікробіоти глибоководних донних осадів сірководневої батіалі та морської води Чорного моря за допомогою метагеномного аналізу, молекулярно-генетичних та молекулярно-біологічних методів.

Матеріал і методи досліджень

Проби води відбирали на глибині 0,5 м на 9 дослідних станціях вздовж Одеського узбережжя та о. Зміїний. Зразки ґрунту з дна Чорного моря відібрано на п'яти станціях на глибині 888-2080 метрів під час рейсу на НДС «Метеор» співробітниками Інституту біології південних морів ім. А.О. Ковалевського та передані нам для мікробіологічних досліджень Інститутом біології моря НАН України. Для виявлення мікроорганізмів використовували класичні мікробіологічні, сучасні молекулярно-біологічні методи та FISH мікроскопію. Жирнокислотний аналіз досліджуваних штамів проводили з використанням автоматичної системи ідентифікації мікроорганізмів MIDI Sherlock на базі газового хроматографа Agilent 7890. Для підтвердження групової належності та визначення виду застосовували метод мультиплексної ПЛР з використанням групоспецифічних праймерів. Дизайн праймерів проводили згідно. Секвенування проводили на платформі Illumina MiSeq. Біоінформативний аналіз необроблених послідовностей здійснювали в програмі QIIME [8].

Дослідження проведено в Одеському національному університеты та Інституті морської біології, біотехнології та аквакультури, Грецького центру морських досліджень. Частина метагеномних досліджень виконано за проектом Ocean Sampling Day в рамках європейської програми MicroB3 спільно з Інститутом Макса Планка. Згідно проекту секвенування морського метагеному здійснювали на платформі Illumina MiSeq в лабораторії Argonne National Institute, США в рамках співпраці по проекту Earth Microbiom Project.

Результати досліджень та їх обговорення

Первинний таксономічний аналіз метагеному морської води Одеського прибережжя виконаний за проектом Ocean Sampling Day в рамках європейської програми MicroB3 виявив наявність 1006 оперативних таксономічних одиниць (ОТО) 8 основних філюмів домену Bacteria: Proteobacteria 408 ОТО, що складає 40,4%, Cyanobacteria 185 ОТО (18,3%), Bacteroidetes 82 ОТО (8,13%), Actinobacteria 54 ОТО (5,35%), Verrucomicrobia 43 ОТО (4,26%), Firmicutes 19 ОТО (1,88%), Planctomycetes 7 ОТО (0,69%), Acidobacteria 2 ОТО (0,2%) та невідомих, досі не визначених 206 ОТО (20,4%).

У прокаріотному метагеномі виявлено групи генів, відповідальні за метаболічні процеси азотних сполук – 15,8%, біосинтетичні процеси – 14,8%, окисно-відновні реакції – 8,8%, метаболічні процеси малих молекул – 8,7%, транспорт – 6%, білковий метаболічний процес – 5,7%, РНК метаболічні процеси – 5,2%, клітинні амінокислотні метаболічні процеси – 4,4%, ДНК метаболічні процеси – 3,8%, вуглеводневі метаболічні процеси – 3,6%, інші функції – 23,1%.

Кластери генів, відповідальні за молекулярні процеси, розподілені наступним чином: зв'язування нукеотидів – 13,2%, гідролазна активність – 11,2%, оксидоредуктазна активність –

10,8%, трасферазна активність – 10,3%, зв'язування нуклеїнових кислот – 9,7%, зв'язування кофактору – 5,9%, лігазна активність – 4,2%, зв'язування іонів металів – 4,2%, транспортерна активність – 4,1%, АТФазна активність – 2,6%, інші процеси – 24%.

Секвенування 16S рРНК гену та біоінформативний аналіз проб морської води з акваторій острова Зміїний та Одеського прибережжя показали щільне розподілення бактеріальних спільнот серед досліджуваних зразків. Ідентифікацію отриманих послідовностей було проведено до роду. Таксономічний філюм Proteobacteria виявився найбільше представленим серед домену Bacteria. Розподіл на клас Alphaproteobacteria, Betaproteobacteria, Gammaproteobacteria, Epsilonproteobacteria та Deltaproteobacteria відрізнявся в залежності від походження морської проби. Серед досліджуваних зразків у великих кількостях були ідентифіковані мікробні послідовності, що належать до філюмів Cyanobacteria, Bacteroidetes, Actinobacteria, Planctomycets та Verrucomicrobia. Філюми Fusobacteria, Tenericutes та Firmicutes виявилися менш представленими. В результаті дослідження виявлені члени оперативних таксономічних одиниць філюмів-кандидатів, таких як SR1, OD1, OP3, OP8, TM6, TM7 та інші. Деякі з виявлених видів були описані раніше для інших частин Світового океану в метагеномних дослідженнях.

Дані ПЛР-аналізу продемонстрували присутність в пробах морського ґрунту з Одеського прибережжя та Одеських лиманів унікальних специфічних послідовностей нуклеотидів для представників анаммоксбактерій родів *Candidatus Brocadia и Candidatus Kuenenia*, *Scalidua wagneri* і *Scalidua sorokinii*. Ці хемолітотрофні бактерії окиснюють аміак в анаеробних умовах, при цьому вони використовують нітрит замість кисню як кінцевий акцептор електронів.

Встановлено широке розповсюдження в морській воді представників групи ковзних бактерій порядків Cytophagales (роди Cytophaga, Flexibacter) та Myxobacterales (роди Myxococcus, Poliangium, Chondromyces), які є активними деструкторами природних високополімерних сполук [6].

У зразках глибоководного ґрунту анаеробної сірководневої батіалі Чорного моря вперше виявлено аеробні мікроорганізми, притаманні для поверхневих вод у кількості до 10^4 КУО. За результатами аналізу жирно-кислотного складу та ПЛР-аналізу досліджувані штами були ідентифіковані як*: B. cereus, B. pumilis, B. megaterium, B. licheniformis, B. subtilis, B. atrophaeus, B. mycoides, B. viscosus, B. thuringiensis, B. thuringiensis israelensis, Paenibacillus macerans, Paenibacillus polymixa, Paenibacillus alvei, Brevibacillus choshinensis, Brevibacillus parabrevis, Lysinibacillus sphaericus, Virgibacillus pantothenticus.* Виникає питання: чи ці мікроорганізми є постійними мешканцями глибоководного ґрунту сірководневої батіалі, чи вони попадають туди з поверхні води, переходять у форми покою і таким чином зберігаються? Теоретично можливо і те і інше, оскільки ці бактерії є факультативними анаеробами і їм властиво використовувати не лише кисень, а і нітрит (та можливо інші акцептори електронів) у процесі дихання.

Висновки

Проведені метагеномні дослідження значно поглибили наші знання про біологічну різноманітність прокаріотних мікроорганізмів у морській воді та глибоководному ґрунті батіалі Чорного моря та виявили високий функціональний потенціал їх представників. Показано, що екосистема Чорного моря є невичерпним джерелом активних мікроорганізмів для біотехнологічних досліджень. Вперше в глибоководних осадах сірководневої батіалі виявлено та ідентифіковано спектр факультативно-аеробних бактерій, що утворюють ендоспори.

1. *Средоточение* останков оксибионтов и банк живых спор высших грибов и диатомовых в донных отложениях сероводородной батиали Черного моря / Ю. П. Зайцев, Г. Г. Поликарпов, В. Н. Егоров, Б. Г. Александров [и др.] // Доп. НАН України. – 2007. – № 7. – С. 159–164.
2. *Іваниця В. О.* Стан та мінливість мікробних ценозів морських екосистем : автореф. дис. на здобуття нак. ступеня докт. біол. наук / В. О. Іваниця. – К., 1996. – 47 с.
3. *Роль* анаэробных бактерий в экосистемах Черного моря / М. В. Иванов, Н. В. Пименов, И. И. Русанов [и др.] // Природа. – 1998. – № 6. – С. 97–102.
4. *Поликарпов Г. Г.* Экстремальная жизнь и создаваемая ею самой себе область жизни в батиали Чёрного моря / Г. Г. Поликарпов // Морський екологічний журнал. – 2012. – № 3 – С. 5–6.

5. *Рахимова Е. Л.* Экология миксобактерий юго-запада Украины / Е. Л. Рахимова, В. А. Иваница // Вісник Одеського національного університету. – 2001. – Вип. 4. – С. 247–250.
6. *Сорокин Ю. И.* Черное море. Природа, ресурсы / Ю. И. Сорокин. – М.: Наука, 1982. – 217 с.
7. *Caporaso J. G.* QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data / J. G. Caporaso, J. Kuczynski, J. Stombaugh, K. Bittinger [et al.] // Nature Methods. – 2010. – №.7. – P. 335–336.
8. *Kozich J. J.* Development of a Dual-Index Sequencing Strategy and Curation Pipeline for Analyzing Amplicon Sequence Data on the MiSeq Illumina Sequencing Platform / J. J. Kozich, S. L. Westcott, N. T. , S.K. Highlander, & P.D. Schloss // Applied and Environmental Microbiology. – 2013. – Vol. 79, № 17. – P. 5112–5120.
9. *Zaitsev Yu. P.* Recently Discovered New Biospheric Pelocontour Function in the Black Sea Reductive Bathyal Zone / Yu. P. Zaitsev, G. G. Polikarpov // J. Black Sea Mediterranean Environment. – 2008. – Vol. 14, № 3. – P. 151–165.

В.А. Иваныця, А.Е. Боброва[1], А.Н. Остапчук[3], Й.Б. Кристоффersен[2], Н.В. Коротаева[1], Г.В. Лисютин[1], Н.Н. Чабан[1], Н. Штенников[1]
[1]Одесский национальный университет имени И.И. Мечникова, Украина
[2]Институт морской биологии, биотехнологии и аквакультуры, Греческий центр морских исследований, Греция
[3]Институт микробиологии и вирусологии им. Д.К. Заболотного НАН Украины, Киев

БИОЛОГИЧЕСКОЕ РАЗНООБРАЗИЕ БАКТЕРИЙ ПОЧВ БАТИАЛИ И ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ЧЕРНОГО МОРЯ

Метагеномный анализ морской воды Одесского прибережья выявил наличие представителей 1006 оперативных таксономических единиц (ОТЕ) 8 основных отделов домена Bacteria. Установлено соотношение функциональных кластеров групп генов, что отвечают за биологические процессы, молекулярно-биологические функции и синтез клеточных компонентов. ПЦР-анализ выявил присутствие в пробах морской почвы уникальных специфических последовательностей нуклеотидов для представителей анаммоксбактерий родов *Candidatus Brocadia и Candidatus Kuenenia*, *Scalidua wagneri* и *Scalidua sorokinii*. Впервые в образцах глубоководной почвы сероводородной батиали Черного моря обнаружены аэробные микроорганизмы, характерные для поверхностных вод, в количестве до 10^4 КОЕ. По результатам анализа жирно-кислотного состава и ПЦР-анализа исследуемые штаммы отнесены к 15 видам аэробных бактерий, образующих эндоспоры.

Ключевые слова: Черное море, батиаль, планктон, микробиота, биологическое разнообразие, 16S рРНК анализ, метагеномика

V.O. Ivanytsia, O.Y. Bobrova[1], A.M. Ostapchuk[3], J.B. Kristoffersen[2], N.V. Korotaeva[1], G.V. Lisyutinг[1], M.M. Chaban[1], M. Shtennikov[1]
[1] I.I.Mechnykov Odesa National University, Ukraine
[2]Institute of Marine of Biology, Biotechnoloy and Aquaculture, Hellenic Centre for Marine Research, Greece,
[3]D.K. Zabolotny Institute of Microbiology and Virology of NAS of Ukraine, Kyiv

BIOLOGICAL DIVERSITY OF BATHYAL ZONE SOIL AND SURFACE WATER OF THE BLACK SEA

The metagenome analysis of the seawater along Odesa coast revealed the presence of 1006 operational taxonomic units (OTU) belonging to 8 main phyla of Bacteria Domain. There was established the correlation of functional gene clusters responsible for biological processes, molecular-biological activity and cellular components synthesis. The PCR analysis of marine soil samples revealed the unique specific nucleotide sequences of anammox bacteria genera *Candidatus Brocadia and Candidatus Kuenenia*, *Scalidua wagneri* and *Scalidua sorokinii*. For the first time anaerobe microorganisms typical for surface water were explored in samples of the Black Sea deepwater bathyal zone soil in amount up to 10^4 CFU. The fatty acid composition and PCR analysis showed that studied strains belong to 15 species of aerobic endospore-forming bacteria.

Keywords: Black Sea, bathyal zone, plankton, microbiota, biological diversity, 16S rRNA analysis, metagenomics

УДК 556.552 (477.74)(26.05)

Н.О. ІВАНОВА

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ВОДООБМІН ЯК ФАКТОР ФОРМУВАННЯ СУЧАСНИХ УМОВ ФУНКЦІОНУВАННЯ ЕКОСИСТЕМИ ВОДОСХОВИЩА САСИК

На підставі матеріалів моніторингу, натурних досліджень і розрахунків оцінено компоненти водного балансу, наведено коефіцієнти і періоди зовнішнього водообміну водосховища Сасик для сучасного періоду, а також проаналізовано вплив внутрішнього водообміну на розподіл деяких абіотичних показників екосистеми.

Ключові слова: водосховище Сасик, водний баланс, коефіцієнт і період зовнішнього водообміну, внутрішній водообмін

Важливим гідрологічним фактором функціонування екосистеми будь–якої водойми є його водообмін, який прийнято ділити на зовнішній та внутрішній. Зовнішній водообмін залежить перш за все від інтенсивності притоку та стоку води, тобто від співвідношення складових водного балансу. Саме водний баланс лежить в основі врахування водних мас, розчинених і зважених речовин, біогенних елементів та водних організмів у водоймі. Він же багато в чому визначає внутрішньоводоймову динаміку, яка в свою чергу є рушійною силою внутрішнього водообміну. Останній – це обмін водними масами між окремими частинами, районами чи зонами водойми під дією різних видів течій та циркуляцій, що обумовлює перерозподіл та певне вирівнювання абіотичних умов по акваторії водойми.

Для водосховища Сасик, що розташоване біля дельти Дунаю на півдні України, при дослідженні функціонування екосистеми на сучасному етапі особливо важливою є оцінка цих гідрологічних характеристик. Перш за все, через зміну зовнішнього водообміну водойми внаслідок її антропогенного перетворення на початку 80-х років XX століття при будівництві водогосподарського комплексу Дунай-Дніпро. По-друге, незважаючи на те, що облік основних складових водного балансу на сьогодні здійснюється рядом державних організацій, загальні воднобалансові розрахунки проводилися проектними установами лише в період становлення водосховища. По-третє, Сасик – це значна за розмірами (площа поверхні – 210–215 км^2, об'єм – 500 млн м^3), але мілководна (максимальна глибина – 3,2–3,6 м) водойма, де істотне значення у формуванні абіотичних умов приймає внутрішньоводоймова динаміка (вітрові течії та хвилювання) та внутрішній водообмін.

Матеріал і методи дослідження

В роботі використані дані власних експедиційних виїздів впродовж 2013-2014 рр., матеріали Одеського обласного управління водного господарства щодо експлуатації споруд Дунай-Дністровської зрошувальної системи на водосховищі Сасик за 2001-2013 рр., а також літературні та проектні джерела [1-4].

Методичною особливістю воднобалансових розрахунків є врахування екологічно значущих компонентів його прибуткової та витратної частин.

При оцінці інтенсивності зовнішнього водообміну в якості екологічно оптимальних показників найчастіше вживають коефіцієнт (K) та період (τ) водообміну.

Внутрішній водообмін та його вплив на формування абіотичних умов можна визначити аналізуючи закономірності систем течій у водоймі.

Результати досліджень та їх обговорення

При оцінці складових водного балансу та водообміну Сасика доцільно виділити два етапи: озеро–лиман (до 1978 р.) та сучасне водосховище. В свою чергу, етап існування водойми в якості водосховища можна розділити на період становлення (80-ті – початок 90-х років) та власне сучасний період.

Оцінка водного балансу лиману та водосховища в період становлення надана в роботах [1-4], тому тут коротко зупинимось на характеристиці періоду з 2001 по 2013 роки.

В сучасний період прибуткову складову водного балансу водосховища формують надходження води по каналу Дунай – Сасик – 444 млн м^3/рік, опади – 93-96 млн м^3/рік, стік річок Когильник і Сарата – 34 млн м^3/рік та ґрунтові води – 15-17 млн м^3/рік. Витратна частина поєднує самопливний скид води в море через шлюз насосної станції (434 млн м^3/рік) та випаровування (160-170 млн м^3/рік).

Порівняно з періодом становлення приплив дунайських вод по каналу та стік річок на сьогодні зменшилися. Через невідповідність якості води водогосподарським вимогам забір на зрошення з водосховища припинився. Тому на сьогодні найбільш значущими для екосистеми водойми є робота каналу Дунай – Сасик та шлюзу-водоскиду.

Аналіз внутрішньорічного розподілу деяких складових водного балансу за 2001-2013 рр. показав, що найменша кількість дунайської води надходить взимку. Вона поступово збільшується у весняний період, сягає максимуму в червні та в серпні, але різко зменшується восени (рис. 1). Стік річок вносить найбільшу частку в загальний притік взимку та на початку весни. Шлюз відкривається на скид в основному одночасно з надходженням води по каналу, але для забезпечення більш інтенсивного водообміну (наприклад, в літній період при високому рівні води у водосховищі) він може бути відкритий і за відсутності притоку дунайських вод. При цьому регулювання роботи даних гідротехнічних споруд проводиться згідно рішень Міжвідомчої комісії по Придунайським водосховищам при Державному агентстві водних ресурсів України і залежить від рівневого режиму річки Дунай та власне водосховища Сасик.

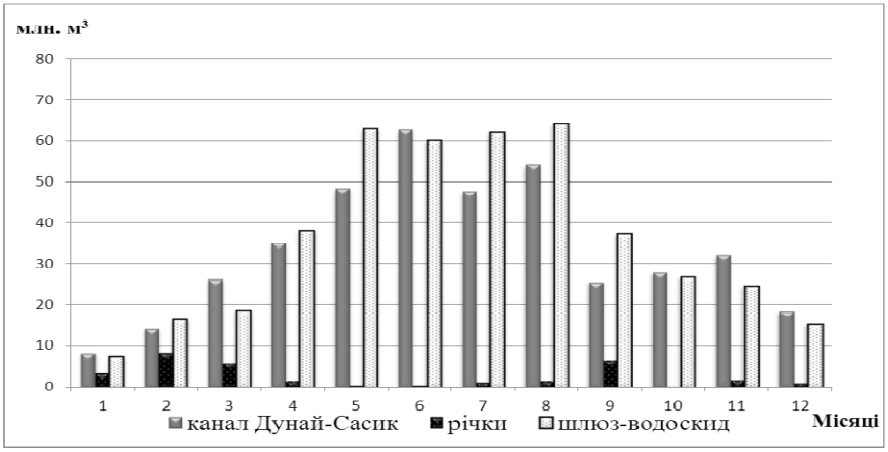


Рис. 1. Внутрішньорічний розподіл деяких складових водного балансу водосховища Сасик (2001- 2013 рр.)

На основі наведених даних щодо складових водного балансу можна скласти уявлення про характер зовнішнього водообміну водосховища. На сучасному етапі вода у водоймі оновлюється в середньому за 294 доби. При цьому середньорічний коефіцієнт водообміну становить 1,24. За останній час найменша його інтенсивність спостерігалася в 2003 та 2013 роках, що пов'язано було з малим притоком води по каналу Дунай – Сасик. Водообмін тоді склав відповідно 0,67 та 0,72 рази на рік (рис. 2). Максимально проточним водосховище було в 2008 році.

Наведенні вище значення показників характеризують водообмін як більш уповільнений, ніж в період становлення, коли коефіцієнт складав 2,24 рази за рік, а період дорівнював 163 доби [3]. Та все ж водосховище Сасик є більш проточним, ніж інші представники групи закритих лиманів. Протягом року характер зовнішнього водообміну також істотно змінюється – найбільша його інтенсивність звичайно відмічається з травня по серпень, а найменша – взимку.

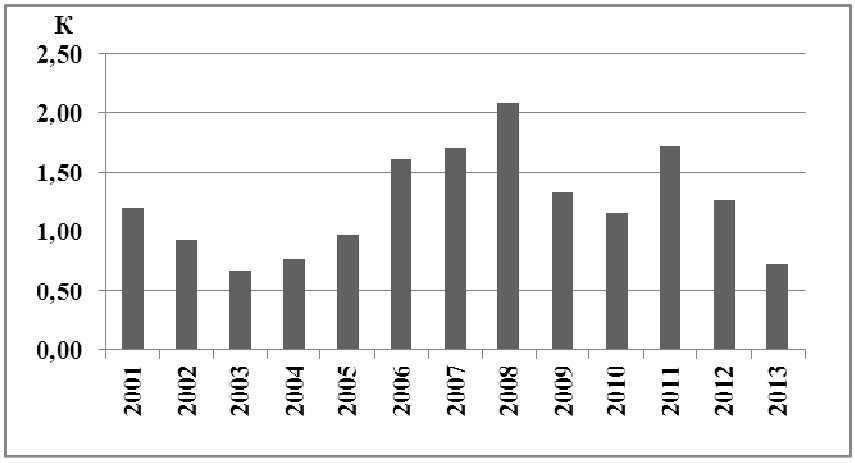


Рис. 2. Зміна коефіцієнту зовнішнього водообміну (К) водосховища Сасик з 2001 по 2013 р.

Як вже було відмічено, зовнішній водообмін впливає і на внутрішньоводоймові процеси. Це обумовлено тим, що два основних джерела різних за властивостями водних мас (канал та річки) впадають в різні райони водосховища, які виділяються за конфігурацією берегів і розподілом глибин. Північний район, що живлять річки Когильник і Сарата, менший за площею та більш мілководний, ніж південний. Межею між ними слугує звуження шириною біля 3 км, розташоване в 15–18 км від південного краю водойми [1].

Водообмін між вказаними районами має важливе значення як з точки зору формування абіотичних умов водойми, так і для можливого використання її в господарській діяльності. Протягом безльодоставного періоду за добу з південного району в північний і назад переноситься в середньому 4,43 млн. $м^3$ води. Аналізуючи матеріали розрахунків за математичною моделлю [3], можна прийти до висновку, що інтенсивність цього водообміну, за інших рівних умов, залежить від напрямку вітру. При меридіональних вітрах відбувається найбільш інтенсивний водообмін між північним і південним районами, що обумовлює активне вирівнювання по всій акваторії водойми багатьох гідрохімічних і гідробіологічних показників. При широтних вітрах водообмін між ними практично відсутній, а по акваторії формуються декілька порівняно малопотужних циркуляційних вихрів.

Вплив внутрішнього водообміну на формування умов функціонування екосистеми водосховища можна простежити за розподілом температури та прозорості води по акваторії.

Наприклад, при натурних спостереженнях в серпні 2013 року на більшій частині акваторії переважала гомотермія – різниця температур поверхневого і придонного шарів не перевищувала 0,1 градуса. Максимальна температура та незначна стратифікація спостерігалися лише в найбільш глибокій центральній частині водосховища. Така аномалія в розподілі температур пояснюється специфічним характером циркуляції вод при меридіональних вітрах (на момент зйомки – північний та північно–західний). Відмічено, що більш тепла вода концентрується в зонах поширення антициклональних циркуляцій.

За результатами зйомок найбільша різниця між значеннями прозорості води по акваторії була зафіксована влітку 2013 року при відсутності надходження дунайської води і склала 0,40 м, восени вона зменшилася до 0,25 м, а навесні – до 0,10 м. Таке вирівнювання може бути обумовлене інтенсивнішим водообміном при роботі каналу.

Слід відмітити, що діапазон коливання відтінків кольору води, який є опосередкованим показником різнорідності водних мас, був максимальним влітку 2013 року. За весь період проведення досліджень він змінювався від жовтувато–зеленого (XII номер стандартної шкали кольору) до жовтувато–коричневого (XIX).

Висновки

На основі проведених досліджень визначено, що на сучасному етапі водосховище Сасик характеризується менш інтенсивним водообміном, ніж у період становлення. Впродовж року інтенсивність змінюваності води у водоймі варіює внаслідок штучного регулювання роботи

гідротехнічних споруд. Внутрішній водообмін обумовлює вирівнювання абіотичних показників в різних районах водосховища.

1. *Биопродуктивность* и качество воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения / Т. А. Харченко, В. М. Тимченко, А. И. Иванов [и др.]; отв. ред. Л. П. Брагинский. АН УССР. Ин–т гидробиологии. – К.: Наукова думка, 1990. – 276 с.
2. *Іванова Н. О.* Водний баланс Сасика як фактор функціонування його екосистеми / Н. О. Іванова, О. О. Гуляєва // Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології: матеріали Всеукраїнської наукової конференції з міжнародною участю (20–22 травня 2014 р., Дніпропетровськ). – Дніпропетровськ: ТОВ «Акцент ПП», 2014. – С. 122–124.
3. *Тимченко В. М.* Эколого–гидрологические исследования водоемов Северо–Западного Причерноморья / В. М. Тимченко. – К.: Наукова думка, 1990. – 240 с.
4. *Шуйский Ю. Д.* Природа Причерноморских лиманов / Ю. Д. Шуйский, Г. В. Выхованец. – Одесса : Астропринт, 2011. – 275 с.

Н.А. Иванова
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ВОДООБМЕН КАК ФАКТОР ФОРМИРОВАНИЯ СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЙ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ВОДОХРАНИЛИЩА САСЫК

На основании материалов мониторинга, натурных исследований и расчетов оценены компоненты водного баланса, приведены коэффициенты и периоды внешнего водообмена водохранилища Сасык для современного периода. Проанализировано также влияние внутреннего водообмена на распределение некоторых абиотических показателей экосистемы.

Ключевые слова: водохранилище Сасык, водный баланс, коэффициент и период внешнего водообмена, внутренний водообмен

N.A. Ivanova
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

WATER EXCHANGE AS FACTOR OF FORMATION OF MODERN MODALITIES OF THE SASYK RESERVOIR ECOSYSTEMS FUNCTIONING

The components of water balance have been appreciated on a basis of monitoring, field research and calculations. The coefficient and period of water exchange of the Sasyk reservoir for modern period has been given. The influence of internal water exchange on the distribution of some abiotic indicators of the ecosystem has been analyzed.

Keywords: Sasyk reservoir, water balance, coefficient and period of water exchange, internal water exchange

УДК 551.46.09:628.5 (262.5)

Г.В. ИВАНОВИЧ

Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская 37, Одесса, 65011, Украина

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА И ХЛОРОФИЛЛА ”А” В ЗОНЕ ШТОРМОВОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ В ОДЕССКОМ РЕГИОНЕ

Изучали содержание органического вещества и хлорофилла “а” в береговых и донных отложениях в зоне штормового воздействия. Было установлено, что количество органического вещества и содержание хлорофилла “а” в песке под штормовыми выбросами больше, чем в контрольных пробах песка, свободных от штормовых выбросов. В донных отложениях, представленных илом, выявлено максимальное количество органического вещества.

Ключевые слова: штормовые выбросы, органическое вещество, хлорофилл “а”

Экосистемы морских песчаных грунтов функционируют как естественный биофильтр. Органическое вещество (ОВ) донных отложений водоемов определяет интенсивность биологических процессов, играет ведущую роль в миграции химических элементов [1, 9]. Донные отложения водоемов представляют собой сложную многокомпонентную систему. В водных экосистемах они играют роль биогеохимического барьера, через который происходит обмен вещества и энергии [3].

Фотосинтетические пигменты – природные индикаторы, они мигрируют в составе ОВ в экосистеме. Присутствие пигментов в донных отложениях отражает наличие вещества растительного происхождения, поступившего на дно водоема в результате седиментации водорослей и других компонентов взвеси, которая содержит трансформированные пигменты. Высокая информативность пигментных характеристик выявлена многими авторами [2, 7, 8].

Целью работы было выявить распределение ОВ и хлорофилла “а” в береговых и донных отложениях в зоне штормового воздействия.

Материал и методы исследований

Отбор проб проводили в Одесском регионе в апреле 2014 г. в районе мыса Большой Фонтан под штормовыми выбросами (ШВ), находящимися на расстоянии 2 и 16 м от уреза воды, а также контрольные пробы – на таком же расстоянии от уреза воды на участках, свободных от ШВ, и в октябре того же года в зоне заплеска и на глубинах 1-15 м.

Обработано 22 пробы береговых и донных отложений для определения ОВ и 18 проб для определения хлорофилла “а”.

ОВ в песке определяли методом сжигания в муфельной печи при температуре 650° С в течение 8 часов [4]. Количество ОВ выражали в г·см$^{-3}$ сухого песка.

Определение концентрации хлорофилла “а” в береговых и донных отложениях проводили спектрофотометрическим методом [6] и выражали в·мкг·г$^{-1}$.

Материалы обработаны методами математической статистики [5].

Результаты исследований и их обсуждение

В результате работы получено, что количество ОВ в песке под штормовыми выбросами на расстоянии 2 м от уреза воды в 1,6 раза превышает ОВ в контрольной пробе (0,37 и 0,23 г·см$^{-3}$ соответственно) ($P < 0,05$), а на расстоянии 16 м от уреза воды – в 1,4 раза (0,41 и 0,56 г·см$^{-3}$ соответственно) ($P < 0,05$).

Концентрация хлорофилла “а” в пробах под ШВ на расстоянии 2 м от уреза воды была выше в 1,6 раза, чем в контрольной пробе песка (0,29 и 0,18 мкг·г$^{-1}$), на расстоянии 16 м от уреза воды хлорофилл “а” обнаружен не был ни в пробах песка под ШВ, ни в контрольной пробе.

Штормовые выбросы влияют на увеличение количества ОВ и содержание хлорофилла “а” в песке под ними.

Проведен анализ проб донных отложений, представленных различным типом грунта, на глубинах до 15 м. На урезе воды и глубинах 1, 3 и 9 м грунты представлены песком с битой ракушей. С увеличением глубины в донных отложениях количество ОВ достоверно уменьшалось: от 0,68 г·см$^{-3}$ в зоне заплеска до 0,46 г·см$^{-3}$ на глубине 1 м ($P < 0,05$), на глубине 3 и 9 м соответственно 0,41 и 0,48 г·см$^{-3}$. На глубине 6 м в пробе грунта, состоящей из песка, битой ракуши с примесью ила, отмечено увеличение количества ОВ (0,82 г·см$^{-3}$), что можно объяснить изменением характера грунта, а в пробах, представленных илом, взятых с 15 м, отмечено максимальное количество ОВ (15,23 г·см$^{-3}$). В литературных источниках имеются сведения о том, что содержание ОВ зависит от типа донных отложений: максимальные значения ОВ отмечаются в илах, а минимальные – в песках [10].

Наибольшая концентрация хлорофилла “а” отмечена в пробах песка в зоне заплеска (0,16 мкг·г$^{-1}$), в пробах, отобранных с глубины 1 и 6 м, содержание пигментов значительно ниже (0,07 и 0,05 мкг·г$^{-1}$), на глубинах 3, 9 и 15 м хлорофилл “а” обнаружен не был.

Выводы

Штормовые выбросы влияют на увеличение количества ОВ и содержание хлорофилла “а” в песке под ними.

Максимальное количество ОВ в донных отложениях выявлено в пробах, представленных илом.

Автор выражает искреннюю благодарность сотруднику ГУ “Институт морской биологии НАНУ” А.П. Куракину за отбор проб.

1. *Агатова А. И.* Пространственно-временная изменчивость органического вещества в прибрежных экосистемах Кавказского шельфа Черного моря / А. И. Агатова, Н. В Аржанова, Н. М. Лапина // Океанология. – 2005. – Т.45, № 4. – С. 670–677.
2. *Анцупова Л. В.* Пигменты донных отложений северо-западной части Черного моря / Л. В. Анцупова // Экологические проблемы Черного моря. – Одесса: ОЦНТЭИ, 1999. – С. 54–57.
3. *Белкина Н. А.* Роль донных отложений в процессах трансформации органического вещества и биогенных элементов в озерных экосистемах / Н. А. Белкина // Труды Карельского научного центра РАН. – 2011. – № 4. – С. 35–41.
4. *Методы* исследования органического вещества в океане / [отв. ред. Е. А. Романкевич]. – М.: Наука, 1980. – 343 с.
5. *Плохинский Н. А.* Алгоритмы биометрии / Н. А. Плохинский. – М.: Изд-во МГУ, 1980. – 150 с.
6. *Руководство* по методам биологического анализа морской воды и донных отложений / А. В. Цыбань. – Л.: Гидрометиздат, 1980. – С. 100–105.
7. *Сигарева Л. Е.* Сравнительный анализ содержания растительных пигментов в донных отложениях Горьковского и Чебоксарского водохранилищ / Л. Е. Сигарева, Н. А. Тимофеева, В. В. Законов // Поволжский экологич. журн. – 2010. – № 3. – С. 313–322.
8. *Сиренко Л. А.* Информационное значение хлорофилльного показателя / Л.А. Сиренко // Гидробиол. журн. – 1988. – Т. 24, № 4. – С. 49–53.
9. *Толоконникова Л. И.* Содержание органического вещества в донных отложениях Азовского моря / Л. И. Толоконникова, Е. И. Студеникина // Сб. научн. тр. АзНИИРХ. – Ростов-на-Дону: АзНИИРХ. – 1998. – С. 100–103.
10. *Хрусталев Ю. П.* Основные закономерности накопления органического вещества в донных осадках Азовского моря / Ю. П. Хрусталев, З.В. Александрова, Л. И. Толоконникова // Геологич. журн. – 1989. – № 1. – С. 75–83.

Г.В. Іванович
Інститут морської біології НАН України, Одеса

РОЗПОДІЛ ОРГАНІЧНОЇ РЕЧОВИНИ ТА ХЛОРОФІЛУ “а” В ЗОНІ ШТОРМОВОГО ВПЛИВУ В ОДЕСЬКОМУ РЕГІОНІ

Вивчали вміст органічної речовини та хлорофілу “а” в берегових та донних відкладеннях в зоні штормового впливу. Встановлено, що кількість органічної речовини та вміст хлорофілу “а” у піску під штормовими викидами більше, ніж у контрольних пробах піску, які вільні від штормових викидів. В донних відкладеннях які представлені мулом виявлена максимальна кількість органічної речовини.

Ключові слова: штормові викиди, органічна речовина, хлорофіл “а”.

G.V. Ivanovich
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

HE ORGANIC MATTER AND CHLOROPHYLL “a” DISTRIBUTION ON THE ZONE OF THE STORM EMISSIONS IN THE ODESA REGION

The organic matter and chlorophyll “a” content in the coastal and the ground sediments have been studied on the zone of the storm emissions. It has been established, that the organic matter and chlorophyll “a” content in the sand under storm emissions are more, than in the control. The maximum quantity of the organic matter was revealed in the silt ground sediments.

Keywords: storm emissions, organic matter, chlorophyll “a”

УДК [556.531.4:546.77] (282.247.32)

І.І. ІГНАТЕНКО, В.П. ОСИПЕНКО, Т.В. ЄВТУХ

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

СЕЗОННА ДИНАМІКА ВМІСТУ І ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ МОЛІБДЕНУ У ВОДІ КИЇВСЬКОГО І КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩ ЗАЛЕЖНО ВІД КОМПОНЕНТНОГО СКЛАДУ РОЗЧИНЕНИХ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН

Розглянуто результати досліджень вмісту та особливостей міграції молібдену у воді Київського та Канівського водосховищ у різні пори року. Наведено також сезонну динаміку деяких гідрохімічних показників води: pH, розчиненого у воді кисню, перманганатної і дихроматної окиснюваностей (ПО і ДО), концентрації гумусових речовин (ГР), вуглеводів (В) та білковоподібних речовин (БПР). Обговорено результати розподілу молібдену серед різних фракцій розчинених органічних речовин (РОР). Встановлено, що у воді Київського і Канівського водосховищ основну роль у комплексоутворенні молібдену відіграють ГР.

Ключові слова: молібден, гумусові речовини, вуглеводи, білковоподібні речовини, комплексоутворення, сезонна динаміка, Київське і Канівське водосховища

Водозбірні території Київського і Канівського водосховищ розташовані відповідно у зоні мішаних лісів і лісостеповій зоні, що зумовлює надходження у воду органічних речовин. Їхній поверхневий стік акумулює стоки майже всіх великих приток Дніпра, включаючи води басейну р. Прип'яті з високим вмістом ГР [1]. Як відомо, у поверхневих водах за участі органічних сполук, насамперед ГР, відбувається комплексоутворення та зв'язування в комплекси іонів багатьох металів [3].

Молібден – біоелемент, що бере участь у процесах вуглеводневого і пуринового обміну, тканинного дихання тощо, тому є необхідним для живих організмів. Він входить до складу нітратредуктази і відповідає за засвоєння азоту рослинами. З іншого боку, надлишкові концентрації молібдену викликають хвороби, наприклад, "молібденову" подагру.

Дослідження розподілу молібдену серед різних компонентів РОР, міграції і трансформації його сполук у водному середовищі, особливо важливо в сезонному аспекті.

Метою цієї роботи було вивчення сезонної динаміки вмісту молібдену у воді Київського і Канівського водосховищ у взаємозв'язку з концентрацією різних класів органічних сполук – ГР, В та БПР.

Матеріал і методи досліджень

Проби води відбирали з поверхневого шару Київського і Канівського водосховищ посезонно протягом 2010 і 2012 рр. Для відокремлення завислої фракції від розчиненої використовували мембранні фільтри «Synpor» (Чехія) з діаметром пор 0,4 мкм, які потім "спалювали", додаючи концентровані HNO_3 (х.ч.) і H_2SO_4 (х.ч.). У фільтраті визначали величину pH, концентрацію розчиненого кисню, ПО, ДО та вміст молібдат-іонів згідно методик [5, 6]. Після опромінення проб води УФ-світлом вимірювали загальну концентрацію розчиненого молібдену. Хімічну природу комплексних сполук молібдену з РОР досліджували за допомогою методу іонообмінної хроматографії, як описано нами раніше [4]. Для визначення молібдену (VI) застосовували каталітичний метод [6]. Компонентний склад РОР вивчали за допомогою методу іонообмінної хроматографії [9]. В результаті одержували три фракції розчинених органічних сполук: кислотну, осно́вну і нейтральну. В кислотній групі РОР досліджували ГР, в осно́вній – БПР, а в нейтральній – В. ГР визначали спектрофотометричним методом за їхнім власним забарвленням при λ=400 нм [7], БПР – методом Фоліна-Лоурі [2], В – за допомогою антрону [8].

Результати досліджень та їх обговорення

До важливих абіотичних чинників, які впливають на розподіл у воді як органічних сполук, так і металів, належать pH водного середовища та вміст розчиненого у воді кисню. Узагальнені результати вивчення сезонної динаміки цих величин, а також показників ПО і ДО, що характеризують загальний вміст у воді розчинених органічних сполук, наведено в таблиці.

Таблиця

Сезонна динаміка деяких гідрохімічних показників у воді Київського і Канівського водосховищ у 2010 та 2012 рр.

Водні об'єкти	pH	O_2, мг/дм^3	Насичення, води киснем, %	ПО, мг О/дм^3	БО, мг О/дм^3
Київське водосховище					
зима	7,3	0,9	6,3	16,9	43,2
весна	7,2	3,7	39,3	28,8	57,6
літо	8,1	8,2	90,1	24,0	41,2
осінь	7,9	8,6	92,4	14,7	32,0
Канівське водосховище					
зима	7,9	7,5	80,0	12,8	31,7
весна	8,0	10,5	90,7	17,7	38,1
літо	8,3	5,8	66,0	30,4	56,0
осінь	8,7	8,7	78,8	16,0	35,4

Величина pH, зазвичай, була нижчою у воді Київського водосховища (7,2-8,1) порівняно з Канівським (7,9-8,7). Як зазначено вище, у верхнє Київське водосховище надходить вода з р. Прип'яті, яка характеризується нижчими величинами pH внаслідок високого вмісту ГР.

Вміст розчиненого кисню і насичення води киснем, як видно з таблиці, віддзеркалюють сезонні особливості кожного з років спостережень. Так, у воді Київського водосховища у 2010 р. концентрація O_2 змінювалася від 0,9 до 8,6 мг/дм^3. Найнижчі її значення припадали на період тривалого зимового льодоставу. Весняне водопілля також сприяло надходженню збідненої киснем і збагаченої РОР води з р. Прип'яті. Так, навесні у воді Київського водосховища насичення води киснем становило лише 39,3%, а величина pH – 7,2. Одночасно спостерігали максимальні показники ПО та ДО – відповідно 28,8 та 57,6 мг О/дм^3. Вміст кисню у воді Канівського водосховища у 2012 р. змінювався від 5,8 до 10,5 мг/дм^3. Мінімальна концентрація кисню була влітку (66,0% насичення), що можна пояснити тривалим водопіллям, пік якого припав на червень. Підвищений вміст органічних речовин у воді в цей час призводив до значних витрат кисню на процеси їхнього окиснення. У воді Канівського водосховища величини ПО та ДО свідчать про максимальний вміст РОР влітку – відповідно 30,4 та 56,0 мг О/дм^3.

Загальний вміст молібдену у воді Київського і Канівського водосховищ коливався в широких межах – 3,2-19,1 мкг/дм^3. Його міграція відбувалася переважно в розчиненому стані (75,8–92,3% $Mo_{заг}$). У складі завислих речовин частка молібдену була значно нижчою і становила 8,7-24,2 та 7,7-21,2% $Mo_{заг}$ у воді Київського та Канівського водосховищ відповідно. Вміст молібдат-іонів як однієї із розчинених форм молібдену у воді знаходився нижче межі їхнього визначення високочутливим каталітичним методом. Загальну концентрацію розчиненого молібдену можна було визначити лише після деструкції РОР, що свідчить про зв'язування молібдену з ними.

Щоб з'ясувати роль органічних сполук у зв'язуванні молібдену в комплекси, було вивчено його розподіл серед окремих груп РОР у різні пори року (рис. 1, 2).

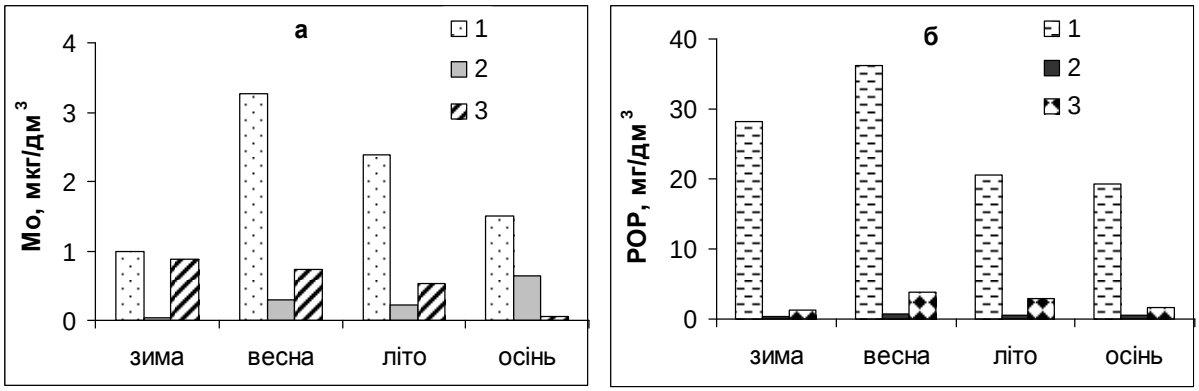


Рис. 1. Вміст молібдену у складі кислотної (1), оснóвної (2) і нейтральної (3) фракцій РОР (а), та вміст ГР (1), БПР (2) і В (3) відповідно зазначеним фракціям РОР (б) у воді Київського водосховища у 2010 р.

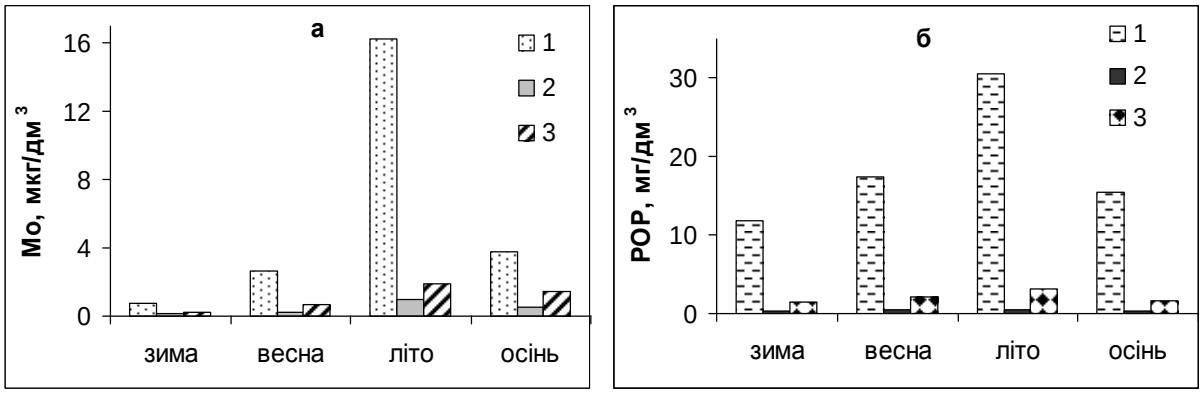


Рис. 2. Вміст *молібдену* у складі кислотної (1), оснóвної (2) та нейтральної (3) фракцій РОР (а), та вміст ГР (1), БПР (2) і В (3) відповідно зазначеним фракціям РОР (б) у воді Канівського водосховища у 2012 р.

Аналіз отриманих результатів показав, що у досліджуваних водосховищах вміст молібдену значно переважав у кислотній фракції РОР у всі пори року. У фракціях нейтральних та оснóвних сполук РОР його вміст був значно нижчим. Вилучені фракції РОР містять у своєму складі переважно ГР, В та БПР відповідно, концентрації яких у воді досліджуваних водосховищ наведено на рис. 1 б та 2 б. Максимальний вміст молібдену у воді характерний для весняно-літньої пори одночасно із зростанням концентрації ГР (див. рис. 1, 2). Якщо на Канівському водосховищі весняне водопілля у 2012 р. тривало до червня, то і підвищені концентрації молібдену та ГР були в цей час. Це підтверджує, що основна його частина надходила до досліджуваних водосховищ саме під час водопілля. В інші пори року концентрація молібдену була значно нижчою. Так, взимку вона становила 0,8–1,0 мкг/дм^3 у воді Київського та Канівського водосховищ відповідно.

Як відомо, Київське та Канівське водосховища збагачуються ГР навесні під час заливання великої частини заплавних територій і вилуговування ГР з ґрунтів. Оскільки вміст молібдену визначався у кислотній фракції РОР лише після руйнування ГР, то це свідчить про його міграцію у складі комплексних сполук з ними.

Висновки

У воді Київського і Канівського водосховищ вміст загального молібдену змінювався в широких межах – 1,9–19,1 мкг/дм^3. Молібден мігрував переважно в розчиненій формі, яка представлена комплексами з РОР. Серед них домінували сполуки молібдену з ГР, вміст яких досягав 3,3–16,2 мкг/дм^3. В сезонному аспекті концентрація комплексних сполук молібдену з ГР зростала у весняно-літню пору під час водопілля і поступово знижувалася до зимового періоду.

1. *Горєв Л. М.* Гідрохімія України / Л. М. Горєв, В. І. Пелешенко, В. К. Хільчевський. – К.: Вища школа, 1995. – 308 с.
2. *Дебейко Е. В.* Прямое фотометрическое определение растворимых белков в природных водах / Е. В. Дебейко, А. К. Рябов, Б. И. Набиванец // Гидробиол. журн. – 1973. – Т. 9, № 6. – С. 109–113.
3. *Линник П. Н.* Гумусовые вещества природных вод и их значение для водных екосистем (обзор) / П. Н. Линник, Т. А. Васильчук, Р. П. Линник // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 1 – С. 81–107.
4. *Линник П. М.* Співіснуючі форми молібдену в природних водах / П. М. Линник, І. І. Ігнатенко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К., 2006. – № 9. – С. 92–102.
5. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод. / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
6. *Основы* аналитической химии. Практическое руководство / В. И. Фадеева, Т. Н. Шеховцова, В. М. Иванов [и др.] под ред. Ю. А. Золотова. – М.: Высшая школа, 2001. – 463 с.
7. *Попович Г. М.* Сорбционное концентрирование и спектрофотометрическое определение гуминовых и фульвокислот в водах : автореф. дис. на соиск. научн. степени канд. хим. наук / Г. М. Попович. – К., 1990. – 23 с.
8. *Руководство* по химическому анализу поверхностных вод суши / под ред. А. Д. Семенова. – Л.: Гидрометеоиздат, 1977. – 542 с.
9. *Сироткина И. С.* Применение целлюлозных сорбентов и сефадексов в систематическом анализе органических веществ природных вод / И. С. Сироткина, Г. М. Варшал, Ю. Ю. Лурье, Н. П. Степанова // Журн. аналит. химии. – 1974. – Т. 29, № 8. – С. 1626–1632.

И. И. Игнатенко, В. П. Осипенко, Т. В. Евтух
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ И ОСОБЕННОСТИ МИГРАЦИИ МОЛИБДЕНА В ВОДЕ КИЕВСКОГО И КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ КОМПОНЕНТНОГО СОСТАВА РАСТВОРЕННЫХ ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ

Рассмотрены результаты исследований содержания и особенностей миграции молибдена в воде Киевского и Каневского водохранилищ в разные времена года. Представлена также сезонная динамика некоторых гидрохимических показателей воды: pH, растворенного в воде кислорода, перманганатной и бихроматной окисляемостей, концентрации гумусовых веществ, углеводов и белковоподобных веществ. Обговорены данные о распределении молибдена среди различных фракций растворенных органических веществ. Установлено, что в воде Киевского и Каневского водохранилищ основную роль в комплексообразовании молибдена играют гумусовые вещества.

Ключевые слова: молибден, гумусовые вещества, углеводы, белковоподобные вещества, комплексообразование, сезонная динамика, Киевское и Каневское водохранилищ

I.I. Ignatenko, V.P. Osypenko, T.V. Evtukh
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

SEASONAL DYNAMICS OF MOLYBDENUM CONTENT AND PECULIARITIES OF MIGRATION IN WATER OF THE KYIV AND KANIV RESERVOIRS IN DEPENDENCE ON COMPONENT COMPOSITION OF DESSOLVED ORGANIC SUBSTANCES

Peculiarities of migration of molybdenum in water of the Kyiv and Kaniv reservoirs in different seasons are considered. Seasonal dynamics of some hydrochemical indexes of water: pH, dissolved oxygen contents, chemical oxygen demand and concentrations of humus substances, carbohydrates and proteins are presented also. The data on the molybdenum distribution among different fractions of dissolved organic substances are discussed. It was found that in water of the Kyiv and Kaniv reservoirs humus substances play main role in the molybdenum complexation.

Keywords: molybdenum, humus substances, carbohydrates, proteins, complexation, seasonal dynamics, Kyiv and Kaniv reservoires

УДК 574.5 + 595.3

Т.Я. КИРИЗИЙ, Г.Б. БАБИЧ, М.В. МИРОШНИЧЕНКО
Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

ОСОБЕННОСТИ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ ЖИВОТНЫХ ПОНТО-КАСПИЙСКОГО КОМПЛЕКСА НА МЕЛКОВОДЬЯХ КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Дана экологическая оценка среды обитания водных беспозвоночных на мелководьях Киевского водохранилища. Рассматривается значимость определенных ионов для функциональной активности инвазийных видов водных беспозвоночных, натурализовавшихся в пресной воде.

Ключевые слова: факториальная экология, среда обитания, животные понто-каспийского комплекса, Киевское водохранилище, мелководья

Экологическая физиология водных животных предполагает изучение среды обитания животных, физиологические особенности которых исследуются в условиях экосистемы. Анализ влияния экологических факторов (ионный состав воды, растворенные газы, донный грунт и др.) на животных является одним из важных звеньев в исследованиях экологической физиологии водных животных. Это направление получило название факториальная экология [7].

Как известно, дрейссениды и гаммариды, как организмы широко распространенные, играют важную роль в биологической продуктивности мелководий Киевского водохранилища. Особый интерес к механизмам адаптации указанных животных представляет обстоятельство, что, будучи представителями понто-каспийского комплекса, солоноватоводными видами, они натурализовались в пресном водоеме [5].

Механизмы влияния экологических факторов среды осуществляются через биохимические процессы, происходящие в организме и влияющие на физиологическую деятельность животных [8].

Цель работы – дать экологическую оценку среды обитания и проанализировать ее особенности для натурализовавшихся в Киевском водохранилище инвазийных видов водных беспозвоночных.

Материал и методы исследований

Объектом исследований была среда обитания бентосных беспозвоночных.

Исследования проводились нами на протяжении 2011-2013 гг. в летние сезоны (июнь-июль) в урочище Толокунь – у правого берега Киевского водохранилища на песчаных отмелях.

Экологическую оценку среды обитания водных животных и измерения ее гидрофизических и гидрохимических параметров-осуществляли с помощью известных методик [2, 3].

Результаты исследований и их обсуждение

На основе полученных результатов исследований мелководной зоны Киевского водохранилища (урочище Толокунь) проведена экологическая оценка качества водной среды в периоды наблюдений за бентосными беспозвоночными (табл. 1).

По гидрофизическому показателю “взвешенные вещества” вода мелководной зоны характеризовалась классом III, категориями 4-5 (удовлетворительная); ее цветность в эти периоды была весьма высокой [3] и соответствовала категории “очень загрязненная”. В формирование гидрохимического режима на правобережных мелководьях Киевского водохранилища большой вклад вносит припятская вода, богатая окрашенными гумусовыми веществами [4].

Расчет индексов экологической оценки по категориям качества гидрохимических показателей свидетельствует, что в летний период вода мелководной зоны Киевского водохранилища относится к категории “хорошая”.

Таблица 1

Гидрохимическая характеристика и экологическая оценка качества воды мелководной зоны Киевского водохранилища в урочище Толокунь

Показатели	Дата отбора проб					
	10.06.11		10.07.12		08.07.13	
	Характеристики показателей					
	Значение	Класс, категория	Значение	Класс, категория	Значение	Класс, категория
Гидрофизические показатели						
Взвешенные вещества, мг/дм^3	–	–	25	III.4	37	III.5
Цветность, град	105	V	70	IV.6	105	V
Компоненты солевого состава						
Сухой остаток, мг/дм^3	249	I.1	229	I.1	228	I.1
Сульфаты, г/дм^3	33,7	I.1	13,9	I.1	19,1	I.1
Хлориды, мг/дм^3	31,8	II.3	32,1	II.3	54,8	II.3
Гидрохимические показатели						
Величина pH	8,02	II.3	8,32	III.4	8,25	III.4
Азот аммонийный, мгN/дм^3	0,40	III.4	<0,10	I.1	<0,10	I.1
Азот нитритный, мг N/дм^3	<0,010	II.3	<0,010	II.3	<0,010	II.3
Азот нитратный, мг N/дм^3	<0,10	I.1	<0,10	I.1	<0,10	I.1
Фосфор фосфатов, мг P/дм^3	0,121	III.5	0,080	III.4	0,113	III.5
Кислород растворенный, мг O_2/дм^3	5,63	III.5	–	–	6,54	III.4
Насыщение кислородом, %	71,8	III.4	–	–	83,00	II.3
Бихроматная окисляемость мг O/дм^3	–	–	52,1	IV.6	44,8	IV.6
Экологический индекс ($I_э$)		II.3		II.3		II.3

По величине pH и содержанию соединений неорганического азота вода характеризуется как “достаточно чистая” и “слабо загрязненная”, а по концентрации фосфора фосфатов преимущественно относится к “умеренно загрязненной” (в июле 2012 г. – “слабо загрязненная”).

Благодаря ветровому перемешиванию по степени насыщенности кислородом ее качество можно отнести к категориям “удовлетворительная” и “хорошая”. По показателю бихроматной окисляемости вода относится к категории «грязная», что, по нашему мнению, связано с ее высокой температурой (до 28 ^{0}C) и цветностью в этот период из-за влияния Припяти. Важно отметить, что, исходя из экологической оценки (по компонентам солевого состава и другим гидрохимическим показателям), от года к году не наблюдается значительных колебаний качества среды обитания животных на мелководьях Киевского водохранилища.

Анализ процентного содержания минеральных ионов (табл. 2) свидетельствует о достаточно высоком количестве ионов кальция в воде (28,4–30,4 %). Известно, что кальций в организме водных животных играет важную роль на клеточном уровне [6]. В литературе показана защитная роль кальция в снижении токсического действия избыточного количества ионов калия, аммония, цинка и др. [1, 8]. Очевидно, что достаточное количество ионов кальция в воде может благоприятствовать приспособлению животных – представителей понто-каспийской фауны к изменению минерализации и соотношения ионов в пресноводной среде.

Другим важным фактором в ионном составе среды обитания беспозвоночных животных является количественное соотношение ионов натрия и хлорид-ионов.

Таблица 2

Относительное содержание (% от суммы ммоль-экв/дм^3) некоторых ионов в воде урочища Толокунь (2011, 2012, 2013 гг.)

Главные ионы	10.06.11	10.07.12	8.07.13
Ca^{2+}	28,4	30,5	30,4
Mg^{2+}	1,6	5,7	1,0
$Ca^{2+}+Mg^{2+}$	30,0	36,2	31,4
$Na^{+} + K^{+}$	20,0	12,0	18,6
Cl^{-}	9,8	9,6	15,6
$\frac{Na^{+} + K^{+}}{Cl^{-}}$	2,0	1,2	1,2
Субстрат обитания гаммарид	заросли рдеста	промытый песок	песок и коренья

Известно, что состав гемолимфы водных животных близок к морской воде, в которую главным компонентом входит NaCl (около 84%), а калий и другие ионы составляют небольшую часть. В этом соединении натрий и хлорид содержатся в стехиометрическом количестве (1:1). То есть в литре (дм^3) воды количество ммоль-экв Na^+ должно равняться или быть близким к количеству ммоль-экв Cl^-. Таким образом, в среде обитания для солоноватоводных животных важным является не ее общая минерализация, а именно ионный состав среды. В литературе отмечено, что оптимальное функционирование клеток организма требует соответствующей концентрации именно натрия хлорида, который не может быть заменен никаким другим соединением [1].

Поскольку технически концентрацию натрия преимущественно определяют расчетно [2], на практике получают суммарное содержание (Na^++K^+). В этой сумме калий составляет маленькую часть, которой можно пренебречь. Таким образом, мы определяем соотношение суммы натрия и калия относительно хлоридов в ионном составе воды. В районах обитания гаммарид величина 1,2 – благоприятное соотношение, 2,0 – менее благоприятное для их развития (см. табл. 2).

Выводы

Расчет индексов экологической оценки по категориям качества гидрохимических компонентов показал, что в летний период вода мелководной зоны Киевского водохранилища относится к категории «хорошая».

Достаточное количество ионов кальция в воде, а также величина соотношения ионов натрия к хлорид-ионам могут свидетельствовать о благоприятных условиях для натурализации понто-каспийской фауны.

1. *Гинецинский А. Г.* Физиологические механизмы водно-солевого равновесия / Александр Григорьевич Гинецинский. – Ленинград: Изд-во Академии наук СССР. 1963. – 468 с.
2. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод // за ред В.Д. Романенко. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
3. *Олексив И. Т.* Показатели качества природных вод / И. Т. Олексив. – Львів.: Світ, 1992. – 243 с.
4. *Осадча Н. Н.* Оценка выноса растворенных органических веществ гумусовой природы со стоком р. Припять / Н. Н. Осадча, В. И. Осадчий // Наук. праці Укр НДГМІ. – 2001. – Вип. 249. – С. 161–178.
5. *Плигин Ю. В.* Многолетние изменения состава и количественного развития макрозообентоса Киевского водохранилища / Ю. В. Плигин // Гидробиол. журн. – 2008. – Т.44, №5. – С. 17–35.
6. *Романенко В. Д.* Кальций и фосфор в жизнедеятельности гидробионтов / В. Д. Романенко, О. М. Арсан, В. Д. Соломатина. – К.: Наукова думка, 1982. – 152 с.
7. *Троян П.* Факториальная экология / П. Троян. – К.: Вища школа, 1989. – 232 с.
8. *Хочачка П.* Стратегия биохимической адаптации / П. Хочачка, Дж. Сомеро. – М.: Мир, 1977. – 398 с.

Т.Я. Киризій, Г.Б. Бабич, М.В. Мірошніченко
Інститут гідробіології НАН України, Київ

ОСОБЛИВОСТІ СЕРЕДОВИЩА ПРОЖИВАННЯ ТВАРИН ПОНТО-КАСПІЙСЬКОГО КОМПЛЕКСУ НА МІЛКОВОДДЯХ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Дано екологічну оцінку середовища проживання водяних безхребетних на мілководдях Київського водосховища. Розглянуто значимість певних іонів для функціональної активності інвазійних видів водяних безхребетних, що натуралізувалися у прісній водоймі.

Ключові слова: факторіальна екологія, середовище проживання, тварини понто-каспійського комплексу, Київське водосховище, мілководдя

T. Kyryziy, G. Babych, M. Miroshnichenko
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE PECULIARITIES OF ENVIRONMENT OF PONTO-CASPIAN'S ORIGIN SPECIES IN THE SHALLOW WATER OF KYIV RESERVOIR

The environmental assessment of aquatic invertebrates habitat in shallow water of the Kiev reservoir is given. The significance of some ions for the functional activity of invasive species of aquatic invertebrates naturalized in fresh water is considered.

Keywords: factorial ecology, environment, species of Ponto-Caspian origin, Kyiv reservoir, shallow water

УДК 574. 5(477.42)

Н.А. КИРИЛЕНКО, В.П. ГЕРАСИМЮК
Одеський національний університет імені І. І. Мечникова
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65082, Україна

МІКРОФІТОБЕНТОС РІКИ ПІВДЕННИЙ БУГ

Вивчено видовий склад мікроскопічних водоростей р. Південний Буг. Знайдено і проаналізовано 121 вид водоростей, які належать до 5 відділів: *Bacillariophyta* (86), *Chlorophyta* (20), *Cyanoprocaryota* (9), *Euglenophyta* (3), *Charophyta* (3). У р. Південний Буг були присутні рідкісні для флори України види: *Navicula alineae* Lange-Bert., *Thalassiosira weissflogii* (Grunow) G. Fryxell et Hasle, *Reimeria sinuata* (Gregory) Kociolek et Stoermer.

Ключові слова: водорості, мікрофітобентос, еколого-географічний аналіз, р. Південний Буг

Південний Буг – третя за довжиною (після Дніпра та Дністра) річка в Україні, довжина якої складає 806 км [1].

Природні особливості та інтенсивна господарська діяльність у басейні Південного Бугу визначають специфічні характеристики його гідрохімічного режиму. Так, від сусідніх басейнів р. Дністра і Дніпра вода в р. Південний Буг відрізняється більш високим вмістом солей. У районі м. Вінниця середня мінералізація становить 475 мг/дм^3, сягаючи свого максимуму біля м. Первомайськ нижче гирла Синюхи – 716 мг/дм^3. Вміст нафтопродуктів біля м. Первомайськ складає 0,005 мг/дм^3, що значно менше, ніж в Дунаї або Дніпрі. Це пояснюється відсутністю регулярного судноплавства і промислових підприємств, що забруднюють р. Південний Буг [4].

Більшість досліджень водних екосистем, зокрема річок, зосереджені в основному на фітопланктоні [2]. Незважаючи на достатньо добру вивченість екосистем найбільш великих річок України, дослідження угруповань мікрофітобентосу проводили лише частково [5-7]. Таким чином, вивчення видового складу мікрофітобентосу, його кількісних характеристик і домінуючих комплексів є досить актуальною проблемою сьогодення.

Метою даної роботи було визначення сучасного стану мікрофітобентосу р. Південний Буг.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для дослідження слугували проби, які були зібрані в прибережній зоні нижньої течії р. Південний Буг з 2009 по 2014 рік на трьох станціях (рис. 1). Мікроскопічні водорості досліджували в обростаннях макрофітів (*Cladophora glomerata* (L.) Kütz., *Spirogyra parvula* (Trans.) Czurda, *Ceratophyllum demersum* L., *Nuphar lutea* L., *Ulothrix implexa* (Kütz.) Kütz.), на кам'янистому, піщаному та мулистому субстратах, а також на поверхні ракуші. Всього було зібрано і оброблено 86 проб і виготовлено 80 постійних препаратів. Збір, обробку матеріалу та виготовлення постійних препаратів здійснювали за загальноприйнятими методиками. Видовий склад водоростей визначали за допомогою світлових мікроскопів "XSP-104" (Росія), "PZO" (Польща) і "Ergaval" (Німеччина) за збільшеннями х160, х400 і х1000.

Визначення мікроскопічних водоростей проводили за європейськими та українськими визначниками [3, 8, 9].



Рис. 1. Картосхема р. Південний Буг: ■– місця відбору проб

Результати досліджень та їх обговорення

У мікрофітобентосі нижньої течії р. Південний Буг нами було виявлено та визначено 121 вид водоростей, які належать до 61 роду, 34 родин, 20 порядків, 6 класів і 5 відділів (табл. 1).

Таблиця 1

Таксономічний спектр водоростей р. Південний Буг

Відділи	Класи	Порядки	Родини	Роди	Види
Cyanoprocaryota	1	4	5	6	9
Euglenophyta	1	1	1	2	3
Bacillariophyta	2	12	20	35	86
Chlorophyta	1	2	6	16	20
Charophyta	1	1	2	2	3
Всього	6	20	34	61	121

За кількістю видів переважали діатомові (86 видів або 71,07 %). Всі інші відділи були представлені значно меншою кількістю представників і відігравали незначну роль у загальному складі мікрофітобентосу. Так, зелені водорості нараховували 20 видів (16,52 %), синьо-зелені – 9 видів (7,43 %), евгленові та харові – по 3 види (по 2,47 % відповідно). Представники деяких відділів представлені на рис. 2.

За місцем зростання водорості переважно були представлені бентосними формами (45 видів) та тими, що входять до складу обростань (44 види). Планктонні форми зустрічалися рідше (33 види).

Екологічні та біоіндикаційні особливості бентосних водоростей даної водойми були досліджені у зв'язку з солоністю, pH середовища та органічним забрудненням.

Мікрофітобентос представляв собою угруповання як прісноводних, так і солонуватоводних видів, але в цілому в мікрофітобентосі ріки переважали прісноводні форми. До цієї групи відносилися галофіли (31 вид або 25,40 %) та індиференти (69 видів або 56,55 %).

Мезогалоби значно поступалися олігогалобам та складали 11 видів (9,01 %). Полігалоби представлені лише 6 видами. Форми з невідомим відношенням до солоності води склали лише 5 видів.

За відношенням до pH середовища домінувала група алкаліфілів (69 видів або 56,55 %). До індиферентів відносилися 37 видів (30,33 %). На долю ацидофілів припадає 3 види.Форми з невідомим оптимумом pH середовища склали 13 видів.

Виявлено значну кількість видів (68,03 %), які є показниками забруднення води. По-перше, це β – мезосапроби, які нараховували 41 вид або 33,60 %. α – мезосапроби склали 17 видів, α–β - мезосапроби – 2 види, β–α - мезосапроби – 3 види, олігосапроби – 10 видів, оліго–β - мезосапроби – 2 види, полісапроби – 6 видів, полі–α - мезосапроби – 1 вид, ксено-олігомезасапроби – 1 вид. Група з невідомим значенням сапробності склала 39 видів. Більшість із виявлених водоростей свідчать про забруднення дослідженої ділянки ріки Південний Буг помірним вмістом органічних речовин.

Серед представників мікрофітобентосу присутні рідкісні для флори України види: *Navicula alineae* Lange-Bert., *Thalassiosira weissflogii* (Grunow) G. Fryxell et Hasle, *Reimeria sinuata* (Gregory) Kociolek et Stoermer.

З урахуванням географічного аспекту, у нижній течії р. Південний Буг домінують космополіти (71 вид або 58,19 %). Останнім поступається група бореальних видів (47 видів або 38,52 %). Значний процент видів – космополітів можна пояснити високою адаптивністю до умов навколишнього середовища.

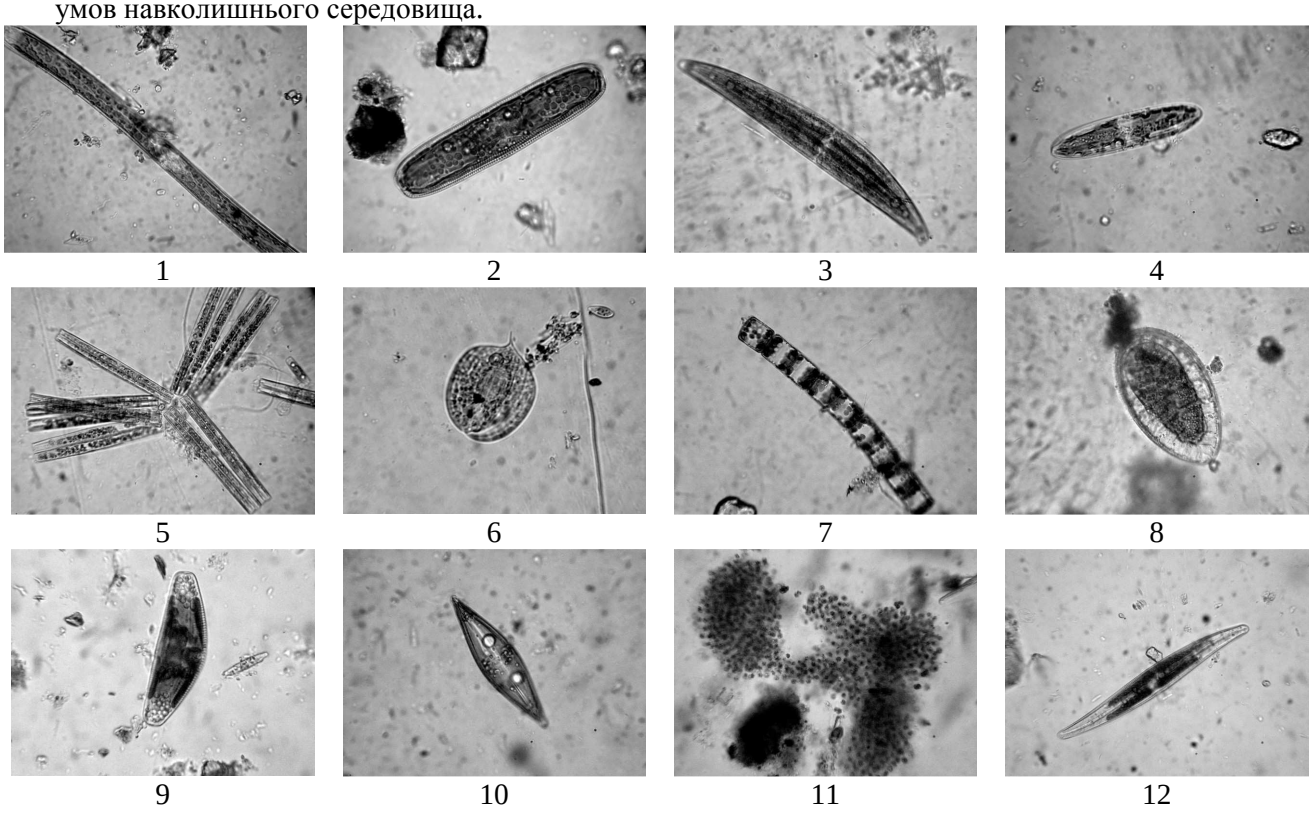


Рис. 2. Водорості р. Південний Буг

1 – *Nitzschia sigma* (Kütz.) W. Sm., стулка; 2 – *Pinnularia viridis* (Nitzsch) Ehrenb., панцир; 3 – *Closterium sp*., клітина; 4 – *Tryblionella gracilis* W. Sm., панцир; 5 – *Tabularia tabulata* (C. Agardh) Snoeijs, віялоподібна колонія; 6 – *Phacus caudatus* Hübner, клітина; 7 – *Melosira varians* C. Agardh, нитчаста колонія; 8 – *Surirella ovalis* Breb., окрема клітина; 9 – *Cymbella helvetica* Kütz., стулка; 10 – *Craticula cuspidata* (Kütz.) D. G. Mann.; 11 – *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., пальмелоїдна колонія; 12 – *Pleurosigma elongatum* W. Sm., стулка.

Висновки

1. У мікрофітобентосі нижньої течії р. Південний Буг виявлено 121 вид водоростей, які відносяться до 61 роду, 34 родин, 20 порядків, 6 класів і 5 відділів.
2. За видовим складом переважають діатомові (86 видів) та зелені (20 видів) водорості.
3. У відповідності до мінералізації води видовий склад мікрофітобентосу р. Південний Буг є прісноводно – солонуватоводним (олігогалоби – 100 видів, мезогалоби – 11 видів, полігалоби – 6 видів).

1. *Атлас* світу. – К.: Картографія, 2004. – 140 с.
2. *Белоус Е. П.* Таксономическая структура фитопланктона верхнего участка реки Южный Буг (Украина) / Е. П. Белоус // Альгология. – 2012. – Т. 22, № 4. – С. 393–401.
3. *Визначник* прісноводних водоростей України. – К.: Наукова думка, 1938. – 1993. – Т. 1–12.
4. *Водные* ресурсы и качество речных вод бассейна Южного Буга / Под ред. В. К. Хильчевского. – К.: Ника-центр, 2009. – 184 с.
5. *Герасимюк В. П. Bacillariophyta* бентоса нижнего течения р. Южный Буг (Украина) / В. П. Герасимюк, Н. А. Кириленко // Альгология. – 2006. – Т. 16, № 3. – С. 312–324.
6. *Давидов О. А.* Микрофитобентос низовья Южного Буга / О. А. Давидов // Гидробиол. журн. – 1997. – Т. 33, № 5. – С. 27–37.
7. *Таращук О. С.* Диатомовые водоросли (*Bacillariophyta*) нижнего течения реки Южный Буг (Украина) / О. С. Таращук // Альгология. – 2004. – Т. 14, № 3. – С. 309–324.
8. *Algae* of Ukraine: Diversity, Nomenclature, Taxonomy, Ecology and Geography. – Vol. 1. *Cyanoprocaryota*, *Euglenophyta*, *Chrysophyta*, *Xanthophyta*, *Raphidophyta*, *Dinophyta*, *Cryptophyta*, *Glaucocystophora* and *Rhodophyta*, 2006. – 713 p; Vol. 2. *Bacillariophyta*, 2009. – 413 p; Vol. 3. *Chlorophyta*, 2011. – 513 p.
9. *Krammer K.* Bacillariophyceae. Susswasserflora Von Mitteleuropa / K. Krammer, H. Lange-Bertalot. – 1991. – Bd. 2. – 1. *Naviculaceae*. – 1986: 876 s.; 2. *Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae*. – 1988: 536 s., 3. *Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae*. – 1991: 576 s.; 4. *Achnanhaceae*. – 1991. – 437 s.

Н.А. Кириленко, В.П. Герасимюк
Одеський национальный университет имени И. И. Мечникова, Украина

МИКРОФИТОБЕНТОС РЕКИ ЮЖНЫЙ БУГ

Изучен видовой состав микроскопических водорослей р. Южный Буг. Найдено и проанализировано 121 вид водорослей, которые принадлежат к 5 отделам: *Bacillariophyta* (86 видов), *Chlorophyta* (20), *Cyanoprocaryota* (9), *Euglenophyta* (3), *Charophyta* (3). В р. Южный Буг присутствуют редкие для флоры Украины виды: *Navicula alineae* Lange-Bert., *Thalassiosira weissflogii* (Grunow) G. Fryxell et Hasle, *Reimeria sinuata* (Gregory) Kociolek et Stoermer.

Ключевые слова: водоросли, микрофитобентос, эколого-географический анализ, р. Южный Буг

N. A. Kirilenko, B. P Gerasimiuk
I.I.Mechnykov Odesa National University, Ukraine

MICROPHYTOBENTOS OF THE RIVER SOUTHERN BUG

The species composition of microscopic benthic algae of the river Southern Bug was studied. There were found 121 species of algae, belonging to *Bacillariophyta* (86 species), *Chlorophyta* (20), *Cyanoprocaryota* (9), *Euglenophyta* (3), *Charophyta* (3). In the Southern Bug river there are rare species of the flora of Ukraine: *Navicula alineae* Lange-Bert., *Thalassiosira weissflogii* (Grunow) G. Fryxell et Hasle, *Reimeria sinuata* (Gregory) Kociolek et Stoermer.

Keywords: algae, microphytobenthos, ecological and geographycal analysis, river Southern Bug

УДК: 597.551.2: 556.53(285.3)

О.П. КИРИЛЮК, Е.А. ГУПАЛО, О.В. МАНТУРОВА

Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

БИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПЛОТВЫ УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ р. ВИТА

Представлены данные о размерно-весовых, возрастных и морфологических показателях, плодовитости и питании плотвы устьевой области р. Вита. Показано, что исследованная популяция плотвы представлена двумя морфоэкологическими группами, которые различаются темпами роста, местами нагула и размножения, а по своим показателям популяция плотвы р. Вита занимает промежуточное положение между плотвой из водохранилищ и речной.

Ключевые слова: плотва, биологическая характеристика, устьевая область, река Вита

Плотва *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) является распространённым и многочисленным видом, биологические и морфологические характеристики которой достаточно хорошо изучены, особенно в днепровских водохранилищах [2, 9]. Изучению популяционных характеристик этого вида в малых реках, в частности в р. Вита, уделяется недостаточно внимания. В то же время ее устьевая область в недалеком прошлом имела большое значение в размножении и расселении многих ценных видов рыб на среднем Днепре – осетра, севрюги, стерляди, марены, вырезуба, сельди и др., которые исчезли вследствие строительства плотин и образования крупных водохранилищ [1]. По настоящее время эта территория остается важным местом обитания, нереста и нагула для многих видов рыб.

Река Вита является правым притоком Днепра и впадает в верховье Каневского водохранилища. Её устьевая область, представляющая собой систему проток, затонов, плесов и озёр, расположена в пойме Днепра и находится под влиянием колебаний уровня Днепра, связанных с работой Киевской и Каневской ГЭС.

Цель работы – изучить биологическую характеристику плотвы устьевой области р. Вита и ее морфоэкологические особенности.

Материал и методы исследований

Для исследования биологической характеристики плотвы использовали материал, собранный в 2006-2012 и 2014 гг. Отлов рыб осуществляли ставными сетями с шагом ячеи 25–50 мм, мальковой волокушей, а также всплывающими ловушками и рамчатыми сетями с шагом ячеи 10–20 мм.

Ихтиологический материал собирали и обрабатывали по общепринятым методикам [7, 10]. Статистическую обработку материала проводили, используя пакет программ MicroSoft Excel. Морфологическую изменчивость определяли по коэффициенту Стьюдента (t) при уровне достоверности 95% ($P < 0,05$) [5].

Результаты исследований и их обсуждение

Общебиологический анализ плотвы в период наших исследований в устьевой области р. Вита показал следующее: размеры выловленных особей колебались от 7,5 до 22,5 см, а масса тела – от 5,9 до 189,0 г. Самцы имели длину 10,0-15,3 см, преимущественно 12,6–13,7 см, а самки – 11,0–22,5 см, преимущественно 13,5–17,2 см. Крайне редко встречалась плотва длиной более 20,0 см. Основу уловов составляли размерные группы 12,0–15,0 см.

Возрастная структура плотвы была представлена восемью возрастными группами от 1 года до 8 лет. Чаще всего встречалась плотва в возрасте 3–5 лет.

Плотва в устьевой области р, Вита растет медленно и неравномерно В среднем самцы и самки плотвы на первом году жизни достигают 7,5 см при длине тела 5,9 г. В последующие годы средние показатели длины и массы тела плотвы были следующими: на втором – 9,8 см и 15,8 г, на третьем – 11,5 см и 28,9 г, на четвёртом – 13,2 см и 44,3 г, на пятом – 15,6 см и 83,5 г, на шестом – 15,5 см и 81,3 г, на седьмом – 17,2 см и 114,5 г, на восьмом – 20,5 см и 163,5 г.

В каждой возрастной группе наблюдали значительный разброс линейных и весовых показателей. Подобные колебания характерны для карповых рыб, вполне очевидно, что особи, имеющие крайние значения показателей длины и массы тела, различаются темпами роста, определяемыми условиями окружающей среды и характером питания [6]. Анализ показал, что представленная в выборках чешуя различалась по характеру расположения годовых колец. У большей части пойманных рыб годовые кольца были расположены вплотную друг к другу, часто с дополнительными включениями, а у крупных они были четкими, хорошо различаемыми, с более широкими расстояниями между кольцами. Известно, что рыбы, имеющие разный характер расположения годовых колец, различаются образом жизни, условиями питания и местами в биотопах [9].

Сравнительный анализ линейного и весового роста плотвы разных водоемов и водотоков показал, что темп роста плотвы устьевой области р. Вита ближе к темпу роста речной плотвы верхнего Днепра и р. Припять [4], но значительно ниже, чем у плотвы днепровских водохранилищ [3].

Индивидуальная абсолютная плодовитость плотвы длиной 13–22 см составила в среднем 10,3 (3,7–27,7) тыс. икринок. В 1 г икры было в среднем 676 (582–761) икринок. Для более удобного сопоставления наших данных с литературными данными был разбит размерный ряд на классы. Таким образом, индивидуальная абсолютная плодовитость плотвы в размерном классе 13,1–15,0 см составила в среднем 4,9 (4,8–4,9) тыс. икринок. При длине тела 15,1–17,0 см самки плотвы имели 7,9 (3,7–11,8) тыс. икринок, при 17,1–19,0 см – 11,6 (8,0–14,9) тыс. икринок, а при 19,1–21,0 см – 17,4 (15,8–20,5) тыс. икринок. У самки длиной 22,0 см в яствыках было 27,7 тыс. икринок. По характеристикам индивидуальная абсолютная плодовитость плотвы устьевой области р. Вита близка к плодовитости плотвы верхнего Днепра до его зарегулирования [8].

Морфометрический анализ проводили на плотве пятилетнего возраста. В эту возрастную группу входили особи с разной длинной и массой тела. Мелкие экземпляры характеризовались следующими средними линейно-весовыми показателями: длина тела ($l_{ср}$) – 14,4 см, масса тела – 53,1 г, высоты тела ($H_{ср}$) – 4,4 см, толщины тела ($iH_{ср}$) – 1,9 см, длина головы ($lc_{ср}$) – 3,5 см. Крупные экземпляры плотвы имели следующие средние показатели: длина тела – 17,1 см, масса тела – 122,4 г, высота тела – 5,4 см, толщина тела – 2,3 см, длина головы – 3,9 см.

Сопоставление морфологических признаков мелкой и крупной плотвы показал, что выборки различались между собой по семи признакам из 40 проанализованых. По меристическим признакам различий обнаружено не было, а по пластическим различия были по длине тела (*l*), пектро-вентральному расстоянию (*PV*), диаметру глаза (*do*), высоте головы через средину глаза (*hc*), высоте спинного плавника (*hD*), длине брюшного плавника (*lV*) и длине головы (*lc*).

Крупные экземпляры плотвы имели большие значения длины тела (*l*), пектро-вентрального расстояния (*PV*), диаметра глаза (*do*), высоты головы через средину глаза (*hc*) и меньшие значения высоты спинного плавника (*hD*), длины брюшного плавника (*lV*), длина головы (*lc*), чем у мелкой плотвы.

Подобные различия не настолько велики, чтобы отнести эти группы к разным популяциям. Поэтому на объединенной выборке можно проверить, насколько плотва р. Вита ближе к плотве из Каневского водохранилища или к плотве из верхнего участка р. Днепр.

Разница между выборками плотвы устьевой области р. Вита и Каневского водохранилища по меристическим признакам была только в количестве разветвлённых лучей брюшного плавника. Среди пластических признаков наименьшая высота тела (*h*), постдорсальное расстояние (*pD*), высота анального плавника (*hA*), нижняя лопасть хвостового плавника (lC_2) и высота головы около затылка (hc_1) у плотвы устьевой области р. Виты были меньше, а высота спинного плавника и длина головы больше, чем у плотвы Каневского водохранилища.

При сравнении выборок плотвы устьевой области р. Вита и верхнего Днепра [4] различий по меристическим признакам обнаружено не было. Различия по пластическим признакам были следующими: плотва устьевой области р. Вита отличалась от плотвы верхнего Днепра

большими значениями длины тела, наибольшей высоты тела, посторбитального расстояния (*po*) и меньшими значениями наибольшей толщины тела, высоты анального плавника, длины брюшного плавника, длины рыла (*lr*), диаметра глаза (*do*).

В спектре питания особей всех возрастных групп значительную часть (15–100%) составлял растительный материал – высшие водные растения и водоросли, в частности эпифитные. Доля последних была значительно больше в ранневесенний и осенний периоды, когда в желудках регистрировали до 50 видов водорослей, преимущественно диатомовых. Кроме того, в желудочно-кишечных трактах плотвы часто встречались личинки Coleoptera, Hemiptera, Chironomidae, мелкие Gastropoda (преимущественно *Viviparus*) и практически не встречалась дрейссена – обычный объект питания плотвы. Следует отметить, что осенью у большинства особей в желудках было обнаружено заметное количества статобластов Bryozoa.

Выводы

Плотва устьевой области р. Вита за период наших исследований имела длину от 7,5 до 22,5 см и массу тела от 5,94 до 189,0 г, возраст от 1+ до 8+ лет. Средняя индивидуальная абсолютная плодовитость составила 10,3 (3,7–27,7) тыс. икринок.

Морфобиологические признаки указывают на то, что плотва устьевой области р. Вита образует самостоятельную популяцию, в которой наблюдаются группы медленно- и быстрорастущих особей, различающиеся темпами роста.

Сезонные различия в питании плотвы были выражены ярче, чем между возрастными группами.

По своим биологическим характеристикам популяция плотвы устьевой области р. Вита занимает промежуточное положение между плотвой из водохранилищ и речной.

1. *Вестник* рыбопромышленности. Орган Императорского Российского общества рыбоводства и рыболовства / О. А. Гримм. – С.-Пб, 1898. – Т. 13. – С. 187–197.
2. *Вятчанина Л. И.* Биологические особенности и рыбохозяйственное значение плотвы Кременчугского водохранилища : автореф. дис. на соиск. научной степени канд. биол. наук. – Кишинев, 1970. – 28 с.
3. *Демченко М. Ф.* Рыбохозяйственное освоение Кременчугского водохранилища: Обзорная информация НИТЭИРХ / М. Ф. Демченко, Л. И. Вятчанина, В. М. Ерко. – М., 1986. – Вып. 2. – 75 с.
4. *Жуков П. И.* Рыбы Белоруссии / И. П. Жуков. – Минск: Наука и техника, 1965. – 414 с.
5. *Лакин Г.Ф.* Биометрия: Учеб. Пособие / Г. Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1990. – 352 с.
6. *Элементарные* популяции рыб / Н. В. Лебедев – М.: Пищ. пром-сть, 1967. – С. 40.
7. *Правдин И. Ф.* Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных) / И. Ф. Правдин. – М: Пищ. пром-сть, 1966. – 376 с.
8. *Тарнавский Н. П.* Ихтиофауна Днепра в зоне Киевского водохранилища / Н. П. Тарнавский // Рыб. хоз-во. – 1965. – Вып. 2. – С. 48–55.
9. *Чугунова Н. И.* Рост и созревание воблы Северного Каспия в зависимости от условий откорма / Н. И. Чугунова // Труды ВНИРО. – 1951. – № 8. – С. 153–170.
10. *Чугунова Н.И.* Руководство по изучению возраста и роста рыб (методическое пособие по ихтиологии) / Н.И.Чугунова. – М.: АН СССР, 1959. – 163 с.

О.П. Кирилюк, О.О. Гупало, О.В. Мантурова
Інститут гідробіології НАН України, Київ

БІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПЛІТКИ ГИРЛОВОЇ ОБЛАСТІ р. ВІТИ

Наведено дані щодо розмірно-вагових, вікових та морфологічних показників, плодючості та живлення плітки гирлової ділянки р. Віти. Показано, що досліджена популяція представлена двома морфо-екологічними групами, які відрізняються між собою темпами росту, місцями нагулу і розмноження, а за своїми ознаками плітка з гирлової ділянки р. Віти займає проміжне положення між пліткою з водосховищ і річковою.

Ключові слова: плітка, біологічна характеристика, гирлова область, р. Віта

O.P. Kyryliuk, O.O. Gupalo, O.V. Manturova
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

BIOLOGICAL CHARACTERISTIC OF ROACH OF THE MOUTH AREA OF THE VITA RIVER

Paper deals with data regarding size-mass, age and morphological characteristics, fertility and feeding of roach in the mouth area of the Vita River. Considered population was shown to comprise two morpho-ecological groups, which differ by growth rate, fattening and spawning areas. Roach of the mouth area of the Vita River is intermediate between roach from the reservoir and riverine.

Keywords: roach, biological characteristics, mouth area, the Vita River

УДК 582.263 : 547.917 (58.036 : 581.143.28)

Н.И. КИРПЕНКО, Т.О. МУСИЙ, О.М. УСЕНКО
Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

СОДЕРЖАНИЕ УГЛЕВОДОВ В БИОМАССЕ ЗЕЛЕНЫХ ВОДОРОСЛЕЙ ПРИ РАЗНОЙ ДЛИТЕЛЬНОСТИ И ТЕМПЕРАТУРЕ ВЫРАЩИВАНИЯ

Изучена динамика содержания углеводов в клетках зеленых водорослей в зависимости от возраста культур и температуры выращивания. Установлено, что прямая зависимость от этих факторов наблюдается только в период активного роста водорослей и в ограниченном диапазоне температур.

Ключевые слова: зеленые водоросли, углеводы, длительность и температура выращивания

Одним из приоритетных направлений альгофизиологии является выяснение закономерностей формирования биохимического состава водорослей, в частности, насколько стабилен уровень накопления тех или иных веществ и насколько он подвержен внешним воздействиям. В связи с этим проведено сравнение динамики изменения количества углеводов в клетках зеленых водорослей в процессе их выращивания в различных температурных условиях.

Материал и методы исследований

Культуры 10-ти видов зеленых водорослей выращивали на среде Фитцджеральда в модификации Цендера и Горхема при освещенности 2,5 клк и с чередованием светового и темнового периодов 16:8. Биомассу культур отфильтровывали от культуральной среды и определяли в ней содержание сухого вещества, а также общее количество углеводов гравиметрическим методом после экстракции 75%-ным водным раствором этанола [1].

Результаты исследований и их обсуждение

Зеленые водоросли содержат в среднем 15–25% углеводов, хотя у *D. brasiliensis* и *A. obliquus* иногда фиксировали лишь 8–9% этих веществ, а у *D. subspicatus*, *S. gracile* и *M. contortum* их количество могло достигать 35–38%. У некоторых видов количество углеводных компонентов в процессе выращивания характеризуется невысокой амплитудой колебаний (например, 13,0–19,0% у *T. caudatum*), тогда как у других оно может различаться в 2–3 раза. Так, в биомассе *D. brasiliensis* в среднем находится 16,8% углеводов при колебаниях от 8,5 до 25,6% (табл.).

В связи с большим разбросом данных, в первую очередь представляет интерес выяснение зависимости содержания этих веществ от длительности выращивания водорослей.

Таблиця

Относительное содержание углеводов (%) в клетках зеленых водорослей в процессе роста их культур

Виды водорослей	Содержание углеводов*	Виды Водорослей	Содержание углеводов
Acutodesmus dimorphus	12,8–28,2 19,1	*Desmodesmus subspicatus*	13,1–34,4 20,6
Acutodesmus obliquus	9,1–25,4 16,1	*Monoraphidium contortum*	16,0–38,0 23,9
Desmodesmus communis	13,7–30,0 20,5	*Scenedesmus Obtusus*	14,0–23,4 18,7
Desmodesmus brasiliensis	8,5–25,6 16,8	*Selenastrum gracile*	17,3–34,9 25,6
Desmodesmus opoliensis	14,0–17,5 15,3	*Tetraedron caudatum*	13,0–19,0 15,5

Примечание.* В числителе – пределы накопления, в знаменателе – средние величины.

Считается [2], что содержание углеводных компонентов повышается с увеличением возраста культур. В то же время экспериментальные результаты свидетельствуют, что для разных видов степень зависимости накопления углеводов от длительности выращивания заметно отличается. Так, если старая культура *D. brasiliensis* содержит значительно больше углеводов, чем молодая (рис. 1*А*), то для *Sc. obtusus* эта разница менее существенна (рис. 1*Б*), а в биомассе *S. gracile* количество углеводов, хотя и выше по абсолютным значениям, но мало изменяется в зависимости от длительности культивирования (рис. *1В*).

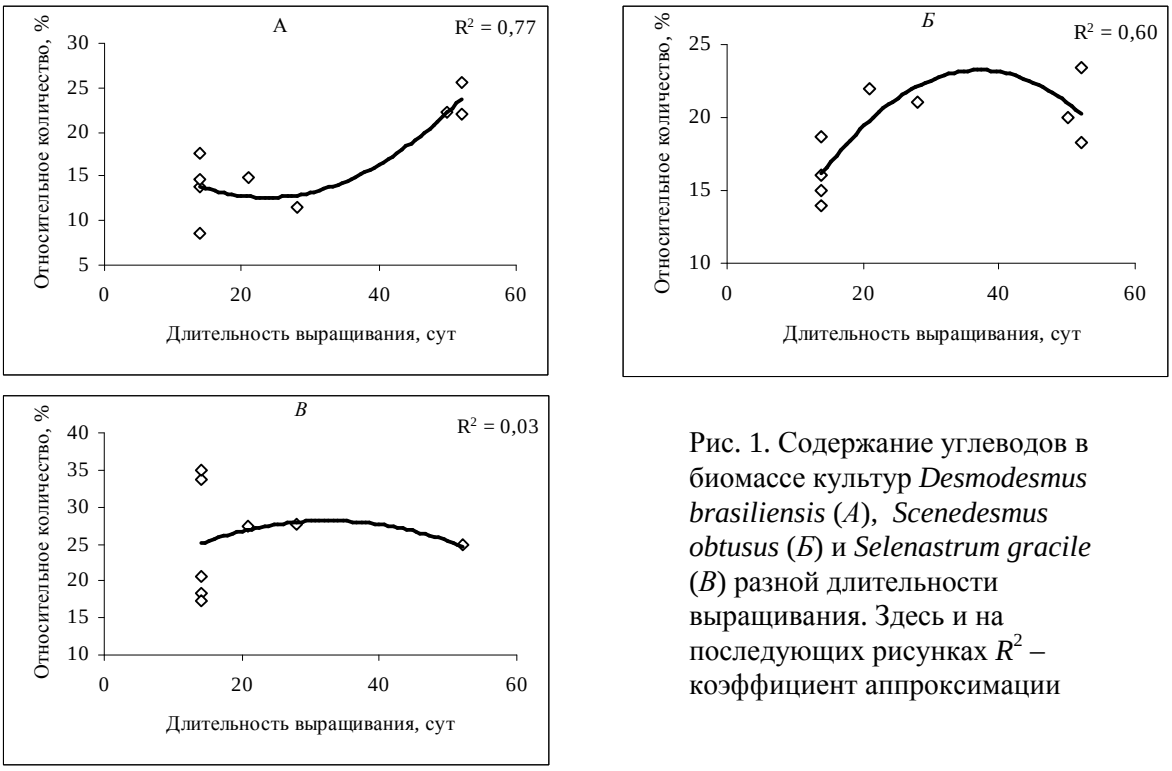


Рис. 1. Содержание углеводов в биомассе культур *Desmodesmus brasiliensis* (*А*), *Scenedesmus obtusus* (*Б*) и *Selenastrum gracile* (*В*) разной длительности выращивания. Здесь и на последующих рисунках R^2 – коэффициент аппроксимации

В клетках многих видов содержание углеводов возрастает лишь до определенного предела, после чего начинает снижаться. Например, в биомассе *A. obliquus* максимум углеводов фиксировался на 44 сутки (рис. 2*А*), а в ряде других культур в более короткие сроки – на 21-28 сутки (рис. 2*Б*).

Иногда в клетках старых культур количество углеводов падает даже существенно ниже начального уровня, что создает иллюзию отрицательной зависимости от возраста. Например, у *T. caudatum* до 28 суток количество углеводов росло параллельно с увеличением возраста культуры (r = 0,67), а на поздней стационарной стадии уменьшилось на 15–20% по сравнению с более ранними фазами роста (рис. 3).

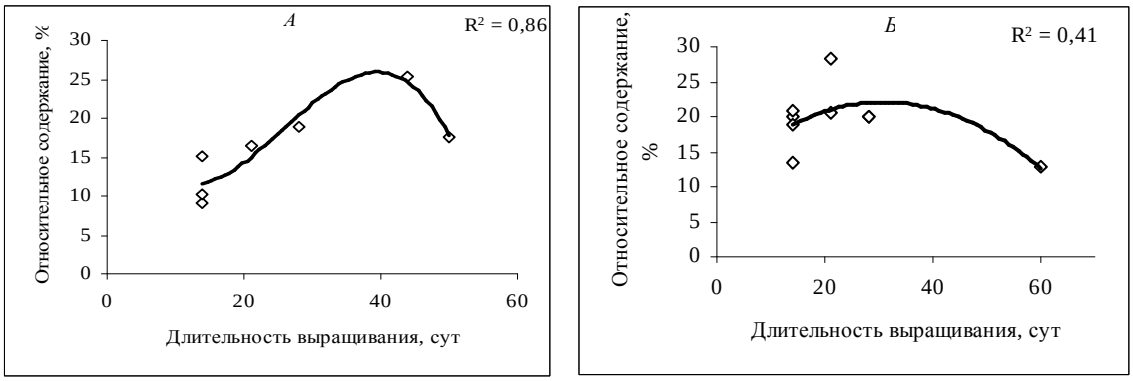


Рис. 2. Содержание углеводов в биомассе культур *Acutodesmus obliquus* (*А*) *Acutodesmus dimorphus* (*Б*) разной длительности выращивания

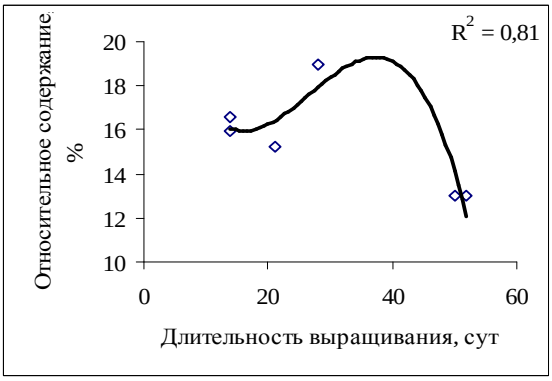


Рис. 3. Содержание углеводов в биомассе культуры *Tetraedron caudatum* при разной длительности выращивания

Таким образом, для зеленых водорослей в целом характерна тенденция возрастания содержания углеводов с увеличением возраста культур, однако динамика изменений этого показателя отличается видовыми особенностями, причем различия могут наблюдаться даже для видов одного рода (см. рис. 2). У одних культур максимум углеводов обнаруживается гораздо раньше, чем у других, а для ряда видов водорослей изменения содержания этих компонентов в разные периоды культивирования носят разнонаправленный характер.

Такая же неоднозначность обнаружена и при анализе зависимости накопления углеводов от температуры выращивания культур. Для одних видов можно говорить о более высокой степени корреляции, а для других зависимость выражена слабее (для *D. brasiliensis* и *Sc. obtusus* r = 0,73 и r = 0,60, соответственно) (рис. 4*А*,*Б*). У некоторых видов зависимость от температуры не прослеживается или даже намечается тенденция отрицательной связи (рис. 4*В*, *Г*).

Очевидно, высокая вариабельность результатов обусловлена экологическими характеристиками водорослей, в частности, скоростью их роста и отношением к температуре. Например, из изученных 10-ти видов только у *D. brasiliensis* и в несколько меньшей мере у *Sc. obtusus* обнаружилась высокая положительная зависимость количества углеводов от возраста и температуры выращивания – коэффициенты корреляции соответственно составляли 0,82 и 0,73; 0,58 и 0,60. Микроскопический контроль свидетельствует, что эти культуры способны активно расти довольно длительное время (численность клеток продолжала увеличиваться до 50 суток). Кроме того, эти виды являются термофильными: оптимальная

температура для *D. brasiliensis* составляет около 30°С, для *Sc. obtusus* – 28,5°С. Очевидно, с этим связано и стойкое повышение содержания углеводов с увеличением длительности и температуры выращивания.

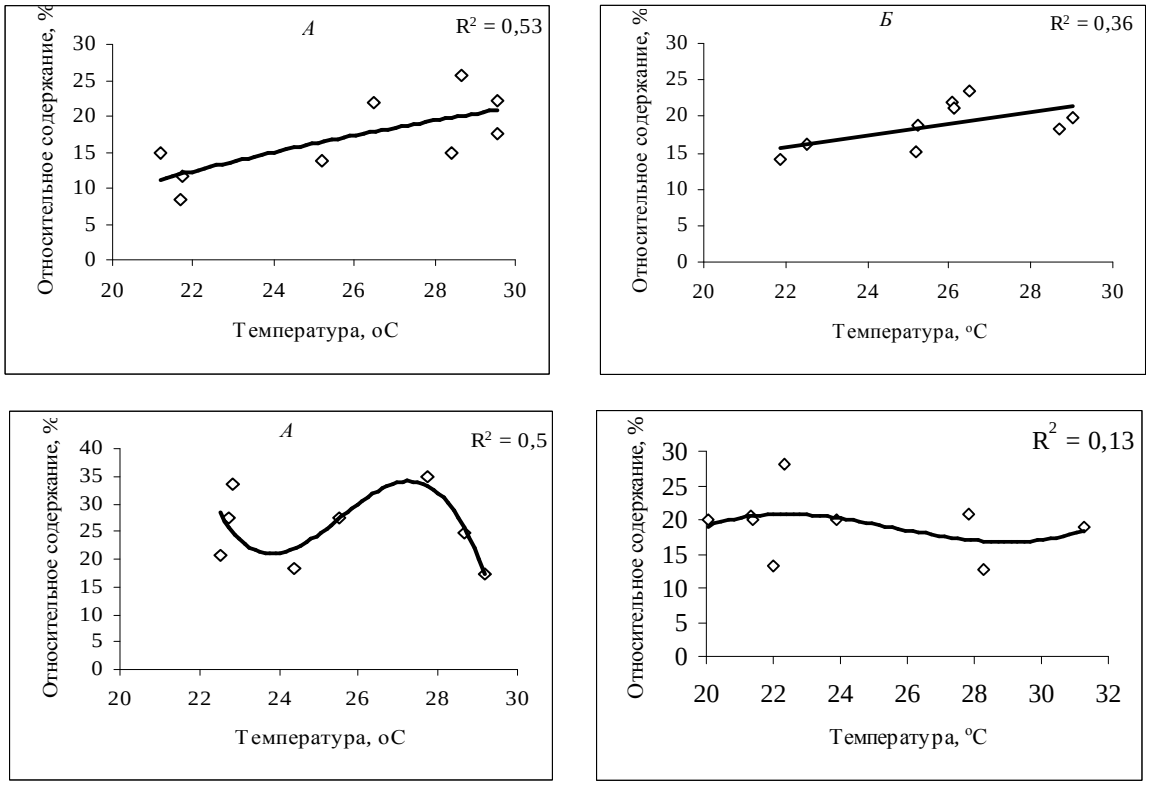


Рис. 4. Содержание углеводов в биомассе *Desmodesmus brasiliensis* (*А*), *Scenedesmus obtusus* (*Б*), *Selenastrum gracile* (*В*) и *Acutodesmus dimorphus* (*Г*) при разной температуре выращивания

В отличие от них активный рост *D. subspicatus* продолжался не более 30 суток. Именно до этого срока наблюдалась тесная взаимосвязь количества эндогенных углеводов с возрастом культуры (r = 0,60), тогда как при анализе этой зависимости за более длительный период (50 суток) сила связи значительно уменьшалась (r = 0,11). Очень слабая зависимость для этого вида установлена также между содержанием углеводов и температурой культивирования (r = 0,11). *D. subspicatus* предпочитает более умеренные температуры (при 28,5 °С относительная скорость его роста составляла лишь 0,16 сут$^{-1}$ по сравнению с 0,27 сут$^{-1}$ при 24,4 °С), поэтому для него температуру 28,5–29,0 °С можно рассматривать, как критическую. Этим объясняется тот факт, что при увеличении температуры от 20,5 до 28,7°С количество углеводов, как соединений, способных выполнять защитные функции, возросло с 17–20% до 34%, но при дальнейшем повышении температуры снизилось вдвое.

Выводы

Анализ динамики изменений содержания углеводов в биомассе зеленых водорослей позволяет предположить, что: а) содержание углеводов не является постоянной величиной и зависит от длительности и температуры выращивания; б) в период активного роста водорослей количество углеводов находится в прямой зависимости от длительности культивирования; в) содержание углеводов возрастает в интервале температур от оптимальной до критической, после чего начинает снижаться.

1. *Горда А. І.* Вплив дизельного палива на біосинтез протеїнів, вуглеводів і ліпідів у *Chlorella vulgaris* Beijer. / А. І. Горда, В. В. Грубінко // Біотехнологія. – 2011. – Т. 4, № 6. – С. 74–81.
2. *Ладыгина Л. В.* Интенсивность роста и биохимический состав микроводоросли *Dunaliella viridis* Teod. в зависимости от условий культивирования / Л. В. Ладыгина // Экология моря. – 2005. – Вып. 6. – С. 56–59.

Н.І. Кірпенко, Т.О. Мусій, О.М. Усенко
Інститут гідробіології НАН України, Київ

ВМІСТ ВУГЛЕВОДІВ У БІОМАСІ ЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ ЗА РІЗНОЇ ТРИВАЛОСТІ ТА ТЕМПЕРАТУРИ ВИРОЩУВАННЯ

Вміст вуглеводів у біомасі зелених водоростей не є постійною величиною і залежить від низки чинників. Високий ступінь залежності кількості вуглеводів від тривалості культивування спостерігається лише в період активного росту водоростей. Вміст вуглеводів зростає в інтервалі температур від оптимальної до критичної, після чого починає знижуватись.

Ключові слова: зелені водорості, вуглеводи, тривалість та температура вирощування

N.I. Kirpenko, T.O. Musiy, O.M. Usenko
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

CARBOHYDRATE CONTENT IN GREEN ALGAE BIOMASS DEPENDING ON THE DURATION OF CULTIVATION AND TEMPERATURE

The content of carbohydrates in green algae biomass is not constant and depends on many factors. Close correlation between the content of carbohydrates and duration of cultivation is observed only during the period of algae intensive development. The content of carbohydrates increases with increasing the temperature from its optimal values to extremal ones after that it decreases.

Keywords: green algae, carbohydrates, duration and temperature of cultivation

УДК 54.2.66.061.3

І.І. КИЦМУР

Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Грушевського, 4, Львів, 79005,Україна

ЧИННИКИ ФОРМУВАННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ РІЧКОВИХ ВОД У ЗОНІ ТЕХНОГЕНЕЗУ КАЛІЙНИХ РОДОВИЩ ПЕРЕДКАРПАТТЯ

Одна з найбільш актуальних проблем зони техногенезу Калійних родовищ Передкарпаття – розмив атмосферними опадами солевмісних відходів та поширення ореолів засолення як підземних так і поверхневих вод. Для оцінки реального стану річкових вод досліджуваної території у меженний період проведено їхнє детальне геохімічне опробування від джерел забруднення до периферійних ділянок.

Ключові слова: Солевідвали, хвостосховища, засолені інфільтрати, річки Сівка, Млинівка, Кропивник, чинники формування, геохімія річкових вод, демінералізація, розбавлення

Видобуток калійних руд протягом останніх 100 років у межах Стебницького і Калуш-Голинського родовищ та галугійно-флотаційного збагачення калійних руд зумовили істотні техногенні зміни та різке погіршення стану довкілля. Останніми роками все це призвело до ускладнення екологічного стану в містах Калуші та Стебнику [1, 6, 7]. Одна з актуальних проблем цих території – розмив атмосферними опадами солевмісних відвалів, переповнення хвостосховищ та поширення ореолів засолення підземних та поверхневих вод, а також небезпека різкого погіршення якості води у річках та міському водозаборі. Для оцінки реального стану річкових вод досліджуваної території у меженний період проведено їхнє детальне геохімічне опробування від джерел забруднення до периферійних ділянок.

Матеріал і методи досліджень

Фактичними матеріалами стали результати польового опробування річок в зоні впливу солевідвалів та хвостосховищ Калуш-Голинського родовища калійних солей – Сівка, Кропивник, Фронилів, Млинівка. Проби води відбирали з кроком 0,5-1,5 км та в лабораторних умовах досліджували їхній гідрохімічний склад.

Мета досліджень полягала у визначенні поширеності геохімічних ореолів засолення річкових вод від джерел надходження забруднювальних речовин – солевідвалів, хвостосховищ, шламонакопичувачів та акумулювалльних басейнів – до ділянок їхньої демінералізації та розведення. Завдання досліджень полягали у встановленні гідрогеохімічних чинників формування складу, геохімічному аналізі розподілу загальної мінералізації та основних компонентів у річкових водах, з'ясуванні закономірностей надходження засолених інфільтратів у річкову мережу, їхньої гравітаційної диференціації в ламінарному річковому потоці, інфільтрації у підрусловий стік та четвертинний водоносний горизонт, а також розведення прісними ґрунтовими водами за контуром впливу джерел забруднення.

Гідрохімічний склад вод визначався за стандартними методами хімічного аналізу вод. Отриманий матеріал опрацьовано завдяки системному та статистичному узагальненням, на основі чого зроблено обґрунтовані висновки щодо гідрохімічного складу вод внаслідок надходження розсолів із забруднювальних об'єктів (солевідвали, хвостосховища) у річкову мережу.

Результати досліджень та їх обговорення

Стік засолених інфільтратів та прогресуюча фільтрація розсолів через дамби хвостосховищ призводить до засолення єдиного водоносного горизонту у м. Калуші, придатного для водопостачання, та річок Сівка й Кропивник [2-4]. Не менш важливим наслідком поширення забруднених вод є погіршення якості річкових вод.

Для гідрохімічного складу вод річок Лімниця, Млинівка і Кропивник вище за течією від зони впливу Калуш-Голинського родовища характерні низькі значення основних іонів, г/дм^3: Na^+ – 0,02-0,10; K^+ – 0,007-0,009; Ca^{2+} – 0,02-0,03; Mg^{2+} – 0,01-0,02; HCO_3^- – 0,09-0,2; Cl^- – 0,01-0,10; SO_4^{2-} – 0,08-0,09. Вода р. Сівка у верхів'ї характеризується підвищеною мінералізацією (до 6,0 г/дм^3) внаслідок надходження солей з природних соляних джерел, які здавна використовували для випарювання солі у м. Долина. Однак у районі Калуша (с. Сівка-Калуська) хімічний склад води р. Сівка завдяки розведенню водами численних допливів на відстані до 30 км близький до природного геохімічного фону річкових вод, хоча з дещо підвищеною мінералізацією.

На підставі наведених даних ми провели хімічне випробування річок Сівка, Кропивник, Фронилів, Млинівка у зоні впливу солевідвалів та хвостосховищ Калуш-Голинського родовища з кроком 0,5–1,5 км. Проби відбирали в час тривалої сухої та жаркої погоди понад п'ять тижнів у меженний період, коли атмосферні опади практично не надходили до річкової води (рис. 1). Відібрані проби річкових вод аналізували за стандартними методиками титрометричного, гравіметричного, полум'яно-фотометричного методів.

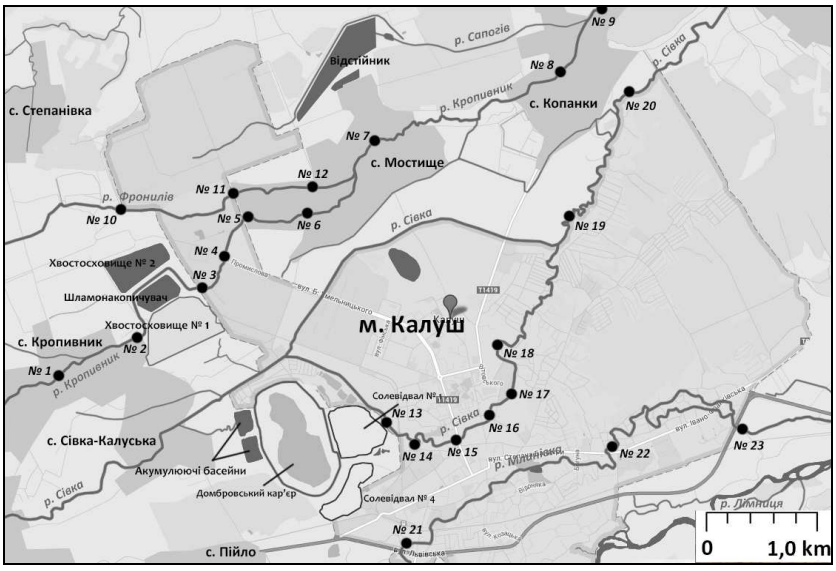


Рис. 1. Карта гідрогеохімічного випробування вод річок Сівка, Кропивник, Фронилів, Млинівка в зоні впливу солевідвалів та хвостосховищ Калуш-Голинського родовища калійних солей

Результати аналізів наведено в таблиці.

Таблиця 1

Величини концентрації основних іонів та загальної мінералізації річкових вод у зоні впливу солевідвалів і хвостосховищ Калуш-Голинського родовища [5]

Номер проб	Концентрація основних іонів, г/дм^3							Загальна мінералізація, г/дм^3
	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	
1	0,032	0,005	0,065	0,004	0,107	0,051	0,104	0,37
2	0,048	0,019	0,212	0,019	0,232	0,192	0,097	0,82
3	1,603	1,069	6,2	1,625	10,714	4,251	0,158	25,62
4	0,751	1,609	12,847	2,1	15,179	12,949	0,146	45,58
5	0,901	2,265	6,753	1,9	14,286	4,286	0,146	30,54
6	1,503	1,47	9,25	1,625	13,393	9,567	0,126	36,93
7	0,14	0,216	0,875	0,21	1,298	0,957	0,122	3,82
8	0,112	0,316	0,417	0,125	1,375	0,48	0,117	2,94
9	0,044	0,004	0,108	0,003	0,071	0,134	0,122	0,48
10	0,085	0,013	0,416	0,035	0,696	0,285	0,102	1,63
11	0,137	0,005	0,185	0,015	0,117	0,125	0,475	1,06
12	0,096	0,044	0,169	0,043	0,321	0,196	0,117	0,99
13	–	10,44	86,596	58,564	132,15	37,584	–	325,33
14	9,52	2,37	74,0	16,5	117,86	19,542	–	239,79
15	0,281	0,107	1,52	0,465	3,125	1,007	0,144	6,65
16	0,13	0,03	0,84	0,265	1,786	0,276	0,134	3,46
17	0,122	0,077	0,79	0,24	1,875	0,461	0,144	3,71
18	0,112	0,081	0,75	0,22	1,652	0,358	0,139	3,31
19	0,127	0,014	0,725	0,163	0,954	0,475	0,151	2,60
20	0,09	0,037	0,345	0,093	0,471	0,316	0,159	1,51
21	0,047	0,004	0,087	0,009	0,097	0,069	0,117	0,43
22	0,048	0,002	0,065	0,014	0,09	0,058	0,12	0,39
23	0,048	0,011	0,125	0,015	0,136	0,076	0,159	0,57

Як бачимо з результатів хімічного аналізу проб води, р. Кропивник та старе русло р. Сівка – основні дрени засолених інфільтратів у поверхневий стік. Водночас у р. Фронилів виявлено дві проби (10 та 11) з перевищеннями ГДК з мінералізації. Натомість у пробі 12 мінералізація води досягає майже 1,0 г/дм^3. Крім того, у пробах, відібраних з р. Млинівка, не виявлено перевищень ГДК з мінералізації. Це свідчить про те, що у напрямі до русла р. Лімниця засолені інфільтрати не доходять, оскільки їх перехоплює підрусловий стік р. Млинівка.

Ознакою цього є підвищена мінералізація (0,57 г/дм^3) та підвищений вміст хлоридів (0,136 г/дм^3) порівняно з фоновими значеннями, відповідно 0,4 та 0,09 г/дм^3. Хоча такі значення можуть бути наслідком техногенного забруднення р. Млинівки від надходження побутових стічних вод. Дослідженнями динаміки змін загальної мінералізації річкових вод виявлено ефект швидкої демінералізації високомінералізованих річкових вод, які потрапляють у русло річки із ламінарною течією. Пояснюється цей ефект гравітаційною диференціацією різних за густиною вод у руслі річки: засолених інфільтратів та змішаних з ними здренованих ґрунтових вод зі значно меншою мінералізацією. Найважча ропа у старому руслі р. Сівка за мінералізації 325,0 г (проба 13) має густину 1,22 кг/дм^3, тоді як змішані з нею здреновані ґрунтові води – до 1,16 кг/дм^3 за мінералізації 240,0 г/дм^3 (проба 14). Ще більша різниця в густині річкових вод простежується між пробами 14 та 15 – 1,16 і 1,02 кг/дм^3. За таких умов нижній високомінералізований прошарок інфільтрується у четвертинний водоносний горизонт.

Висновки

1. Джерелами засолення підземних та поверхневих вод у зоні впливу Стебницького і Калуш-Голинського родовищ виступають засолені інфільтрати, що стікають із

солевідвалів та хвостосховищ. Надходження до річкових вод засолених інфільтратів різко підвищує їхню загальну мінералізацію та змінює тип вод з гідрокарбонатно-кальцієвого на хлоридно-натрієвий.

2. Річка Кропивник та старе русло р. Сівка – головні дрени засолених інфільтратів у зоні впливу Калуш-Голинського родовища. Найбільша мінералізація річкових вод притаманна старому руслу р. Сівка біля солевідвалу № 1 (325,0 г/дм^3). Максимальна величина мінералізації води р. Кропивник досягає 45,5 г/дм^3.
3. Результати проведених досліджень засвідчують, що в умовах нерекультивованості солевідвалів і хвостосховищ ореоли засолення річкових та підземних вод мають тенденцію до подальшого зростання.

1. *Боднар Г. В.* Стан екологічної ситуації на Калуш-Голинському родовищі на стадії ліквідації / Г. В. Боднар // Екологія і ресурси. – 2007. – Вип. 17. – С. 42–46.
2. *Дяків В.* Модель вилуговування, закарстовування та самоізоляції легкорозчинних солей з приповерхневих соляно-глинистих відкладів хвостосховищ і солевідвалів калійних родовищ Передкарпаття / В. Дяків, Х. Цар // Мінерал. зб. – 2010. – № 60, вип. 2. – С. 136–147.
3. *Кицмур І. І.* Геохімічні умови формування карстових озер та засолених інфільтратів хвостосховища № 1 (м. Калуш, Івано-Франківська область) / І. І. Кицмур, В. О. Дяків // Зб. Наук. праць, присв. 130-річчю від дня народження академіка О. Є. Ферсмана. – К., 2013. – С. 316–323.
4. *Кицмур І.* Експериментальне моделювання впливу процесів взаємодії розсолів з осадовими товщами на геохімічні умови зони техногенезу калійних родовищ Передкарпаття / І. Кицмур, В. Дяків // Матеріали VIII наукових читань імені академіка Євгена Лазаренка «Мінералогія: сьогодення і майбуття». – Львів-Чинадієве, 2014. – С. 72–74.
5. *Кицмур І.* Оцінка впливу солевідвалів та хвостосховищ Калуш-Голинського родовища калійних солей на геохімічні характеристики річкових вод / І. Кицмур, В. Дяків // Вісник Львів. ун-ту. Серія геол. – 2013. – Вип. 27. – С. 69–80.
6. *Рудько Г. І.* Техногенно-екологічна безпека солевидобувних гірничопромислових комплексів Передкарпаття / Г. І. Рудько, Л. Є. Шкіца // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2001. – № 5, вип. 6. – С. 68–71.
7. *Техногенна* ситуація в районі Калуського промислового вузла / Є. І. Крижанівський, Е. Д. Кузьменко, М. В. Палійчук, Б. Т. Бараненко // Наук. вісн. Ів.-Франків. нац. техн. ун-ту нафти та газу. – 2008. – № 2. – С. 3–9.

И.И. Кыцмур
Львовский национальный университет имени Ивана Франко, Украина

ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА РЕЧНЫХ ВОД В ЗОНЕ ТЕХНОГЕНЕЗА КАЛИЙНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ПРИКАРПАТЬЯ

Одной из наиболее актуальных проблем зоны техногенеза калийных месторождений Прикарпатья является размыв атмосферными осадками солесодержащих отходов и распространения ореолов засоления как подземных, так и поверхностных вод. Для оценки реального состояния речных вод исследуемой территории в меженный период проведено их детальное геохимическое испытание от источников загрязнения до периферийных участков.

Ключевые слова: солеотвалы, хвостохранилища, засоленные инфильтраты, реки Сивка, Млынивка, Кропивник, факторы формирования, геохимия речных вод, деминерализация, разбавление

I.I. Kytsmur
Ivan Franko Lviv National University, Ukraine

FACTORS FORMATION OF THE CHEMICAL COMPOSITION OF RIVER WATER IN ZONE TECHNOGEHESIS OF THE PRECARPATHIANS POTASH DEPOSITS

One of the most pressing problems of the zone technogenesis Potassium fields Precarpathians is the erosion of precipitation saltbearing wastes and distribution of the salinity areols in groundwater and surface water. To assess the actual state of river water in the study area during low-flow held their checking detailed geochemical sources of pollution to the peripheral areas.

Keywords: saltbearing wastes, tailing saline infiltration, rivers Sivka, Mlynivka, Kropyvnyk, forming factors, geochemistry of river water, demineralization, dilution

УДК 581.526.322 : 911.375.1

О.В. КЛЕПЕЦЬ

Полтавський національний педагогічний університет імені В.Г. Короленка
вул. Остроградського, 2, Полтава, 36003, Україна

ФІТОМАСА ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ р. ВОРСКЛА В УМОВАХ ВПЛИВУ УРБОЛАНДШАФТУ

Встановлено тенденцію до зростання фітомаси вищої водної рослинності середньої ріки у відповідь на посилення впливу умов урболандашафту. Проаналізовано внесок рослинності різних екологічних груп у продукуванні фітомаси на ділянках із різним ступенем антропогенного навантаження. Виділено фактори урболандшафту, що мають провідний вплив на розвиток угруповань макрофітів річок.

Ключові слова: макрофіти, вища водна рослинність, фітомаса, р. Ворскла, урболандшафт

Одним із найважливіших критеріїв природного благополуччя екосистеми є ступінь збалансованості у ній енергетичних процесів, про що можна судити за характером продукційних показників різних трофічних рівнів [3]. У першу чергу це стосується автотрофів, які мають здатність перетворювати сонячну енергію та накопичувати органічну речовину. У більшості розвинених річкових екосистем провідна фотосинтетична активність належить макрофітам – вищим водним рослинам і макроскопічним водоростям.

Серед ряду факторів антропогенного впливу на поверхневі води особливого значення сьогодні набуває урбанізація, що відрізняється комплексністю, а також масштабністю та глибиною перетворення водних екосистем. Це позначається на ступені ефективності утилізації сонячної енергії продуцентами, що знаходить вияв у зміні площ заростання макрофітної рослинності та значень її фітомаси. Тому аналіз просторового розподілу і продукційних показників макрофітоценозів може розглядатися як засіб вивчення відгуку водних екосистем до комплексного впливу урбанізованого середовища.

Під урбанізацією природного ландшафту ми розуміємо перетворення природних ландшафтів на штучні, антропогенні під впливом міської забудови [4]. Метою роботи є вивчення показників фітомаси вищої водної рослинності (ВВР) р. Ворскла в умовах урболандшафту.

Матеріал і методи досліджень

Ворскла – типова середня рівнинна ріка, ліва притока Дніпра, із довжиною русла 464 км та площею басейну 14,7 тис. км^2. У районі Полтави, обласного центру України із населенням 295 тис. жителів, Ворскла, перебуваючи тут у своїй середній течії, зазнає комплексного впливу урбанізації, що виявляється через зарегулювання русла шлюзами, штучні зміни його глибини, ширини, кривизни, зведення мостів, забудову та одамбування берегів, скидання зливових стоків, використання маломірного річкового транспорту, здійснення рекреаційного тиску (відпочинок на березі та у воді, рибальство із берега та із човна).

Дослідження із застосуванням традиційних у гідроботаніці методик [2] проводились протягом вегетаційних сезонів 2012-2013 рр. у районі м. Полтави на відрізку р. Ворскла протяжністю близько 25 км. За ступенем антропогенного впливу було виділено п’ять послідовно розміщених ділянок: I – 5 км вище міста (стан річки наближений до еталонного), II – верхня частина міського відрізку (помірно урбанізована зона рекреації), III – середня частина міського відрізку (високо урбанізована ділянка із випусками зливової каналізації), IV – нижня частина міського відрізку (розширена і поглиблена ділянка нижче скиду всіх міських стоків), V – 5 км нижче міста (природний ландшафт поза межами населених пунктів).

Обчислення площ угруповань та підрахунок ступеню заростання ділянок проводили із застосуванням програмного ресурсу Digimizer до космічних аерофотознімків, отриманих за допомогою Інтернет-програми Google Earth, шляхом співставлення із натурними даними. Запаси фітомаси ВВР різних екологічних груп оцінені за повітряно-сухою масою укосів.

Фітомасу ВВР було розраховано для одиниці площі заростей, які за умов достатньої прозорості (до 1,5–2 м), спокійної течії (0,1–0,4 м/с) і сприятливого субстрату (пісок, мул та їх комбінації) у районі досліджень займають усі доступні для заростання мілководдя (до глибин 2-2,5), тобто зона заростей дослідженого водотоку фактично співпадає із мілководною зоною. Крім того, цей підхід дозволяє оцінити продукційний потенціал водної екосистеми незалежно від ступеня заростання її акваторії, що досить часто в умовах урбанізації коригується при штучному збільшенні або зменшенні площ мілководь.

Результати досліджень та їх обговорення

На дослідженому відрізку р. Ворскла значення фітомаси ВВР перебували в інтервалі від 0,49 (на ділянці нижче міста) до 1,06 кг/м^2 (на нижньоміській ділянці) (рис.).

Вже на верхньоміській ділянці спостерігається поступове зростання фітомаси макрофітів порівняно із природним фоном на еталонному створі, що, очевидно, слід пов'язати із деяким стимулюючим впливом помірно урбанізованого ландшафту (за рахунок підвищення гетерогенності факторів середовища). Подальше зростання фітомаси, ймовірніше за все, пов'язане із зростанням концентрації біогенних елементів, що присутні у складі скидів зливової каналізації та поверхневого стоку із порушеного водозбору по мірі зростання ступеня урбанізації ландшафту вниз за течією. Доказом цього може бути різке пожвавлення продукційних процесів на нижньоміській ділянці (рисунок), де переважають ценози дуже обмеженого набору видів (зокрема, *Typha angustifolia* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), що здатні розвивати значну фітомасу в умовах підвищення у воді концентрацій біогенних елементів [1, 5].

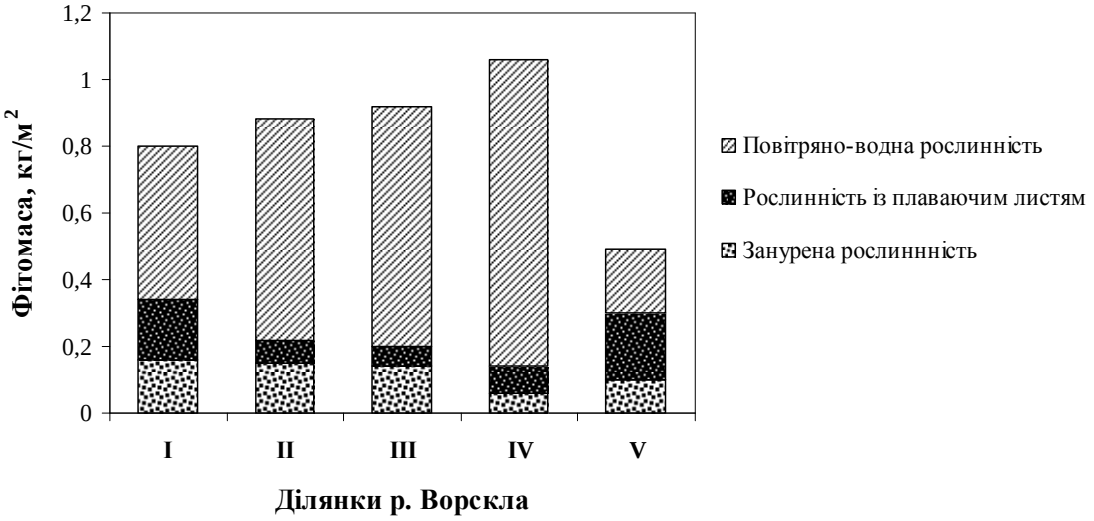


Рис. Фітомаса ВВР на урбанізованому відрізку р. Ворскла

У змінах значень фітомаси по ділянках можна встановити чіткі залежності від кількісного розвитку угруповань різних екологічних груп. Так, найбільш помітну кількісну участь у формуванні фітомаси на всіх ділянках, окрім останньої, мали високопродуктивні угруповання повітряно-водної рослинності, де домінують високотравні гелофіти (рисунок). Однак, якщо на еталонній ділянці фітомаса угруповань гелофітів дещо скомпенсована внеском угруповань справжньої водної рослинності (із плаваючим листям та зануреної, що забезпечують майже однакову фітомасу), то на міських ділянках цей внесок помітно спадає, досягаючи мінімуму на нижньоміській ділянці, де біотопи таких угруповань суттєво обмежені через штучне розширення та днопоглиблення русла (таблиця).

Таблиця

Ступінь заростання екологічними групами ВВР різних ділянок р. Ворскла

Екологічна група ВВР	Ступінь заростання,%				
	I	II	III	IV	V
Занурена рослинність	8	12	21	2	13
Рослинність із плаваючим листям	16	14	19	3	25
Повітряно-водна рослинність	10	17	16	5	10
Всього:	***34***	***43***	***56***	***10***	***48***

Стійку тенденцію до збільшення фітомаси макрофітів в умовах міста можна пояснити також зростанням (на ділянках II-III, таблиця) показників ступеня заростання фітоценозів гелофітів (та відповідно їх масової участі в угрупованнях ВВР) у зв'язку із підпірним режимом р. Ворскла у районі Полтави через вплив розташованих вище і нижче міста шлюзів-регуляторів річкового стоку.

На ділянці нижче міста, де антропогенний тиск на екосистему річки помітно спадає, значення фітомаси ВВР різко зменшується, що обумовлене зміною домінантного комплексу повітряно-водної рослинності в умовах природного незарегульованого русла (високотравні гелофіти змінюються низькотравними у складі *Sparganium erectum* L., *S. emersum* Rehman, *Sagittaria sagittifolia* L.), а також зростанням просторової і масової участі у формуванні фітоценозів справжніх водних рослин, насамперед рослинності із плаваючим листям (рисунок, таблиця).

Висновки

Отже, в ході дослідження встановлено, що посилення впливу урбанізації зумовлює послідовне збільшення продукційних показників угруповань ВВР і супроводжується помітними перебудовами їх екологічної та просторової структури. До найбільш суттєвих для розвитку ВВР факторів урболандшафту можна віднести забруднення води, порушення гідрологічного режиму, трансформацію русла (насамперед, днопоглиблення). Вплив умов урболандшафту виявляється найбільш сприятливим для розвитку угруповань високотравних гелофітів, що мають значну кількісну перевагу у створенні фітомаси ВВР на більшості досліджених ділянок р. Ворскла.

1. *Карпова Г. А.* Фитомасса тростника обыкновенного как индикатор трофического статуса водоемов / Г. А. Карпова // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, №3. – С. 49–56.
2. *Катанская В. М.* Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения / В. М. Катанская. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
3. *Одум Ю.* Экология: В 2-х т. Т. 1 / Юджин Одум ; [пер. с англ.]. – М. : Мир, 1986. – 328 с.
4. *Сытник К. М.* Словарь-справочник по экологии / К. М. Сытник, А. В. Брайон, А. В. Гордецкий. – К.: Наукова думка, 1994. – С. 514.
5. *Эйнор Л. О.* Макрофиты в экологии водоема : [науч. изд. Ин-та водных проблем РАН / Отв. ред. И. М. Распопов] / Л. О. Эйнор. – М., 1992. – С. 161–204.

Е.В. Клепец

Полтавский национальний педагогический университет имени В.Г. Короленко, Украина

ФИТОМАССА ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ р. ВОРСКЛА В УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ УРБОЛАНДШАФТА

Установлена тенденция к увеличению фитомассы высшей водной растительности средней реки в ответ на усиление влияния условий урболандшафта. Проанализирован вклад растительности основных экологических групп в продуцирование фитомассы на участках с различной степенью антропогенной нагрузки. Выделены факторы урболандшафта, которые оказывают ведущее влияние на развитие речных макрофитных сообществ.

Ключевые слова: макрофиты, высшая водная растительность, фитомасса, р. Ворскла, урболандшафт

O.V. Klepets
V.G. Korolenko Poltava national pedagogical University, Ukraine

THE PHYTOMASS OF HIGHER AQUATIC VEGETATION OF THE RIVER VORSKLA UNDER THE INFLUENCE OF URBANIZED LANDSCAPE

It was investigated the tendency to increase in the phytomass of higher aquatic vegetation of an average river as a response to the growing influence of urbanized landscape. It was analyzed the contribution of main vegetation ecological groups in the production of the phytomass on plots with various degrees of anthropogenic pressures. The factors of urbanized landscape, which have a leading influence on the development of river macrophyte communities, were distinguished.

Keywords: macrophytes, higher aquatic vegetation, phytomass, river Vorskla, urbanized landscape

УДК [582.23/26.574.586] (28)

П.Д. КЛОЧЕНКО, Т.Ф. ШЕВЧЕНКО, О.С. ТАРАЩУК

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

КІЛЬКІСНІ ПОКАЗНИКИ РОЗВИТКУ ЕПІФІТНИХ ВОДОРОСТЕЙ НА РУСЛОВІЙ ДІЛЯНЦІ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Вперше досліджено кількісні показники розвитку фітоепіфітону на вищих водних рослинах, що належать до різних екологічних груп, на русловій ділянці Канівського водосховища. Встановлено, що на занурених рослинах чисельність, біомаса та кількість видів водоростей епіфітону значно вищі, ніж на рослинах інших екологічних груп.

Ключові слова: фітоепіфітон, вищі водні рослини, екологічні групи, Канівське водосховище, руслова ділянка

Незважаючи на наявність значного обсягу фактичних даних щодо епіфітних водоростей дніпровських водосховищ [3], не дослідженим залишився фітоепіфітон Канівського водосховища – одного з шести в дніпровському каскаді. В зв'язку з цим основна мета роботи полягала у вивченні кількісних показників розвитку водоростей епіфітону на вищих водних рослинах, що належать до різних екологічних груп, на русловій ділянці Канівського водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили у 2003, 2004, 2009, 2011, 2012 і 2014 рр. в літній період на 8 станціях руслової ділянки Канівського водосховища. Проби фітоепіфітону відібрані з 16 видів вищих водних рослин, що належать до трьох екологічних груп: повітряно-водних, з плаваючим листям і занурених.

Альгологічний матеріал відбирали та опрацьовували з використанням методів, загальноприйнятих у практиці гідробіологічних досліджень [1, 4]. Чисельність і біомасу водоростей епіфітону розраховували на 1 г повітряно-сухої маси рослини-субстрату. До числа домінантів відносили види, частка яких в загальній біомасі фітоепіфітону в пробі складала $\geq 25\%$. Латинські назви і об'єм таксонів водоростей наведені у відповідності з класифікаційною системою [2, 5].

Результати досліджень та їх обговорення

Кількість видів епіфітних водоростей на одному й тому ж виді вищих водних рослин, на різних рослинах у межах однієї екологічної групи, а також на рослинах, що належать до різних екологічних груп, коливалась у досить широких межах. Зокрема, на повітряно-водних рослинах кількість видів епіфітних водоростей варіювала від 6 до 41 і була максимальною на сусаку зонтичному. Середнє число видів водоростей-епіфітів, знайдених на повітряно-водних рослинах, становило 22 (табл. 1).

Таблиця 1

Кількість видів водоростей епіфітону на вищих водних рослинах різних екологічних груп

Види вищих водних рослин	Кількість видів фітоепіфітону
Повітряно-водні рослини	
Butomus umbellatus L. – сусак зонтичний	13–41 24
Glyceria maxima (C. Hartm.) Holmb. – лепешняк великий	22–24 23
Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud. – очерет звичайний	21–32 27
Sagittaria sagittifolia L. – стрілолист стрілолистий	12–23 17
Scirpus lacustris L. – комиш озерний	6–24 15
Sparganium erectum L. – їжача голівка пряма	20–27 24
Typha angustifolia L. – рогіз вузьколистий	11–27 22
В середньому	**22**
Рослини з плаваючим листям	
Nuphar lutea L. – глечики жовті	7–21 14
Trapa natans L. – водяний горіх плаваючий	9–32 21
В середньому	**18**
Занурені рослини	
Ceratophyllum demersum L. – кушир занурений	15–34 27
Elodea canadensis Mischx. – елодея канадська	20–32 26
Myriophyllum spicatum L. – водопериця колосова	15–38 28
Najas marina L. – різуха морська	19–26 23
Potamogeton crispus L. – рдесник кучерявий	30–33 32
Potamogeton pectinatus L. – рдесник гребінчастий	16–34 28
Potamogeton perfoliatus L. – рдесник пронизанолистий	14–44 29
Sagittaria sagittifolia L. – стрілолист стрілолистий (занурена форма)	13–27 20
В середньому	**27**

Примітка. Межі коливань кількості видів фітоепіфітону наведені над рискою, а їх середні значення – під рискою.

На рослинах з плаваючим листям кількість видів епіфітних водоростей змінювалася від 7 до 32. Найбільше видів знайдено в обростаннях водяного горіха плаваючого. Середня кількість видів водоростей-епіфітів на рослинах з плаваючим листям становила 18.

У широких межах варіювало число видів фітоепіфітону і на занурених рослинах (від 13 до 44), а їх максимальну кількість знайдено в обростаннях рдесника пронизанолистого. Середня кількість видів фітоепіфітону на занурених рослинах становила 27.

Середня кількість видів епіфітних водоростей, знайдених на рослинах з плаваючим листям, була в 1,2 рази меншою, ніж на повітряно-водних і в 1,5 разів меншою, ніж на занурених рослинах, а на повітряно-водних – в 1,2 рази меншою, ніж на занурених рослинах.

Кількісні показники розвитку фітоепіфітону на вищих водних рослинах, що належать до різних екологічних груп, істотно відрізнялися. На повітряно-водних рослинах чисельність

епіфітних водоростей коливалася від 0,004 до 2,181 млн. кл/г (на сусаку зонтичному), а їхня біомаса – від 0,005 (на комиші озерному) до 2,910 мг/г (на лепешняку великому). На рослинах з плаваючим листям досліджувані показники були дещо вищими: чисельність змінювалася від 0,011 до 17,350 млн. кл/г (на глечиках жовтих), а їхня біомаса – від 0,020 до 10,589 мг/г (на глечиках жовтих). Найвищі кількісні показники розвитку фітоепіфітону зареєстровані на занурених рослинах, де його чисельність змінювалася від 0,762 (на стрілолисті стрілолистому) до 57,808 млн. кл/г (на рдеснику гребінчастому), а біомаса – від 1,029 (на рдеснику гребінчастому) до 107,772 мг/г (на рдеснику кучерявому). Отже, середня чисельність та біомаса фітоепіфітону на повітряно-водних рослинах була на порядок нижчою ніж на рослинах з плаваючим листям і на два порядки нижчою, ніж на занурених рослинах (табл. 2).

Таблиця 2

Чисельність та біомаса водоростей епіфітону на вищих водних рослинах різних екологічних груп

Види вищих водних рослин	Чисельність, млн. кл/г	Біомаса, мг/г
Повітряно-водні рослини		
Butomus umbellatus	0,004–2,181 0,820	0,022–1,635 0,832
Glyceria maxima	0,560–0,720 0,640	2,200–2,910 2,555
Phragmites australis	0,013–0,283 0,124	0,012–0,767 0,282
Sagittaria sagittifolia	0,096–0,299 0,199	0,038–0,560 0,316
Scirpus lacustris	0,011–1,751 0,499	0,005–2,409 0,729
Sparganium erectum	0,051–0,627 0,247	0,038–1,690 0,611
Typha angustifolia	0,027–0,449 0,146	0,022–0,819 0,205
В середньому	**0,382**	**0,790**
Рослини з плаваючим листям		
Nuphar lutea	0,011–17,350 4,497	0,020–10,589 3,343
Trapa natans	0,106–4,326 0,840	0,085–5,815 1,290
В середньому	**2,669**	**2,317**
Занурені рослини		
Ceratophyllum demersum	1,356–29,282 16,604	1,735–68,871 35,022
Elodea canadensis	20,510–44,746 32,628	23,195–48,649 35,922
Myriophyllum spicatum	2,383–17,608 23,614	3,340–88,686 23,858
Najas marina	2,452–34,260 8,802	3,449–34,253 11,304
Potamogeton crispus	2,620–26,253 14,436	4,716–107,772 56,244
Potamogeton pectinatus	2,492–57,808 14,293	1,029–36,515 14,640
Potamogeton perfoliatus	1,115–12,450 6,422	1,363–27,726 9,929
Sagittaria sagittifolia (занурена форма)	0,762–1,724 1,243	1,409–4,964 3,186
В середньому	**14,755**	**23,763**

Примітка. Межі коливань чисельності та біомаси фітоепіфітону наведені над рискою, а їх середні значення – під рискою

На вищих водних рослинах всіх екологічних груп основу чисельності та біомаси фітоепіфітону складали Bacillariophyta. Їхня частка у загальній чисельності фітоепіфітону в середньому становила 73,4-92,8%, а у загальній біомасі – 53,2-85,4%. Друге місце займали зелені водорості, частка яких у загальній чисельності фітоепіфітону в середньому складала 6,5-24,2%, а у загальній біомасі – 14,2-46,3%.

До складу провідного комплексу фітоепіфітону входило 14 видів, серед яких переважали Bacillariophyta (12). Chlorophyta представлені двома видами. На рослинах всіх екологічних груп домінували *Cocconeis placentula* Ehrenb. і *Oedogonium* sp. st.

Висновки

Встановлено, що на русловій ділянці Канівського водосховища розподіл водоростей епіфітону на вищих водних рослинах, що належать до різних екологічних груп, нерівномірний. Найбільшу кількість видів, а також найвищі кількісні показники розвитку фітоепіфітону зареєстровані на занурених рослинах. Середня чисельність та біомаса фітоепіфітону на повітряно-водних рослинах була на порядок нижчою ніж на рослинах з плаваючим листям і на два порядки нижчою, ніж на занурених рослинах. Середня кількість видів епіфітних водоростей, знайдених на рослинах з плаваючим листям, була в 1,2 раза меншою, ніж на повітряно-водних і в 1,5 раза меншою, ніж на занурених рослинах, а на повітряно-водних – в 1,2 раза меншою, ніж на занурених рослинах. На вищих водних рослинах всіх екологічних груп Bacillariophyta складали основу чисельності та біомаси фітоепіфітону, а також переважали у складі провідного комплексу видів.

1. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
2. *Разнообразие* водорослей Украины / Е. В. Борисова, Л. Н. Бухтиярова, С. П. Вассер [и др.]; под ред. Вассера С. П., Царенко П. М. // Альгология. – 2000. – Т. 10, № 4. – 309 с.
3. *Растительность* и бактериальное население Днепра и его водохранилищ / Л. А. Сиренко, И. Л. Корелякова, Л. Е. Михайленко [и др.]; отв. ред. Н. В. Кондратьева. – К.: Наукова думка, 1989. – 232 с.
4. *Топачевский А. В.* Пресноводные водоросли Украинской ССР / А. В. Топачевский, Н. П. Масюк. – К.: Вища школа, 1984. – 333 с.
5. *Algae of Ukraine:* diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, Rhodophyta / O. V. Borisova, T. V. Dogadina, O. S. Gorbulin [et al.]; eds. Tsarenko P. M., Wasser S. P., Nevo E. – Ruggell: Gantner Verlag, 2006. – 713 p.

П.Д. Клоченко, Т.Ф. Шевченко, О.С. Таращук
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ РАЗВИТИЯ ЭПИФИТНЫХ ВОДОРОСЛЕЙ НА РУСЛОВОМ УЧАСТКЕ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Впервые изучены количественные показатели развития водорослей эпифитона на высших водных растениях, относящихся к разным экологическим группам, на русловом участке Каневского водохранилища. Установлено, что на погруженных растениях численность, биомасса и количество видов фитоэпифитона значительно выше, чем на растениях других экологических групп.

Ключевые слова: фитоэпифитон, высшие водные растения, экологические группы, Каневское водохранилище, русловой участок

P.D. Klochenko, T.F. Shevchenko, O.S. Tarashchuk
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

QUANTITATIVE INDICES OF EPIPHYTON ALGAE DEVELOPMENT IN THE RIVERBED SECTION OF THE KANEV RESERVOIR

The quantitative indices of epiphyton algae development on higher aquatic plants belonging to various ecological groups were studied in the riverbed section of the Kanev Reservoir. It has been found that

on submerged plants the numbers, biomass, and the number of species of phytoepiphyton were essentially higher than those on plants of other ecological groups.

Keywords: phytoepiphyton, higher aquatic plants, ecological groups, the Kanev Reservoir, riverbed section.

УДК 574.587

С.П. КОВАЛИШИНА, О.Г.КАЧАЛОВ

Украинский научный центр экологии моря
Французский бульвар, 89, Одесса, 65009, Украина

МАКРОЗООБЕНТОС ФИЛЛОФОРНОГО ПОЛЯ ЗЕРНОВА В МАЕ-ИЮНЕ 2012 г.

Досліджено видовий склад, популяційні характеристики та просторовий розподіл макрозообентосу на філофорному полі Зернова у північно-західному шельфі Чорного моря. Виявлено підняття верхньої межі поширення молюска модіоли з глибин 50–60 м до 42 м. Зареєстровано найбільш екологічно напружені ділянки – північна та південно-західна частини філофорного поля.

Ключевые слова: макрозообентос, количественные показатели, мониторинг, филлофорное поле Зернова, северо-западный шельф Черного моря

Первое фаунистическое описание зообентоса филлофорного поля (ФПЗ), располагающегося на мелководном шельфе северо-западной части Черного моря (СЗЧМ), приводит С. А. Зернов [2]. Детальное изучение бентоса этого района, выявление особенностей его видового состава, структурных сдвигов и составление картосхем распределения биоценозов было выполнено в ряде работ 1970–80х годов [3]. Среди факторов вызвавших изменение условий среды основными являются антропогенное эвтрофирование, связанное с влиянием стока Дуная, Днестра и Южного Буга [1]. По данным материалов съемок 1978 и 1989 гг. отмечалась массовая гибель филлофоры, уменьшение численности мидии, увеличение площади покрытия дна илом [6]. В 1991 г. в районе ФПЗ было отмечено 43 вида макрозообентоса, средняя численность составляла 1147 экз.·м$^{-2}$, средняя биомасса – 230 г·м$^{-2}$ [4]. При проведении мониторинговых исследований состояния ФПЗ в мае–июне 2012 года, одной из целей было изучение состояния сообществ макрозообентоса ФПЗ в современных условиях.

Материал и методы исследований

Мониторинговые исследования были проведены в период с 30 мая по 7 июня 2012 г. в рейсе исследовательского судна «Нефтегаз-68» на 50-ти станциях на СЗЧМ в районе расположения ФПЗ (рис. 1).

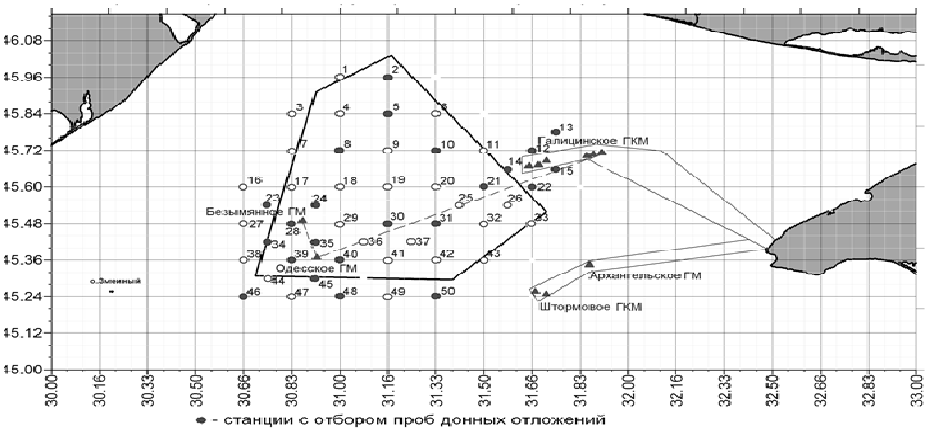


Рис. 1. Карта-схема отбора проб в районе ФПЗ (май-июнь, 2012 г.)

Отбор проб макрозообентоса проводили дночерпателем с площадью захвата 0,1 м^2. Выполнено 23 станции, на каждой взято по 3 дночерпательные пробы. Для определения численности и биомассы макрозообентоса на станции использовали средние значения по всем трем пробам. Сбор и обработку проб зообентоса проводили по стандартным методикам.

Результаты исследований и их обсуждение

Грунты в исследуемом районе представлены в большинстве ракушником и заиленным ракушником. В самой северной, юго-восточной и юго-западной частях ФПЗ грунты содержат значительную примесь песка и ила. Содержание илов в этих частях ФПЗ составляло от 10 до 20%, максимум на ст. № 48 – 78%.

В районе ФПЗ зарегистрировано 52 вида макрозообентоса: Mollusca – 15, Crustacea – 16, Polychaeta – 14, другие – 7 (из них: Nemertina sp. –1, Oligochaeta sp. – 1, Hydrozoa sp. –1, Ascidiacea – 2, Ophiuroidea –1, Spongia sp. – 1). По вкладу в видовое разнообразие преобладали ракообразные – 31 %, вклад червей составлял 30%, моллюсков – 28%, прочие – 11 %. Количество зарегистрированных видов на одной станции распределялось в диапазоне от 7 до 18. В северной части ФПЗ преобладали черви, в центре и на юге района – моллюски.

Суммарная численность макрозообентоса по станциям изменялась от 1067 экз.·м$^{-2}$ (ст. №2) до 8300 экз.·м$^{-2}$ (ст. № 31). Список зарегистрированных видов, средняя численность и биомасса, а также встречаемость приведены в таблице 1.

По численности и биомассе практически на всех станциях основной вклад принадлежал моллюскам – от 40 до 90 %. В северной части ФПЗ максимальной численностью характеризовались черви, максимум которых отмечен на ст. № 4 (1440 экз.·м$^{-2}$). На всем районе ФПЗ зарегистрировано 14 видов полихет, а наиболее массовыми видами, особенно в северной части ФПЗ, были – *Polydora ciliata limicola* (встречаемость 64%, средняя численность 125 экз.·м$^{-2}$), *Nephthys hombergii* (встречаемость 64%, средняя численность 79 экз.·м$^{-2}$). Основной вклад в суммарную биомассу вносят моллюски и асцидии. Вклад моллюсков в биомассу составлял от 40 до 95 %, а асцидий 15–55 %; исключение составляла 35 станция, где вклад последних равнялся 95 %. Поскольку основная площадь ФПЗ покрыта двумя ведущими видами двустворчатых моллюсков: *Mytilus galloprovincialis* и *Modiolula phaseolinus*, представляет интерес их пространственное распределение.

Таблица

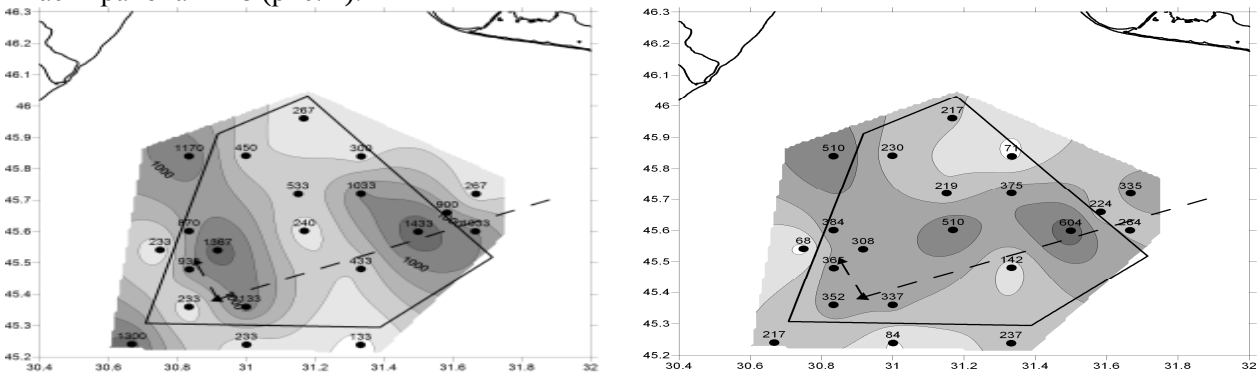
Таксономический состав макрозообентоса в районе ФПЗ (30 мая – 7 июня 2012 г.)

Вид	Численность экз.·м$^{-2}$	Биомасса, г·м$^{-2}$	Встречаемость, R, %
1	2	3	4
Ascidiacea			
Ascidiella aspersa (Muller,1776)	116	118,15	89
Ciona intestinalis (Linnaeus, 1758)	9	2,70	31
Crustacea			
Amphipoda			
Ampelisca diadema (Costa, 1853)	6	0,05	9
Apherusa bispinosa (Bate, 1857)	9	0,10	9
Melita palmata (Montagu, 1804)	2	0,01	5
Microdeutopus damnoniensis (Bate, 1856)	3	0,03	4
Microdeutopus gryllotalpa Costa, 1853	21	0,39	27
Nototropis (Atylus) guttatus (Costa,1851)	3	0,02	4
Orchomene humilis (Costa, 1853)	5	0,05	5
Phtisica marina Slabber, 1749	23	0,21	77
Anisopoda			
*Apseudopsis ostroumov*i Bacescu, Carausu, 1947	9	0,17	9
Cumacea			
Iphinoe elisae Bacescu, 1950	3	0,02	7
Cirripedia			

Продовження таблиці

1	2	3	4
Balanus improvisus Darwin, 1854	3	0,07	9
Decapoda			
Carcinus mediterraneus Czerniavsky, 1884 = *C. maenas* (Linnaeus,1758)	1	10,11	8
Diogenes pugilator Roux, 1829	3	2,27	4
Macropipus (Liocarcinus) arcuatus (Leach, 1814)	5	9,55	6
Isopoda			
Sphaeroma pulchellum (Colosi, 1921)	1	0,01	14
Synisoma capito (Rathke, 1837)	19	0,47	27
Hydrozoa			
Obelia longissima (Pallas, 1766)	3	0,01	14
Mollusca			
Bivalvia			
Abra alba (Wood W.,1802) = A. renieri (Broun, 1836)	6	0,08	4
Abra ovata (Philippi, 1836)	5	0,01	7
Cerastoderma glaucum Poiret, 1789	18	0,78	17
Chamelea (Venus) gallina (Linnaeus, 1758)	7	1,55	8
Gastrana fragilis (Linnaeus, 1758)	14	0,20	14
Gouldia minima (Montagu, 1803)	3	0,03	4
Modiolula (Modiolus) phaseolina (Philippi, 1844)	2028	77,20	74
Mytilus galloprovincialis (Lamarck, 1819)	659	296,55	95
Plagiocardium simile (Milachevitch, 1909) = *P. papillosum* (Poli, 1795)	9	0,42	15
Spisula subtruncata triangula (Renieri, 1804)	2	0,08	4
Gastropoda			
Caecum elegans Perejaslavtseva, 1891	1	0,01	3
Calyptraea chinensis (Linnaeus, 1758)	2	0,02	5
Mohrensternia lineolata (Michaud, 1882)	23	0,09	19
Retusa truncatulla (Bruguiere, 1792)	3	0,01	4
Loricata			
Lepidochitona cinerea (Linnaeus,1767)	6	0,05	8
Ophiuroidea			
Amphiura stepanovi Djakonov, 1954	96	4,48	65
Spongia sp.	17	11,04	27
Vermes			
Polychaeta			
Capitella capitata europaea Wu–Bao–Ling, 1964	2	0,02	9
Harmothoe imbricata (Linnaeus,1767)	9	0,08	14
Harmothoe reticulata (Claparede, 1870)	8	0,04	14
Heteromastus filiformis (Claparede,1864)	21	0,24	18
Melinna palmata Grube,1870	27	1,77	18
Nephtys hombergii Savigny,1818	79	1,45	64
Nereis (Hediste) diversicolor (O.F. Muller, 1776)	3	0,03	5
Pectinaria (Lagis) koreni (Malmgren, 1866)	1	0,01	9
Phyllodoce maculata (Linnaeus, 1767)	36	0,38	22
Phyllodoce tuberculata (Bobretzky, 1868)	2	0,03	5
Polydora limicola Annenkova, 1934	125	0,80	64
Pomatoceros trigueter (Linnaeus,1767)	27	0,92	27
Pygospio elegans Claparede,1863	47	0,26	18
Vermiliopsis infundibulum (Philippi, 1844)	94	1,53	55
Nemertini sp.	2	0,01	12
Oligocheta sp.	22	0,44	61

Пятна повышенной численности и биомассы мидий были приурочены к центральной части района ФПЗ (рис. 2).



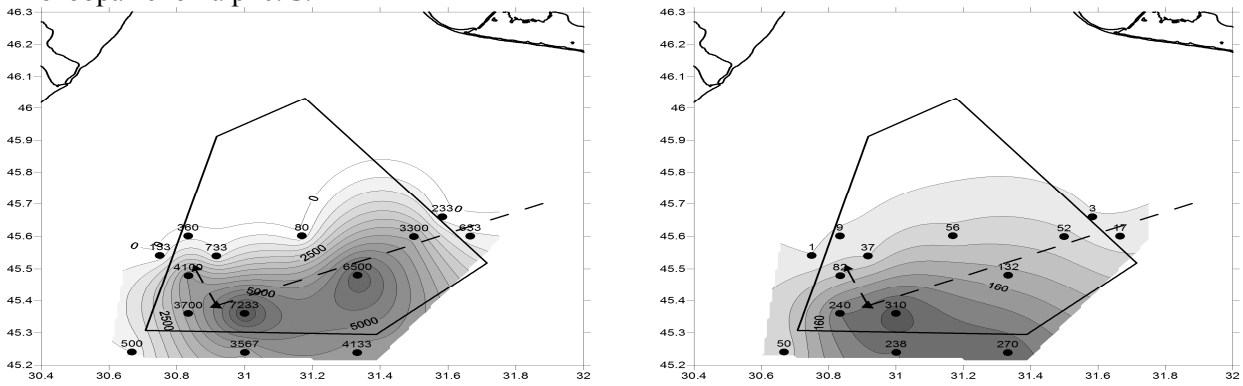
А Б

А – численность, экз.·м$^{-2}$; Б – биомасса, г·м$^{-2}$

Рис. 2. Пространственное распределение *Mytilus galloprovincialis* в районе ФПЗ в мае–июне 2012 г.

Повышенная биомасса мидий зарегистрирована на ст. № 21, 3 и 19 (604 и дважды 510 г·м$^{-2}$ соответственно), где преобладали размерные группы до 50 мм. Этот район приурочен к центральной части ФПЗ и продолжается по двум направлениям – северо-западному и северо-восточному от центра.

Пространственное распределение численности и биомассы *Modiolula phaseolinus* отображено на рис. 3.



А Б

А – численность, экз. ·м$^{-2}$; Б – биомасса, мг·м$^{-2}$

Рис. 3. Пространственное распределение и *Modiolula phaseolinus* в районе ФПЗ

Максимальное количество *Modiolula phaseolinus* средней размерной группы (3-7 мм) отмечено по линии изобат 42-44 м. Максимальная численность этого моллюска обнаружена на ст. № 40 и 31 (7233 экз.·м$^{-2}$ и 6500 экз.·м$^{-2}$ соответственно) и приурочена к линиям изобат 46-48 м. Наиболее высокие значения биомассы *Modiolula phaseolinus* зарегистрированы на ст. № 40, 50 (310, 270 г·м$^{-2}$ соответственно), которые проходят по изобатам 46 и 54 м. На ст. № 39, 40, 48 выявлены экземпляры больших размерных групп *Modiolula* – преимущественно до 9 мм и единичные экземпляры более 11 мм. Необходимо отметить, что до 1999 года верхняя граница распространения *Modiolula phaseolinus* была ограничена глубинами 50-60 м [5]. По результатам проведенной в 2012 г. съемки в районе ФПЗ выявлено, что верхняя граница регистрации *Modiolula phaseolinus* проходит по изобате 42 м, а скопления моллюсков больших размерных групп находятся в диапазоне глубин 44-54 м.

Выводы

Установлено общее улучшение состояния макрозообентосного сообщества по сравнению с 1990-ми годами. Количество зарегистрированных видов увеличилось с 43 до 52. Увеличился размер моллюсков, что особенно хорошо прослеживалось в центральной части ФПЗ. Выявлено поднятие верхней границы распространения *Modiolula phaseolinus* с глубин 50–60 м до 42 м. На общем фоне нормального состояния и развития бентосных организмов района ФПЗ выделены наиболее экологически напряженные участки – это северный и юго-западный части района ФПЗ.

1. *Зайцев Ю. П.* Дунай – основной источник эвтрофикации Черного моря // Ю. П. Зайцев, Г. П. Гаркавая, Д. А. Нестерова, Л. И. Полищук. // Гидробиол. журн. – 1989. – №4. – С. 21–25.
2. *Зернов С. А.* К вопросу об изучении жизни Черного моря / С. А. Зернов // Зап. Императ. Акад. Наук. – 1913. – № 1. – 299 с.
3. *Лосовская Г. В.* Состояние донных сообществ северо–западной части Черного моря в условиях изменения речного стока / Г. В. Лосовская, Л. Ю. Рытикова // Экология моря. – 1987. – Вып. 26. – С. 37–43.
4. *Михайлова Т. В.* Некоторые данные по макрозообентосу филлофорного поля Зернова (Черное море) / Т. В. Михайлова // Экология моря. – 2002. – Вып. 59. – С. 26–30.
5. *Северо-западная* часть Черного моря: биология и экология / Под ред. Ю. П. Зайцева, Б. Г. Александрова, Г. Г. Миничевой. – К.: Наукова думка, 2006. – 701 с.
6. *Строгонов А. А.* Изучение биоценоза *Phyllophora nervosa* на филлофорном поле Зернова с помощью подводного обитаемого аппарата / А. А. Строгонов, И. К. Гордеева // Экология моря. – 2000. – Вып. 50. – С.40–44.

С.П. Ковалишина, О.Г. Качалов
Український науковий центр екології моря, Одеса

МАКРОЗООБЕНТОС ФІЛЛОФОРНОГО ПОЛЯ ЗЕРНОВА У ТРАВНІ – ЧЕРВНІ 2012 РОКУ

Досліджено видовий склад, популяційні характеристики та просторовий розподіл макрозообентосу на філофорному полі Зернова у північно-західному шельфі Чорного моря. Зареєстровано 52 види макрозообентосу. Виявлено підняття верхньої межі поширення молюска модіоли з глибин 50-60 м до 42 м. Зареєстровано найбільш екологічно напружені ділянки – північна та південно-західна частини філофорного поля.

Ключові слова: макрозообентос, кількісні показники, моніторинг, філофорне поле Зернова, північно-західний шельф Чорного моря

S.P. Kovalishina, O.G. Kachalov
Ukrainian Scientific Centre of Ecology of the Sea, Odesa

MACROZOOBENTHOS OF ZERNOV'S PHILLOPHORA FIELD IN MAY–JUNE 2012 YEAR

Macrozoobenthos species composition, populations characteristics and spatial distribution on Zernov's phillophora field at the North-Western Shelf of the Black Sea were studied. Rregistered 52 species of macrozoobenthos. The upper border of the mussel modiolus are raised from 50-60 to 42 m depths. The Northern and South-Western parts of the phillophora field were determined as most environmentally stressed areas.

Keywords: macrozoobenthos, quantitative data, monitoring, Zernov's phillophora field, North-Western Shelf of the Black Sea

УДК 597.551.3:591.48

В.О. КОВАЛЬ

Чернігівський національний педагогічний університет імені Т.Г. Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів, 14000, Україна

ВПЛИВ ІОНІВ МАНГАНУ НА ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ КОРОПА ЛУСКАТОГО

Досліджено вплив іонів мангану (2,4 мг/дм^3) на різні ланки обміну вуглеводів в тканинах дволіток коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.). Виявлено характерні зміни ферментативної активності в печінці риб при інтоксикації іонами мангану.

Ключеві слова: іони мангану, короп, обмін вуглеводів, енергетичний обмін, ферменти

Серед хімічних речовин, що забруднюють континентальні водойми, значну небезпеку для водяних тварин, у тому числі і риб, становлять іони важких металів [6]. До важких металів належить і манган. Загально відомо, що цей мікроелемент є життєвоважливим, відіграє вагому роль у забезпеченні перебігу чисельних метаболічних процесів живих організмів. Збільшення концентрації іонів мангану у водному середовищі викликає отруєння гідробіонтів, наприклад у коропа відбувається зниження рівня загального білку [2]; в м'язах риб значно знижується вмісту глутамінової амінокислоти [1]; відбувається пригнічення активності амінотрансфераз та лужної фосфатази [3].

Дослідження впливу іонів мангану на активність ферментів вуглеводного та енергетичного обмін в організмі коропа лускатого стало метою нашої роботи.

Матеріал і методи досліджень

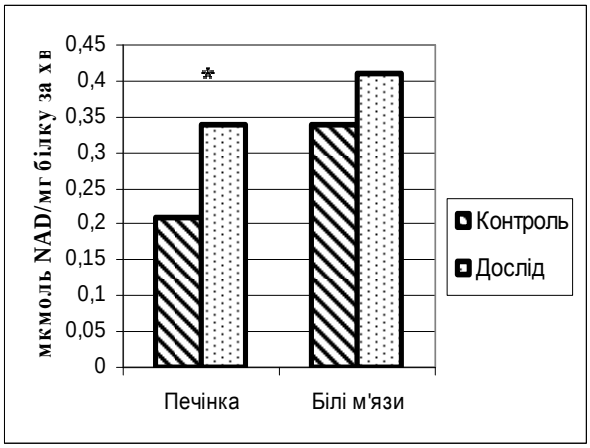
Дослідження проводились в лабораторних умовах на дворічках коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.), масою 180-250 г. Риб утримували в 200-літрових акваріумах з відстояною водопровідною водою. Величина pH коливалась в межах 7,6-7,8; вміст кисню – 7,0-8,0 мг/дм^3; вуглекислого газу – 2,2-2,8 мг/дм^3; температуру в акваріумах, у яких утримувалися контрольні та піддослідні риби, підтримували близькою до природної в залежності від пори року. Умови інтоксикації моделювали шляхом внесення у водне середовище солі $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ у концентрації, що відповідають 2 рибогосподарським ГДК і в перерахунку на іон складала 2,4 мг/дм^3. Період аклімації становив 14 діб, що вважається достатнім для формування захисних фізіолого-біохімічних механізмів до дії токсикантів.

Для визначення активності ферментів використовували тканини білих м'язів спини та передньої долі печінки коропа. Готували гомогенати тканин на 0,25М сахарозі у співвідношенні 1:10. Ядра та мітохондрії виділяли за загальноприйнятими методиками [8]. В цитоплазматичній фракції досліджували активність лактатдегідрогенази, глюкозо-6-фосфатдегидрогенази, глюкозо-6-фосфатази і фруктозо-1,6-дифосфатази. Мітохондріальну фракцію використовували для визначення активності сукцинатдегідрогенази. Визначення активності ферментів проводили по загальноприйнятим методикам [7, 8]. Ферментативну активність Г-6-Фази і Ф-1,6-ДФази оцінювали за неорганічним фосфором, який визначали за Фіске – Суббароу. Кількість білків у пробах визначали за методом Лоурі.

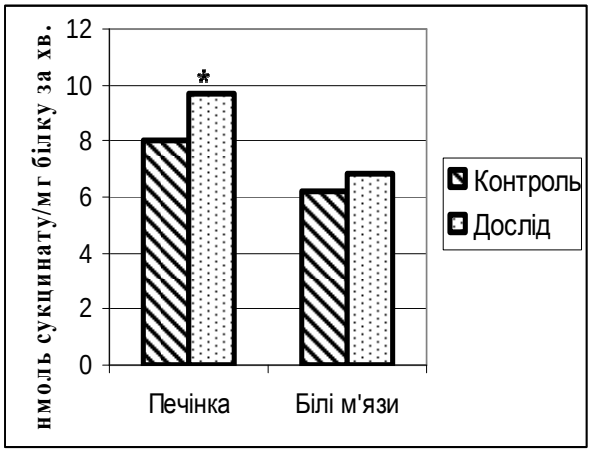
Усі результати були оброблені статистично за Ойвіним І. А. [5]. Відмінності між порівнюваними групами вважали вірогідними при * – $P < 0,05$.

Результати досліджень та їх обговорення

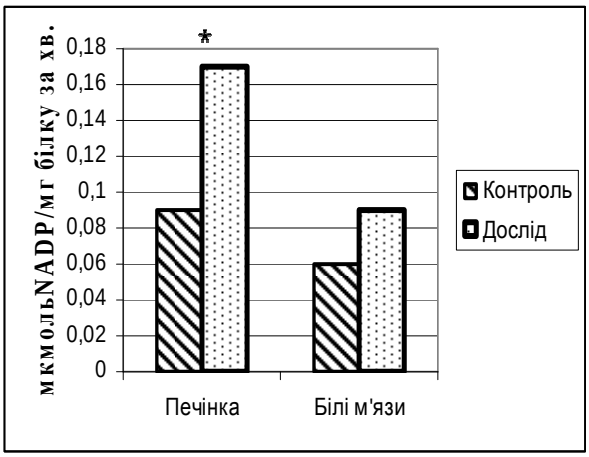
Значне місце в енергетичному обміні займає гліколіз. Для дослідження був обраний фермент лактатдегідрогеназа. Результати впливу іонів мангану на активність лактатдегідрогенази показали, що активність ферменту збільшувалась як у білих м'язах, так і в печінці риб (рис. 1 (А). У печінці коропа іони мангану викликають зростання активності ЛДГ на 62% (0,21±0,03мкмоль NAD/ мг білка за хв. – контроль, 0,34±0,04мкмоль NAD/ мг білка за хв. – дослід). У білих м'язах відбуваються менші зміни активності лактатдегідрогенази (контроль – 0,34±0,03 мкмоль NAD/ мг білка за хв., дослід – 0,41±0,04 мкмоль NAD/ мг білка за хв.).



А



Б



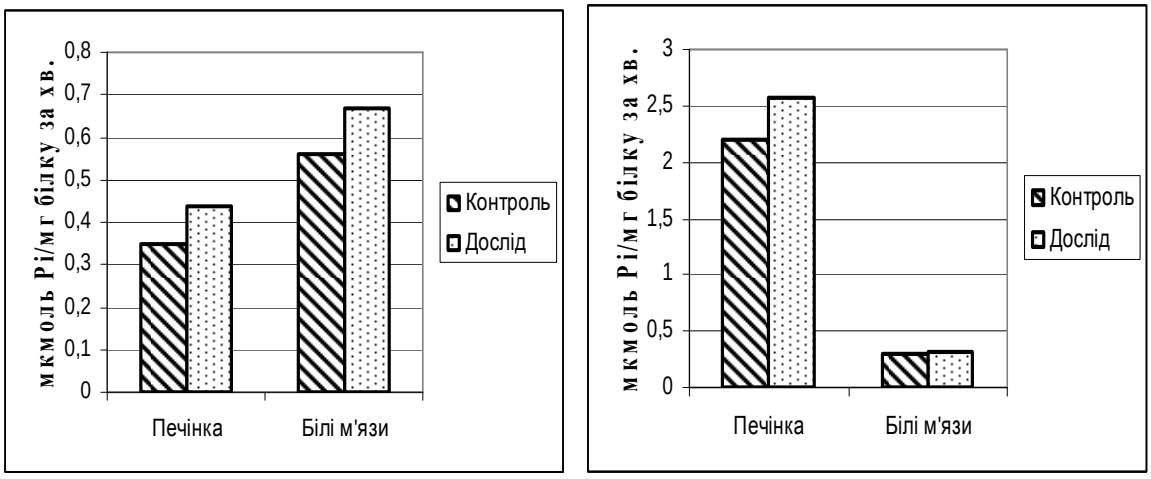
В

Рис.1. Вплив іонів мангану на активність ферментів енергозабезпечення в печінці і білих м’язах коропа (M $\pm$ m, n = 5). А – активність лактатдегідрогенази; Б – активність сукцинатдегідрогенази; В – активність глюкозо-6-фосфатдегідрогенази

Досліджуючи активність сукцинатдегідрогенази (рис. 1(Б) за дії катіонів Mn^{2+} водного середовища у концентрації 2 ГДК, встановлено, що вона має тенденцію до зростання. В тканинах печінки активність СДГ зростає на 21%, а у білих м’язах лише на 9%.

Результати впливу іонів мангану на активність глюкозо-6-фосфатдегідрогенази (рис. 1 (В) показали, що у печінці її активність була максимальною і збільшувалася на 89% (0,09$\pm$0,02 мкмоль NADP/ мг білка за хв. – контроль, 0,17$\pm$0,02 мкмоль NADP/ мг білка за хв. – дослід), а у м’язовій тканині зростання відбувається лише на 50% ($p < 0,05$).

В період зимового голодування, викликаного зниженням температури навколишнього середовища, у багатьох видів риб спостерігається інтенсифікація глюконеогенезу. Тому нами досліджувались ключові ферменти цього процесу: глюкозо-6-фосфатазну і фруктозо-1,6-дифосфатазну активності (рис. 2 (А, Б). Дія іонів мангану водного середовища викликала незначне збільшення активності цих ферментів. Так, у присутності катіонів Mn^{2+} спостерігаються зміни активності глюкозо-6-фосфатази: у печінці з 2,19 $\pm$ 0,11 мкмоль P_i / мг белка хв. – контроль, 2,58 $\pm$ 0,08 мкмоль P_i / мг белка хв. – дослід, тобто на 18 %; у білих м’язах вони склали всього 10 %. Аналогічні зміни відбувались і з другим ферментом – фруктозо-1,6-дифосфатазою: на 26% зростає активність у печінці та на 20 % у м’язовій тканині.



А Б

Рис. 2. Вплив іонів мангану на активність ферментів глюконеогенезу в печінці і білих м’язах коропа (M±m, n = 5).

А – активність фруктозо-1,6-дифосфатази; Б – активність глюкозо-6-фосфатази

Висновки

За дії іонів мангану спостерігається зростання всіх досліджених ферментів. Це можна пояснити тим, що манган є біогенним металом. Його вплив виявляється через активацію чи інгібування ферментативних реакцій, до яких він має безпосереднє відношення [4]. Ферменти гліколізу (лактатдегідрогеназа) і пентозофосфатного шунта (глюкозо-6-фосфатдегідрогеназа) виявились найбільш чутливі до впливу іонів мангану. Вплив іонів мангану на білі м’язи коропа був менший, ніж у печінці.

1. *Курант В. З.* Роль вільних амінокислот в адаптаційно-компенсаторних процесах в організмі риб за дії іонів важких металів / В.З. Курант // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2001. – № 3 (14), –С. 205–209.
2. *Мурадова Г. Р.* Динамика содержания белков в сыворотке крови сеголеток карпа при хроническом воздействии тяжелых металлов / Г. Р. Мурадова, А. И. Рабаданова // Успехи современного естествознания. – 2012. – № 7. – С. 58–62.
3. *Мусаев Б. С.* Динамика активности аминотрансфераз и щелочной фосфатазы в крови сеголеток карпа при хроническом воздействии ионов кадмия и марганца / Б. С. Мусаев, И. К. Курбанова, Д. Н. Магомедгаджиева [та ін.] / Известия Самарского научного центра Российской академии наук – 2010. – № 1 (5), т. 12. – С. 1321–1324.
4. *Никоноров А. М.* Биомониторинг тяжелых металов в пресноводных экосистемах / А. М. Никоноров, А. В. Жудилов, А. Д. Покаржевский. – Л.: Гидрометиздат, 1985. – 144 с.
5. *Ойвин И. А.* Статистическая обработка результатов экспериментальных исследований // Патол.физиол.и экспер.терапия. – 1960. – № 4 – С. 76 – 85.
6. *Романенко В. Д.* Основи гідроекології / В. Д. Романенко. – К.: Обереги, 2001. – 728 с.
7. *Современные* методы в биохимии / [Под ред. В. Н. Ореховича]. – М.: Медицина, 1964. – 345 с.
8. *Biochemica* information. – W.- Germany: Boehringer Manneheim GmbH, Biochemica,1975. – Bd.1. – P. 99–100.

В.А. Коваль
Черниговский национальный педагогический университет имени Т.Г. Шевченко, Украина

ВЛИЯНИЕ ИОНОВ МАРГАНЦА НА ФИЗИОЛОГО-БИОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ КАРПА ЧЕШУЙЧАТОГО

Исследовали влияние ионов марганца (2,4 мг/дм^3) на активность ферментов углеводного обмена в тканях двухлеток карпа чешуйчатого (*Cyprinus carpio* L.). Полученные данные

выявили характерные изменения ферментативной активности рыб при интоксикации ионами марганца.

Ключевые слова: ионы марганца, карп, обмен углеводов, энергетический обмен, ферменты

V.O. Koval
T.G. Shevchenko Chernihiv National Pedagogical University, Ukraine

THE EFFECT OF MANGANESE IONS ON THE PHYSIOLOGICAL AND BIOCHEMICAL PARAMETERS OF SCALED CARP

The article investigates the influence of manganese ions (2.4 mg/l) on different parts of the enzymatic activity of carbohydrate exchange and the Krebs cycle enzymes in biennial individuals' tissues of a scaled carp (*Cyprinus carpio* L.). The obtained data revealed the characteristic changes in the enzyme activity in the liver of the fish by the intoxication of manganese ions.

Keywords: manganese ions, carp, carbohydrate exchange, energy exchange, enzymes

УДК 504.064.36:574(262.5)

Н.В. КОВАЛЬОВА, В.І. МЕДІНЕЦЬ
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65026, Україна

ІНТЕГРАЛЬНА ОЦІНКА ЯКОСТІ МОРСЬКИХ ПРИБЕРЕЖНИХ ВОД ОСТРОВА ЗМІЇНИЙ

Наведені та проаналізовані результати оцінки якості морських прибережних до острову Зміїний вод за 2004–2014 рр. з використанням індексу TRIX. Показано, що у більшості випадків якість прибережних вод відповідала мезотрофному (40 %) і евтрофному (43 %) статусу з тенденцією покращення їх стану впродовж останніх 11 років. Наведені результати статистичного аналізу показали, що найбільш тісні кореляційні взаємозв'язки спостерігаються між індексом TPIX, прозорістю і солоністю. Запропоновано використовувати індекс TRIX для оцінки якості морських вод у національному масштабі та для всього Чорного моря. Показано, що район Чорного моря біля острова Зміїний може бути рекомендований в якості референтного для всієї північно-західної частини Чорного моря.

Ключові слова: індекс TRIX, Чорне море, острів Зміїний, прибережні води

Контроль стану морського середовища є важливим напрямом морської політики та водного менеджменту в Європейському Союзі, де розроблені та впроваджені водна рамкова директива (WRD) та рамкова директива по морської стратегії (MSFD), якими передбачається комплекс дій з оцінки стану та екологічних ризиків морських екосистем, одним з яких є евтрофікація. В процесі вивчення та оцінки евтрофікації в морських екосистемах необхідно обов'язково визначати їх трофічний стан за комплексом фізико-хімічних і біологічних характеристик екосистем [2, 3]. Для інтегрованої оцінки якості морських і прибережних вод з точки зору стану їх евтрофікації R. A. Vollenweider [7] запропонував використовувати доволі простий трофічний індекс TRIX, який оцінюється по 4 параметрах (концентрація хлорофілу *a*, відносний вміст кисню (% насичення) та концентрації загального азоту і загального фосфору). Використання єдиного індексу дозволяє порівнювати за ступенем евтрофікації не тільки різні райони моря, а і окремі моря в Європі, що дало можливість дослідникам європейських морів використовувати індекс TRIX для оцінки якості морських вод, в тому числі у Чорному морі [1-6]. Метою роботи є вивчення довгострокових змін якості морських вод навколо острова Зміїний у 2004-2014 рр. з використанням трофічному індексу TRIX та можливості його

використання в Україні в зв’язку з задекларованою в Угоді про асоціацію України та ЕС імплементацією WFD і MSFD.

Матеріал і методи досліджень

Для досягнення мети нами використані дані, що були отримані на морській науково-дослідній станції “Острів Зміїний” (НДС) Одеського національного університету імені І.І. Мечникова у 2004–2014 рр. Визначення гідрохімічних і гідробіологічних параметрів (вміст загального азоту і фосфору, розчиненого кисню і хлорофілу проводились регулярно кожні 5 днів в період з 2004 до 2008 рр. і кожні 10 днів з 2009 по 2014 рр. впродовж находження на острові вахтового персоналу НДС з травня по грудень кожного року з використанням методів, які описані нами в роботах [2-5]. Розрахунок трофічного індексу (TRIX) виконано згідно методики [7].

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз розрахованих значень трофічного індексу (TRIX) в прибережних морських водах о. Зміїний показав, що діапазон їх коливань дуже широкий (від 3,0 до 7,0), що у відповідності до класифікації [2, 3], охоплює усі категорії трофності вод від оліготрофних до гіпертрофних. Аналіз розподілу значень за категоріями трофності показав, що 40 % досліджених зразків морської води відносилися до категорії «мезотрофні води» (TRIX = 4-5), а 43 % до категорії «евтрофні води» (TRIX = 5-6). Лише тільки 7 % відібраних зразків води належало до категорії «оліготрофні води» (TRIX = 3-4) і 10 % до категорії «гіпертрофні води» (TRIX=6-7). Аналіз динаміки змін середньомісячних значень TRIX (рисунок) показав, що мінімальні значення TRIX спостерігалися в зимовий період і досягали максимальних значень повесні. Середньорічні значення TRIX змінювалися від 5,8 у 2004 р. до 4,9 у 2005 і 2014 рр., при цьому його середня багаторічна величина дорівнювала 5,0. Треба відмітити, що в динаміці багаторічних коливань TRIX спостерігається невелике зменшення його середньорічних значень від 5,2 у 2004 р. до 4,9 в 2014 р., що може свідчити про поліпшення якості морських прибережних вод в районі о. Зміїний. Проведений аналіз взаємозв'язків всього ряду TRIX за 2004–2014 рр. з окремими гідрологічними, гідрохімічними і біологічними параметрами морських вод показав наявність тісних кореляційних зв’язків.

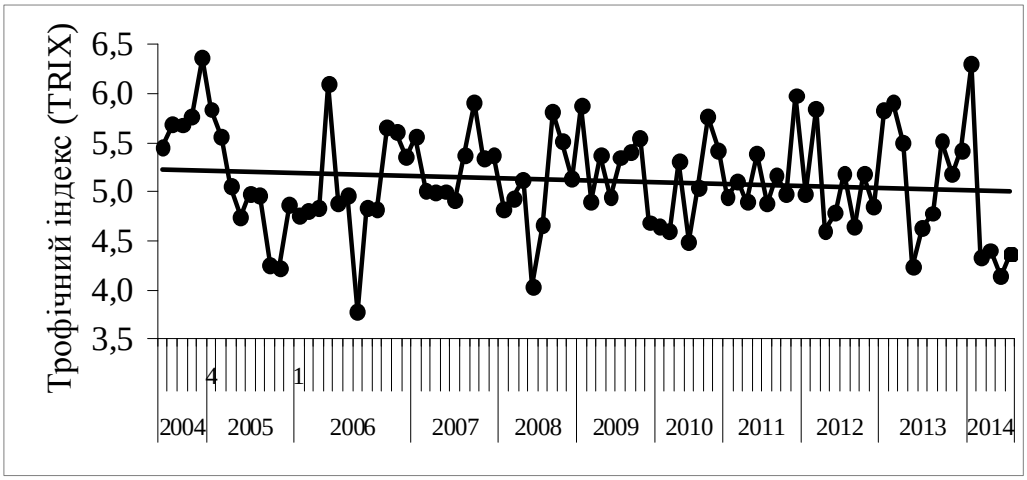


Рис. Динаміка середньомісячних значень трофічного індексу (TRIX) в поверхневих водах моря біля о. Зміїний в 2004–2014 рр.

Найбільш тісні кореляційні зв’язки спостерігались між TRIX та солоністю, прозорістю, концентраціями загального азоту та фосфору і хлорофілу *a*. Особливий інтерес викликають кореляційні зв'язки, які були визначені між TRIX і прозорістю вод (r = –0,47) та TRIX і солоністю (r = –0,32) що свідчить про підвищення TRIX акваторії при зменшенні прозорості і солоності вод. При цьому в окремі роки (2005, 2006, 2013, 2014) значення коефіцієнту кореляції між TRIX та прозорістю (за аналізом річних даних) досягали значень (0,6–0,9), що може свідчити про вплив річкового стоку Дунаю на район досліджень, тому що звичайно

річкові води мають підвищену концентрацію біогенних сполук та меншу прозорість і солоність, ніж чисто морські води.

Порівняння отриманих нами даних з результатами інших авторів, що були отримані у різних районах Чорного моря показало, що середні значення TRIX для морських прибережних вод о. Зміїний нижче, ніж на узмор'ї Дунаю (5,8-6,9) [1], у Варненський затоці (5, 3) [7], а також біля турецьких берегів (6,9-7,7) [8]. Тобто, трофічний статус морських вод поблизу о. Зміїний практично у всі роки спостережень був найнижчим порівняно з іншими районами Чорного моря, що дозволяє нам запропонувати морський район о. Зміїний в якості референтного при імплементації WFD та MSFD в України. Крім того, відсутність джерел антропогенного забруднення в цьому районі дозволяє нам рекомендувати науково-дослідну станцію "Острів Зміїний" в якості базової станції України в західної частини Чорного моря для оцінки стану морського середовища у відповідності з вимогами програми моніторингу BSIMAP Конвенції зі захисту Чорного моря від забруднення.

Висновки

1. Коливання TRIX у морських прибережних водах острова Зміїний в 2004-2014 рр. охоплювали широкий діапазон трофності (від оліготрофних до гіпертрофних), але у більшості спостережень якість вод відповідала мезотрофному (40 %) і евтрофному (43 %) статусу з тенденцією покращення стану впродовж дослідженого періоду.
2. Статистично доведено, що TRIX має тісні кореляційні взаємозв'язки з фізико-хімічними (прозорість, солоність, загальний азот і фосфор) та гідробіологічними (концентрація хлорофілу *a*) характеристиками морського середовища.
3. Наведені та проаналізовані дані свідчать, що морські прибережні води острова Зміїний можна використовувати як фоновий (референтний) район для західної частини Чорного моря при імплементації директив ЄС.
4. Враховуючі міжнародний досвід та накопичені науково-дослідною станцією "Острів Зміїний" за останні роки дані рекомендується обов'язкове використання на національному рівні TRIX – універсального індикатора якості морських вод.

Автори дякують співробітникам Одеського національного університету імені І.І. Мечникова, завдяки яким було виконано відбір і аналіз зразків води та проведення спостережень на морській науково-дослідній станції "Острів Зміїний". Дослідження проводилось в рамках держбюджетних тем планів Міністерства освіти і науки України та за фінансовою допомогою міжнародних проектів EnviroGrids та PERSEUS європейської програми FP7.

1. *Дятлов С. Є.* Результати еколого-токсикологічного моніторингу судового ходу Дунай-Чорне море у 2008 р. / С. Є. Дятлов, В. В. Нікулін, А. Г. Петросян [та ін.] // Наук. зап. Тепноп. нац. пед. ун-ту імені В. Гнатюка. Сер. Біол. Спец. вип.: Гідроекологія. – 2010. – № 3(44). – С. 82–85.
2. *Медінець В. І.* Оцінка якості морських вод в районі острова Зміїний за допомогою індексу TRIX / В. І. Медінець, Н. В. Ковальова, С. М. Снігірьов, І. Л. Грузова // Наук. зап. Тепноп. нац. пед. ун-ту імені В. Гнатюка. Сер. Біол. Спец. вип.: Гідроекологія. – 2010. – № 3(44). – С. 159–162.
3. *Мединец В. И.* Исследование качества прибрежных вод о. Змеиный с использованием индекса эвтрофикации TRIX / В. И. Мединец, Н. В. Ковалева // Экологічні проблеми Чорного моря: междунар. науч.-практ. конф. (27–28 жовтня 2011 р.): Мат. конф. – Одеса: ІНВАЦ, 2011. – С. 169–172.
4. *Kovalova N. V.* Comprehensive assessment of long-term changes of the Black Sea surface waters quality in the Zmiinyi Island area / N. V. Kovalova, V. I. Medinets // Turkish J. Fisheries @ Aquatic Sciences. – 2012. – № 12. – P. 485–491.
5. *Moncheva S.* Application of eutrophication indices for assessment of the Bulgarian Black Sea coastal ecosystem ecological quality / S. Moncheva, V. Doncheva, G. Shtereva, L. Kamburska, S. Gorinstein // Water Science @ Technology. – 2002. – Vol. 46, № 8. – P. 19–28
6. *Salas F.* Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal) / F. Salas, H. Teixeira, C. Marcos, J. Marques, A. Pérez-Ruzafa A. // ICES J. Marine Science. – 2008. – № 65(8). – P. 1442–1448.
7. *Vollenweider R. A.* Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality

index / R. A. Vollenweider, F. Giovanardi, G. Montanari, A. Rinaldi // Environmetrics. – 1998. – № 9. – P. 329–357.

Н.В. Ковалева, В.И. Мединец
Одесский национальный университет им. И.И. Мечникова, Украина

ИНТЕГРАЛЬНАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА МОРСКИХ ПРИБРЕЖНЫХ ВОД ОСТРОВА ЗМЕИНЫЙ

Приведены и проанализированы результаты оценки качества прибрежных морских вод возле острова Змеиный за 2004-2014 гг. с использованием индекса TRIX. Показано, что в большинстве случаев качество прибрежных вод отвечало мезотрофному (40 %) и эвтрофному (43 %) статусу с тенденцией улучшения состояния на протяжении последних 11 лет. Приведенные результаты статистического анализа показали, что наиболее тесные корреляционные взаимосвязи наблюдаются между индексом TRIX, прозрачностью и соленостью. Рекомендуется использовать индекс TRIX для оценки качества морских вод в национальном масштабе для всего Черного моря. Показано, что район Черного моря возле острова Змеиный можно рекомендовать в качестве референтного для всей северо-западной части Черного моря.

Ключевые слова: индекс TRIX, Черное море, остров Змеиный, прибрежные воды

N.V. Kovalova, V.I. Medinets
I.I. Mechnykov Odesa National University, Ukraine

INTEGRATED ASSESSMENT OF THE ZMIINYI ISLAND COASTAL WATER QUALITY

The results of marine coastal waters adjacent to the Zmiinyi Island quality assessment using TRIX Index for 2004-2014 have been presented and analyzed. It has been shown that coastal water quality in most cases corresponds to mesotrophic (40 %) and eutrophic (43 %) status with the trend towards water quality improvement during past 11 years. Results of statistical analysis have been presented, showing that the tightest correlation relationships are observed between TRIX Index, transparency and salinity. Using of TRIX Index for marine water quality assessment in the National scale and for the entire Black Sea has been proposed. It has been shown that the water area around the Zmiinyi Island could be recommended as a reference area for the entire North-western part of the Black Sea.

Keywords: TRIX index, Black Sea, Zmiinyi Island coastal waters

УДК 591.9 (262.5)

М.А. КОВАЛЁВА, М.В. МАКАРОВ, Н.А. БОЛТАЧЁВА, Л.В. БОНДАРЕНКО
Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского
пр. Нахимова, 2, Севастополь, АР Крым

МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА МАКРОФАУНЫ СКАЛ В АКВАТОРИИ КАРАДАГА (ЧЁРНОЕ МОРЕ)

Получены данные о видовом составе, численности и биомассе макрофауны на скалах акватории Карадага (юго-восточный Крым) в 2009–2012 гг. С использованием индексного подхода проведён сравнительный анализ развития макрозообентоса за периоды 1938–1940, 1976–1978 и 2009–2012 гг. Выявлены значительные изменения количественных показателей развития сообщества и уровня его биоразнообразия, произошедшие за это время.

Ключевые слова: сообщество скал, Mytilus galloprovincialis, Mytilaster lineatus, многолетняя динамика, Чёрное море, Карадаг

Первое детальное исследование бентоса на жёстких субстратах в Чёрном море проведено И. В. Шароновым на Карадагской биостанции в 1938-40 гг. [8]. В 1976-78 гг. его съёмку повторил И. А. Синегуб [7], а в 2009, 2011-12 гг. авторы данной статьи [3, 4]. Методика и места сбора проб были схожими во все три периода.

Цель работы – изучить современное состояние и многолетнюю динамику сообщества макрозообентоса естественных твёрдых субстратов в акватории Карадагского природного заповедника.

Материал и методы исследований

Летом 2009, 2011 и 2012 гг. на скалах акватории Карадага водолазами отобрано 55 количественных проб макрозообентоса. Для отбора материала использовали бентосные рамки площадью 0,04 и 0,06 м^2, обшитые мельничным газом с диаметром ячеи 0,5 мм. Фиксировали 4 % раствором формальдегида. В камеральных условиях материал разбирали по крупным таксономическим группам и идентифицировали. Для каждого вида определяли среднюю численность – N, экз.·м$^{-2}$, среднюю биомассу – B, г·м$^{-2}$ и встречаемость – P, %. Сообщества выделяли по доминирующему по биомассе виду [1].

Для сопоставления полученных данных с литературными мы объединили материалы в одну интегральную пробу. Для сравнения плотности видов на единицу площади и выравненности относительного распределения особей среди видов в сообществе строили кривые доминирования – разнообразия и к-доминантные кривые [8, 9].

Доминирование изучали с помощью индекса Симпсона, биоразнообразие – по индексу Шеннона, видовое богатство – по индексу Маргалефа, выровненность – с помощью индекса Пиелу [6]. В работе [8] автор не привел полного списка видов, однако список есть в неопубликованных данных, сохранённых в библиотеке Карадагского заповедника. Именно эти данные И. В. Шаронова использованы нами для сравнительного анализа количественного распределения фауны в разные периоды исследований.

Результаты исследований и их обсуждение

В пробах 2009-12 гг. обнаружено 87 видов гидробионтов: Crustacea – 35 видов (42,5 % общего количества видов), Polychaeta – 26 видов (31 %), Mollusca – 16 видов (18 %). Представители Hydrozoa, Nemertea, Turbellaria, Oligochaeta, Acarina, Insecta до вида не идентифицированы. Средняя численность макробентоса на исследованном полигоне составила 15848±250 экз.·м$^{-2}$, а биомасса – 2991±47 г·м$^{-2}$. По численности и биомассе преобладали моллюски, их количественные показатели – 12459 экз.·м$^{-2}$ и 2975 г·м$^{-2}$. Это объясняется обилием представителей митилид (97 % численности и 99,8 % биомассы всех моллюсков). При этом на долю *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 приходилось 2,7 % численности и 42,7 % биомассы всех Mollusca, а на долю *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791) – соответственно 95 % и 57,1%. Это позволяет нам выделить в обрастании скал Карадага в сообщество митилястера. Сравнительный анализ развития макрозообентоса на скалах Карадага в периоды 1938-40 гг., 1976–78 гг. и 2009-12 гг. показал, что средняя биомасса бентоса в исследованные годы существенно отличались (1046,1 г·м$^{-2}$, 9761,5 г·м$^{-2}$. и 2991 г·м$^{-2}$ соответственно), в то время как общая численность оставалась на одном уровне. Увеличение биомассы в 1970-е гг. было обусловлено вспышкой количественного развития скаловой мидии, предполагаемая причина которой – реакция на увеличение общего уровня эвтрофирования вод в это время [2].

При сравнении наших данных с литературными [7, 8] использовали индексный подход. Проанализированы индексы доминирования (рис. 1), с использованием индекса Симпсона (D), который отражает концентрацию доминирования и измеряется от 0 до 1. В 1938-40 гг. его показатель составил 0,14, в 1976-78 гг. – 0,16, а в 2009-12 гг. – 0,5.

Оказалось, что в 2000-е годы уровень доминирования выше, чем в предыдущие годы, а, следовательно меньше разнообразие (1–D). Разнообразие также анализировали по индексу Шеннона, придающему больший вес редким видам. В 1938-40 гг. этот индекс равнялся 3,57, в 1976-78 гг. – 3,3, а в 2009-12 гг. – 1,9. Иными словами, разнообразие сообщества в эти периоды исследований постоянно снижалось. Выравненность считали с помощью индекса Пиелу. Чем ближе его значение к единице, тем выше этот показатель для сообщества. Выравненность

также снижалась от 0,6 в 1938-40 гг. до 0,52 в 1970-е и до 0,3 в 2000-е гг. Индекс Маргалефа, однако, был наиболее высоким в 2009-12 гг. Этот индекс отражает биоразнообразие относительно видового богатства, а так как количество видов в количественных материалах в 1938–40 гг. было ниже, чем в другие годы, то и значение данного индекса для этого периода самое низкое. По результатам применённого индексного подхода можно констатировать, что разнообразие и выравненность сообщества скал постоянно уменьшались с 1938-40 гг. до 2009-12 гг., а уровень доминирования в нем повышался.

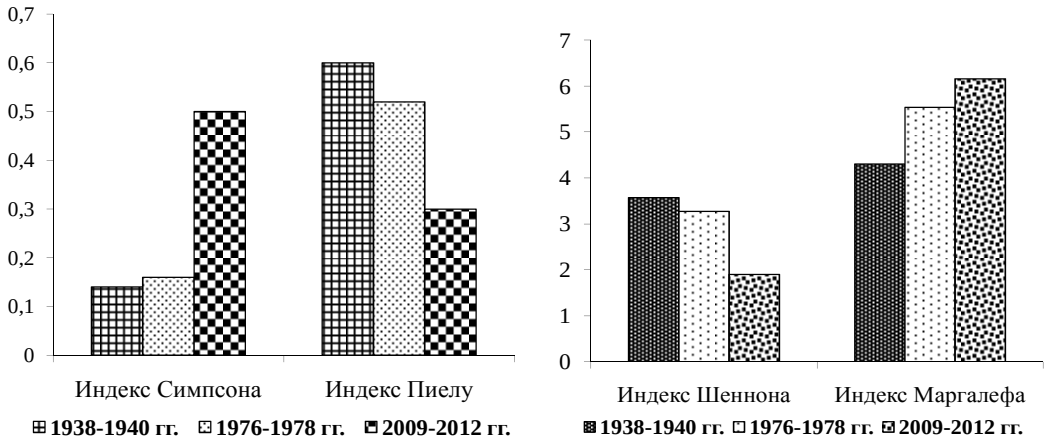


Рис. 1. Индексы доминирования Симпсона, выравненности Пиелу, разнообразия Шеннона и видового богатства Маргалефа в сообществах скал Карадага в сравниваемые периоды

Для оценки выравненности видов построили также график доминирования – разнообразия макрозообентоса по численности (рис. 2).

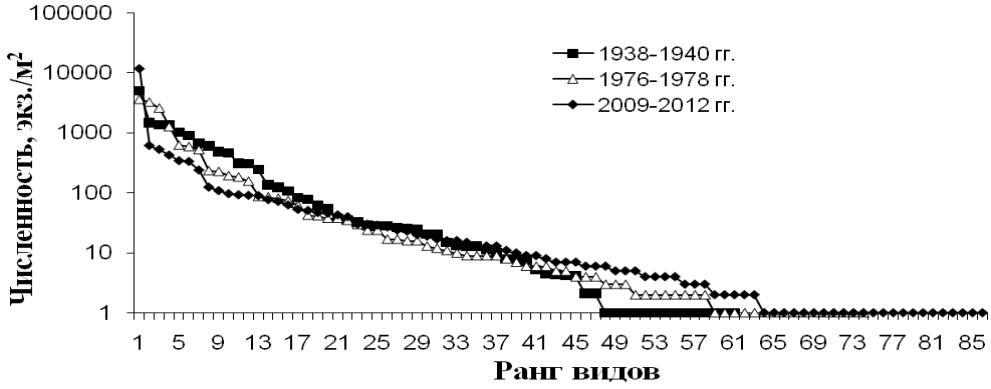


Рис. 2. Кривые рангового распределения видов макрозообентоса на скалах Карадага в разные годы исследований

В 1938-40 гг. доминирует один вид – *M. lineatus* (39 % общей численности), содоминантами являются три вида ракообразных – *Erichthonius difformis* M. - Edwards, 1830, *Ampithoe ramondi* Audouin, 1826 , *Hyale pontica* (Rathke, 1837) (по 11 %). В 1976-78 гг. среди представителей макрозообентоса скал можно выделить три вида заметно доминирующих по численности: амфипода *Stenothoe monoculoides* (Montagu, 1815) (24 % общей численности), а также моллюски – *M. lineatus* (21 %) и *M. galloprovincialis* (17 %) [7]. В 2009-12 гг. явно преобладал один вид – *M. lineatus* (75 %). Остальные существенно уступают ему по обилию (на графике кривая резко падает, а затем выравнивается). Выравненность видов в целом низкая, а доминирование, соответственно, высокое. Протяженность кривых доминирования – разнообразия для сообщества во все исследуемые периоды относительно велика, что говорит о большом количестве видов в составе сообщества. Однако присутствие нескольких видов-доминантов в 1938-40 гг. и особенно в 1976-78 гг. делает кривые для сообщества в эти годы

более выравненными, чем у сообщества в 2009-12 гг. Чем выше проходит кривая и чем более она уплощена, тем больше при данном числе видов общее разнообразие. В стрессовых ситуациях независимо от того, вызваны ли они естественными причинами или антропогенным воздействием, кривая становится более вогнутой. Отсюда мы можем заключить, что в 2009-12 гг. сообщество на скалах находилось в менее благоприятных условиях, чем в предыдущие годы.

Для определения изменений, произошедших в биотопе под влиянием внешних воздействий, построены К-доминантные кривые пропорций численности и биомассы каждого вида в биотопе для всех периодов исследований (рис. 3). По взаимному расположению этих кривых можно сделать выводы о наличии изменений во взаимоотношении K- и r-стратегов в сообществе. Графически наличие доминирующих K-стратегов (видов с относительно большой биомассой) в сообществе проявляется в том, что кривая биомассы располагается выше кривой численности. В первые два периода в сообществе не наблюдалось преобладания r-стратегов.

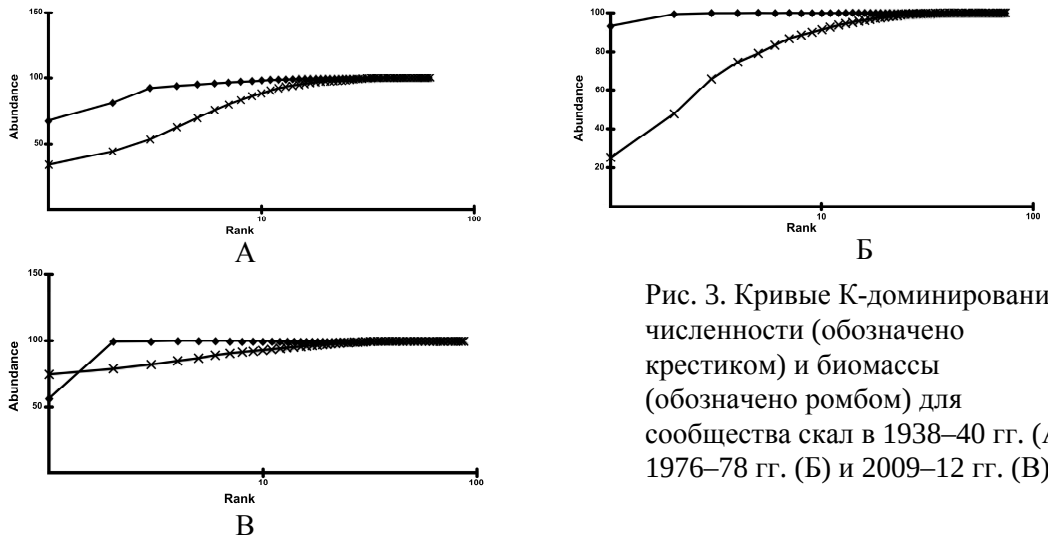


Рис. 3. Кривые К-доминирования численности (обозначено крестиком) и биомассы (обозначено ромбом) для сообщества скал в 1938–40 гг. (А), 1976–78 гг. (Б) и 2009–12 гг. (В)

Расположение графиков К-доминирования в эти периоды соответствует классической картине чистого биотопа. Однако расположение графиков в 2009–12 гг. соответствует переходным условиям, а в биотопе наблюдается состояние, характерное для среднего уровня загрязнения. Можно предположить, что в это время в целом ухудшились условия обитания сообщества.

Выводы

Таким образом, на протяжении трёх исследованных периодов на скалах акватории Карадага мы наблюдали три различных сообщества макрозообентоса. В 1938–40 гг. и 2009–12 гг. доминирующим видом был митилястер, в 1976–78 гг. – мидия. Однако, условия, в которых находились сообщества в первый и второй периоды оказались более сходными, чем в третий период исследований. В 2009–12 гг. отмечено снижение уровня разнообразия и исчезновение ряда видов. Возможной причиной этого являются изменения в фитоценозах макрофитов на скалах [5] и повышение общего уровня загрязнения среды.

Авторы благодарны В. А. Тимофееву и Т. П. Гетьману за помощь в сборе материала.

1. *Воробьёв В. П.* Бентос Азовского моря / В. П. Воробьёв // Тр. Азово-Черномор. научно-исследоват. института морского рыбного хозяйства и океанографии. – Симферополь: Крымиздат, 1949. – Вып. 13.– С. 5–195.
2. *Ковалёва М. А*. Многолетняя динамика состояния поселений Mytilidae на скалах Карадага / М. А. Ковалёва, Н. А. Болтачева, Н. С. Костенко // Мор. экол. журнал. – 2012. – Вып. 11, № 2. – С. 39–44.

3. *Ковалёва М. А.* Обрастания естественных твёрдых субстратов (скал) акватории Карадагского природного заповедника (Чёрное море) / М. А. Ковалёва, Н. А. Болтачева, М. В. Макаров, Л. В. Бондаренко // Экосистемы: их оптимизация и охрана. – 2014. – Вып. 10. – С. 77–81.
4. *Ковалёва М. А.* Макрозообентос скал акватории Карадагского природного заповедника (юго-восточный Крым) / М. А. Ковалёва // Мат. II межд. науч.-практ. конф. «Биоразнообразие и устойчивое развитие», посвящ. 200-летию Никитского бот. сада. – Симферополь, 2012. – 476 с.
5. *Костенко Н. С.* Тенденции многолетних изменений фитоценозов «цистозирового пояса» Карадагского природного заповедника (Крым, Чёрное море) / Н. С. Костенко, Е. А. Дикий, А. А. Заклецкий // Мор. экол. журнал. – 2008. – Т. **7**, № 3. – С. 25–36.
6. *Одум Ю.* Экология / Ю. Одум. – М.: Мир, 1986. – 376 с.
7. *Синегуб И. А.* Макрофауна зоны верхней сублиторали скал в Чёрном море у Карадага / И. А. Синегуб // Карадаг. Гидробиологические исследования. Сб. науч. трудов, посвящ. 90-летию Карадагской науч. станции им. Т. И. Вяземского и 25-летию Карадагского прир. заповедника НАН Украины. – Симферополь: СОНАТ. 2004. – Кн. 2. – С. 121–133.
8. *Шаронов И. В.* Фауна скал и каменистых россыпей у Карадага / И. В. Шаронов // Труды Карадагской биол. Станции. – 1952. – Вып. 12. – С. 68–77.
9. *Warwick R. M.* A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities / R. M. Warwick // Mar. Biol. – 1986. – Vol. 92 – P. 557–562.
10. *Whittaker R. H.* Dominance and diversity in land plant communities / R. H. Whittaker // Science. – 1965. – Vol. 147. – P. 250–260.

М.О. Ковальова, М.В. Макаров, Н.О. Болтачова, Л.В. Бондаренко
Інститут біології південних морів ім. О. О. Ковалевського, Севастополь

БАГАТОРІЧНІ ЗМІНИ МАКРОФАУНИ СКЕЛЬ У АКВАТОРІЇ КАРАДАГУ (ЧОРНЕ МОРЕ)

Отримані дані про видовий склад, чисельність та біомасу макрофауни на скелях акваторії Карадагу (південний схід Криму) в 2009-2012 рр. З використанням індексного підходу проведений порівняльний аналіз розвитку макрозообентосу за періоди 1938-1940, 1976-1978 і 2009-2012 рр. Виявлено значні зміни кількісних показників угруповання та рівня його біорізноманіття, що сталися протягом цього часу.

Ключові слова: угруповання скель, Mytilus galloprovincialis, Mytilaster lineatus, багаторічна динаміка, біорізноманіття, Чорне море, Карадаг.

M.A. Kovaleva, M.V. Makarov, N.A. Boltachova, L.V. Bondarenko
A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas, Sevastopol

THE LONG-TERM CHANGES OF MACROFAUNA IN KARADAG (BLACK SEA)

The data of the investigations of the qualitative and quantitative composition of the macrofauna in 2009-2012 for the Karadag (south-east of Crimea) are presented. The comparative analysis of the development of macrozoobenthos in this biotope for the periods of 1938-1940, 1976-1978 and 2009-2012 with helping indexes was made. The considerable changes of quantitative indexes of development of community and level of biodiversity for this time are exposed.

Keywords: community of rocks, Mytilus galloprovincialis, Mytilaster lineatus, long-term changes, biodiversity, the Black sea, Karadag

УДК 581.526. (262,5)

О.В. КІРСАНОВА
Інститут морської біології НАН України
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65011, Україна

ПЕРВИННА ПРОДУКЦІЯ У ОДЕСЬКОМУ РЕГІОНІ ПІВДЕННО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

Наведені дані щодо показників первинної продукції в Одеському регіоні ПЗЧМ в 2005-2010 роках. Доведено, що в досліджувані роки рівень первинної продукції знаходився в межах показників притаманних перехідним від мезотрофних до евтрофних вод.

Ключові слова : первинна продукція, фітопланктон, Одеський регіон

Процес первинного продукування є інтегральним показником стану морських екосистем, який засвідчує як рівень забезпечення біогенними речовинами, так і можливості існування організмів фітопланктону у тому чи іншому діапазоні показників середовища.

Первинна продукція (ПП) фотосинтезуючих організмів, яка є продукцією переважно планктонних мікроводоростей, поряд з алохтоною органічною речовиною складає матеріальні та енергетичні основи наступних етапів продукційних змін морських екосистем. Утворення ПП визначає увесь хід біологічних процесів у морі, включаючи формування промислових популяцій риб і безхребетних.

Позитивна залежність між ПП та рибопродуктивністю доведена низкою узагальнюючих співвідношень внаслідок дослідницької роботи та рибогосподарської практики [5].

Матеріал і методи досліджень

На станціях полігону «Одеський регіон» ОФ ІнБПМ НАНУ, розташованого в межах Одеської затоки, стандартним методом відбирали проби морської води. Проведені у 2005-2010 рр. вимірювання ПП стали частиною багаторічних досліджень (1989-2010 рр.) на полігоні «Одеський регіон» ПЗЧМ.

В якості характеристики морської води оцінювалась інтенсивність фотосинтезу. Використовувався стандартний склянковий метод кисневої модифікації. Схема передбачала вимірювання фотосинтезу в пробах, що були взяті з поверхневого та придонного горизонтів та розміщенні на одному рівні освітлення. Оцінювалась чиста, валова продукція та деструкція. За результатами вимірювання ПП на горизонтах для кожної станції будували криву вертикального розподілу [1].

Результати досліджень та їх обговорення

Перші дослідження рівня ПП в Південно-західної частині Чорного моря (ПЗЧМ) були проведені ще у 1960 році. Було показано, що більше половини органічної речовини в Чорному морі синтезується у прибережних районах, у тому числі, в його ПЗЧМ (16 % площі). В ці роки ПП досягала в цьому районі 1-2 г·С·м^{2}·д$^{-1}$. В 80-ті роки почався процес евтрофування ПЗЧМ. ПП почала рости і добові показники становили 0,7-3,0 г·С·м^{2}·д$^{-1}$. Результати, отримані на початку 80-х років XX століття, дозволяють указати середнє значення ПП 0,5 г·С·м^{2}·д$^{-1}$ при коливанні в межах від 0,05 до 7,0 г·С·м^{2}·д$^{-1}$. Розпочаті у 1989 році систематичні дослідження ОФ ІнБПМ НАНУ показали невелике зростання середніх показників ПП. Це можна віднести як на рахунок більш повних та масштабних досліджень, так і безпосереднього збільшення показників [2]. Нині, враховуючи, що динаміка біогенних речовин в ПЗЧМ має свої особливості кожного року, визначення рівня ПП має велике значення для обґрунтування процесів евтрофікації. При цьому величину ПП використовують як для класифікації трофності морських екосистем, так і для кількісного вираження евтрофікації у Чорному морі.

Значення показників ПП протягом усіх років досліджень отримані при застосуванні одного і того самого аналітичного та методологічного підходу, що дає змогу порівняти результати вимірювань за роками та сезонно і розглянути просторову динаміку змін ПП у досліджуваному регіоні [2, 3]. Розподіл середніх показників інтегральної ПП по районам досліджень приведено у таблиці.

Таблиця

Зміни середніх показників первинної продукції ($г \cdot С \cdot м^3 \cdot д^{-1}$) по районах досліджень у Одеському регіоні ПЗЧМ

Район досліджень	Термін досліджень, роки			
	1981	1990–1995	1995–2000	2000–2010
Прибережні станції	1,5–1,7	0,1–4,8	0,05–2,5	0,03–2,0
Мористі станції	0,36–0,4	0,2–5,4	0,5–5,3	0,05–1,6
Пригирлові зони	1,1–1,5	0,8–3,0	2,0–6,0	–

Найвищі значення показників рівня ПП у ПЗЧМ за весь період вимірювань (1989-2010 рр.) були зафіксовані у 1992, 1998, 2005 рр.

В умовах значного скорочення господарської діяльності на прилягаючих до ПЗЧМ водозбірних територіях при незначних коливаннях середніх концентрацій біогенних елементів у 2005-2010 рр. інтегральні показники ПП змінюються у діапазоні середніх величин 0,2–1,2 $г \cdot С \cdot м^3 \cdot д^{-1}$.

У 2005 р. ПП досягла максимальних величин не тільки у середньому по року, а й по сезонах вимірювань.

З урахуванням отриманих даних проведено аналіз середніх значень ПП по горизонтах води за сезонами вимірювань, які найбільш повно представлені у період досліджень.

Вертикальний розподіл ПП протягом осінніх та весняних місяців 2005-2010 рр. закономірно демонструє більш високі показники у поверхневому шарі води. Ця тенденція спостерігається практично в усі роки досліджень та свідчить про цілком закономірну залежність рівня ПП від рівня освітленості. Порівняння ПП у поверхневому та придонному шарах свідчить про гальмування фотосинтезу у придонному шарі унаслідок характерної для північно-західного шельфу каламутності вод. Максимум кисню, пов’язаний з продукуючою діяльністю фітопланктону реєструється в поверхневому шарі (рисунок). У весняно-осінній період насичення води киснем здійснюється переважно за рахунок продукційних процесів. Вміст розчиненого кисню у морській воді у зоні, відокремленою хвилеломами, у літній період регулюється в основному за рахунок дифузії його з атмосфери. Співвідношення продукційно-деструкційних показників у прибережній зоні зрушено в літній період в сторону останніх.

Просторовий розподіл ПП свідчить про достатньо чітку відмінність акваторії, яка знаходиться безпосередньо під впливом міста та більш мористими і менш антропогенно навантаженими акваторіями ПЗЧМ (табл. 1, рис. 1). Максимальні значення ПП зафіксовані на локальних ділянках прибережної зони, яка знаходиться під впливом промислово-комунальних агломерацій м. Одеси. В цілому результати свідчать, що на протязі останніх років досліджень середні показники рівня ПП не виходять за межи притаманні перехідним між мезотрофними та евтрофними водами. Тенденції зміни вмісту хлорофілу «а» як показника рівня біомаси фітопланктону і також одного із головних чинників його функціональній активності свідчать про теж саме.

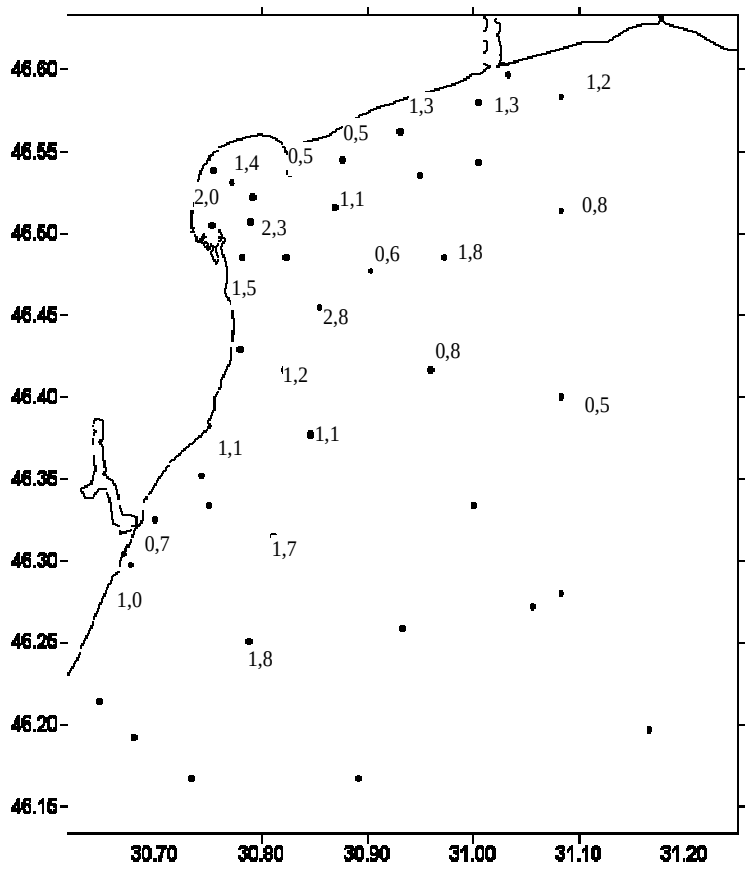


Рис. Просторовий розподіл середньої валової ПП(г·С·м^3·д$^{-1}$) в поверхневому шарі у Одеському регіоні ПЗЧМ в 2005-2010 рр.

Висновки

1. За період досліджень у 2005-2010 рр. середній рівень ПП у Одеському регіоні ПЗЧМ коливався у межах 0,2-1,2 г С·м^3·д$^{-1}$.
2. Найвищі показники первинної продукції на межі евтрофних вод як цілком по року, так і по сезонам були отримані в 2005 р.
3. У період літнього піку продуктивності не прослідкувався прямий зв'язок між показниками первинної продукції та хлорофілу «*а*».

1. *Руководство* по методам биологического анализа морской воды и донных обложений / [под ред. А. В.Цыбань]. – Л.: Гидрометиздат, 1980. – С. 106–122.
2. *Скрипник И. А.* Функциональные показатели. Первичная продукция / И. А. Скрипник // Северо-западная часть Черного моря : биология и экология. – К.: Наукова думка, 2006. – С. 191–194
3. *Скрипник И. А.* Показатели продукции фитопланктона в Одесском заливе / И. А. Скрипник, Е. В. Кирсанова // Екологічні проблеми Чорного моря. Збірник докладів та статей (Одеса, 01-02 листопада 2012 р.). – С. 183–185.
4. *Сорокин Ю. И.* Продукция фитопланктона в Черном море / Ю. И. Сорокин // Вестник ДАН СССР. – 1962. –Т. 144. – С. 914–917.
5. *Украинский В. В.* Межгодовые изменения и тенденции эвтрофикации вод Одесского региона северо-западной части Черного моря / В. В. Украинский, Н. Н. Гончаренко // Украинский гидрометеорологический журнал. – Одесса. – 2010. – № 7. – С. 211–219.
6. *Федоров В. В.* О методах изучения фитопланктона и его активности / В. В. Федоров. – М.: МГУ, 1979. – 197 с.

Е.В. Кирсанова
Институт морской биологии НАН Украины, Одесса

ПЕРВИЧНАЯ ПРОДУКЦИЯ В ОДЕССКОМ РЕГИОНЕ СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧОРНОГО МОРЯ

Приведенные данные величин показателей первичной продукции в Одесском регионе СЧЗМ в 2005-2010 годах. Показано, что в исследованные годы уровень первичной продукции находился в границах переходных показателей от мезотрофных к эфвтрофным водам. Тенденции изменения концентрации хлорофилла а, одного из основных показателей биомассы фитопланктона и его функциональной активности, свидетельствуют о том же.

Ключевые слова: первичная продукция, фитопланктон, Одесский регион

E.V. Kirsanova
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

PRIMARY PRODUCTION IN ODESA REGION OF THE NORTH-EASTERN PART OF THE BLACK SEA

The data on values of primary production in Odesa region of the North-Eastern part of the Black sea is shown in 2005-2010 years. It is proved that during the investigated year's level of the primary production was within the limits usual for waters between mesotrophic and euthrophic states.

Keywords: primary production , phytoplankton, Odesa region

УДК 581.526.323(282.243.7.05)

Е.Ш. КОЗІЙЧУК

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ПРОДУКЦІЙНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ФІТОМІКРОБЕНТОСУ ВОДОЙМ ТА ВОДОТОКІВ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ

Встановлено продукційно-деструкційні показники фітомікробентосу водойм та водотоків Кілійської дельти Дунаю експериментально-розрахунковим методом, суть якого полягає у визначенні первинної продукції домінуючих видів водоростей, а також їх угруповань. Нами використані продукційні характеристики (питома продукція – P/B-коефіцієнти) домінуючих видів – типових представників альгофлоры європейських континентальних водойм, які встановлені методом авторадіографії.

Ключові слова: фітомікробентос, Кілійська дельта Дунаю, первинна продукція, домінуючі види

Донна альгофлора (фітомікробентос) є важливим невід'ємним компонентом водних біоценозів. Це мікроскопічні автотрофні організми, які створюють первинну продукцію в результаті фотосинтетичної діяльності, завдяки короткому періоду генерації швидко реагують на зміни умов довкілля. Первинна продукція донних мікроводоростей характеризує потоки енергії та кругообіг речовин між абіотичними та біотичними компонентами водних екосистем. Первинна продукція фітомікробентосу визначається його компонентним складом, тривалістю вегетаційного періоду, низкою гідрохімічних та гідрологічних чинників, важливішими з яких є вміст біогенних елементів, освітленість і температура води.

Метою даної роботи є визначення первинної продукції фітомікробентосу та деструкції органічної речовини водойм та водотоків Кілійської дельти Дунаю.

Матеріал і методи досліджень

Основна маса даних щодо визначення продукційних характеристик фітомікробентосу одержана на затоках Кілійської дельти Дунаю: прісноводних (Бистрий кут, озеро Лазоркін кут, озеро

Ананькін кут); солоноватоводних (Шабош кут, Солоний кут, Бадика кут) та річкових рукавах з різною швидкістю течії (Бистрий, Восточний, Очаківський, Білгородський, стариця Отножний) протягом вегетаційних сезонів 2010-2013 років.

Для відбору проб фітомікробентосу, їх камеральної обробки, визначення видового складу і біомаси водоростей використовувались загальноприйняті гідробіологічні методи [3]. Домінуючими вважались види, біомаса яких становила 10% і більше від загальної біомаси водоростевих угруповань.

Продукційні показники фітомікробентосу отримані експериментально-розрахунковим методом. Нами використані продукційні характеристики (питома продукція – P/B-коефіцієнти) домінуючих видів – типових представників альгофлоры європейських континентальних водойм, які розраховані, згідно методу авторадіографії [7, 8].

Результати досліджень та їх обговорення

Склад домінуючих комплексів фітомікробентосу водойм та водотоків Кілійської дельти Дунаю був достатньо різноманітним. Домінантами в досліджуваних об’єктах завжди виступали діатомові водорості. Зміна їх біомаси обумовлювала динаміку загальної біомаси донних водоростевих угруповань. Весною до них приєднувались зелені, синьозелені та динофітові; влітку, як правило, домінували діатомові та синьозелені; восени – діатомові водорості [2].

В затоках домінантами по біомасі виступали крупноклітинні діатомові з родів *Surirella* Turp., *Pinnularia* Ehrenberg, *Fragillariforma* (J. Ralfs) D.M. Williams et F.E. Round, *Tryblionella* W. Smith, *Gyrosigma* Hassall. та дрібноклітинні *Cyclotella* (Kützing) Brébisson, *Stephanodiscus* Ehrenberg; зелені – *Cosmarium* Corda ex Ralfs*;* синьозелені – *Oscillatoria* Vaucher ex Gomont*;* динофітові – *Peridinium* Ehrenberg. Більшу частину видового багатства фітомікробентосу водотоків складали діатомові водорості. Домінували види родів *Melosira* C. Agardh, *Nitzschia* Hassal, *Cyclotella, Stephanodiscus, Surirella.* Зрідка домінували синьозелені з родів *Oscillatoria* та *Phormidium* Kützing ex Gomont [2].

Висока різноманітність домінуючих комплексів вплинула на продуктивність водних екосистем Кілійської дельти Дунаю. Збільшення чи зменшення валової та чистої первинної продукції пов’язано зі зміною домінуючого складу донних мікроводоростей. Виходячи з характеристики розвитку фітомікробентосу, встановлено, що діатомові, зелені та синьозелені водорості приймали участь у формуванні основних потоків енергії водних екосистем Кілійської дельти Дунаю. В досліджених гідроекосистемах величини валової первинної продукції в різні сезони змінювались від 0,2 до 16,8 г O_2/м² за добу.

Встановлено [7, 8], що незалежно від систематичної належності виду, зі зменшенням розмірів його клітин інтенсивність продукції збільшувалась. Тобто, для найбільш дрібних клітин водоростей характерна більш висока фотосинтетична продуктивність, ніж для крупних, тому доля дрібноклітинних водоростей в загальній продукції більш значуща, ніж у біомасі. Види, які представлені дрібнішими клітинами, характеризуються високою питомою продукцією (питомим фотосинтезом – P/B-коефіцієнтом) – *Stephanodiscus hantzschii* Grunow, *Cyclotella kuetzingiana* Thw. Зі збільшенням об'єму клітин абсолютні показники чистої первинної продукції збільшуються, а питомої – знижуються. Дрібні клітини, порівняно з крупними, мають більшу питому поверхню та, відповідно, більш велику зону контакту з водним середовищем для забезпечення метаболічних процесів.

В водних об’єктах, де у фітомікробентосі абсолютними домінантами виступали крупноклітинні види діатомових водоростей, яким притаманна низька фотосинтетична активність (*Pinnularia major* (Kutzing) Rabenhorst, *Surirella tenera* W.Gregory), валова та чиста продукція донних мікроводоростей зменшувалася.

В затоках виникали оптимальні умови для підвищення продуктивності фітомікробентосу. Водойми мілководні, тому температурний режим та умови постачання необхідних для розвитку бентосних мікроводоростей біогенних елементів, благотворні. Шар фотосинтезу досягав дна.

При дослідженні структурно-функціональних характеристик донної альгофлори водойм, встановлено, що при переході від приморської частини та акваторій солоноватоводних заток до внутрідельтових прісноводних заток, видове багатство, чисельність, біомаса та продукція збільшувались. При цьому переході спостерігалось в ґрунтових відкладах водних екосистем збільшення замулення від пісків до сірих та чорних мулів. Найбільш продуктивними виступали прісноводні затоки, де в ґрунтових відкладах переважали чорні мули, багаті легко доступними

для мікроводоростей органічними речовинами (Ананькін кут). Мінімум первинної продукції фітомікробентосу спостерігався в солоноватоводних затоках, де в донних відкладах виступали піски (Шабош кут).

По всім затокам Кілійської дельти Дунаю відбувалось зменшення осіннього фотосинтезу донних мікроводоростей, що може бути пов'язано зі зниженням температури води та зі зменшенням інтенсивності сонячної радіації. Восени збільшувалась кількість видів діатомових водоростей, які мали клітини великих розмірів з низькою фотосинтетичною активністю.

Чим вище видове та таксономічне різноманіття в затоках, тим більша валова та чиста первинна продукція, і навпаки. На ділянках з високою концентрацією синьозелених водоростей чиста первинна продукція падала, а деструкція збільшувалась.

Водотоки дельти Дунаю відрізняються великою швидкістю течії та значною мутністю води, що вплинуло на фотосинтетичну активність бентосних мікроводоростей. В рукавах відмічались не високі показники валової та чистої первинної продукції фітомікробентосу. Спостерігалась тенденція до підйому продуктивності донних мікроводоростей зі зменшенням водного стоку, швидкості течії та збільшенням замулення в рукавах. Найбільш продуктивним виявився фітомікробентос затухаючого Білгородського рукава та стариці Отножний, найменш продуктивним – фітомікробентос рукава Бистрий. Мала швидкість течії (0,2-0,3 м/с) в придонному шарі не змиває мікроводорості зі дна, а навпаки, звільнює клітинні оболонки від продуктів їх життєдіяльності, завдяки чому поліпшується надходження в клітину нових поживних речовин, включаючи CO_2 [1].

Розподіл первинної продукції підпорядковується тим же закономірностям, що і розподіл біомаси мікроводоростей [5], тому між ними простежувався позитивний зв'язок. Протягом вегетаційних сезонів в водоймах та водотоках Кілійської дельти Дунаю підйоми чистої та валової первинної продукції відповідали підйомам біомаси, однак максимальні їх значення не завжди співпадали. Максимальна продуктивність реєструвалась на початку масової вегетації видів та їх входженні в домінуючий комплекс фітомікробентосу, коли біомаса починала зростати; з накопиченням біомаси продуктивність видів знижувалась (рис.). Одержана нами залежність між біомасою та первинною продукцією узгоджується з матеріалами досліджень інших авторів [4-8]. Зниження фотосинтетичної активності бентосних мікроводоростей з ростом біомаси може бути обумовлено рядом причин – виснаженням середовища біогенними елементами, перенасичення його киснем в результаті інтенсивного фотосинтезу, погіршенням фізіологічного стану водоростей, самозатемненням [6].

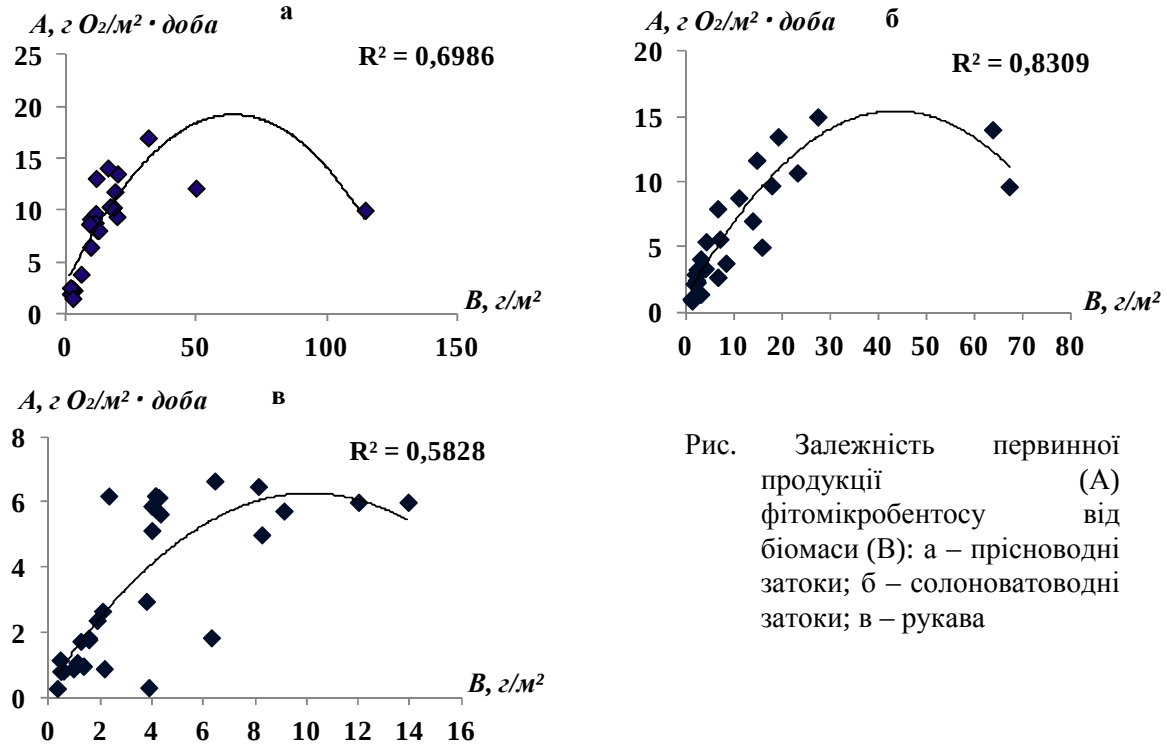


Рис. Залежність первинної продукції (А) фітомікробентосу від біомаси (В): а – прісноводні затоки; б – солоноватоводні затоки; в – рукава

Висновки

Встановлено закономірності формування первинної продукції фітомікробентосу водойм та водотоків Кілійської дельти Дунаю. Первинна продукція фітомікробентосу визначається його компонентним складом, тривалістю вегетаційного періоду, низкою гідрохімічних та гідрологічних чинників. Збільшення (чи зменшення) валової та чистої первинної продукції пов'язано зі зміною домінуючого складу донних мікроводоростей. В досліджених гідроекосистемах величини валової первинної продукції в різні сезони змінювались від 0,2 до 16,8 г $O_2/м^2$ за добу. Відношення валової первинної продукції фітомікробентосу до деструкції (A/R) органічної речовини протягом досліджуваного періоду були більше одиниці, що свідчило про позитивний кисневий баланс.

1. *Владимирова К. С.* Фитомикробентос Днепра, его водохранилищ и Днепровско-Бугского лимана / К. С. Владимирова. – К.: Наукова думка, 1978. – 230 с.
2. *Козійчук Е. Ш.* Структурно-функціональне та екологічне різноманіття фітомікробентосу Кілійської дельти Дунаю / Е.Ш. Козійчук, В.І. Щербак // Мат. ІІІ Міжн. Наук.-практ. кругл. ст. «Екологія водно-болотних угідь і торфовищ»: зб. наук. ст. (03 лютого 2014 р., Київ). – К.: ТОВ «НВП «Інтерсервіс», 2014. – С. 134–137.
3. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В. Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
4. *Михеева Т. М.* О показателях удельной активности фитопланктона и некоторых причинах, их определяющих / Т. М. Михеева // Гидробиол. журн. – 1977. – Т. 13, № 3. – С. 11–16.
5. *Приймаченко А. Д.* Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ / А. Д. Приймаченко. – К.: Наукова думка, 1981. – 278 с.
6. *Сорокин Ю. И.* Продукция фотосинтеза фитопланктона / Ю. И. Сорокин // Рыбинское водохранилище. – Л.: Наука, 1972. – С. 267–296.
7. *Щербак В. И.* Продукционные характеристики доминирующих видов фитопланктона днепровских водохранилищ / В .И. Щербак // Альгология. – 1998. – Т. 8, № 3. – С. 286–294.
8. *Щербак В.И.* Фотосинтетическая активность доминирующих видов днепровского фитопланктона / В. И. Щербак // Гидробиол. журн. – 1998. – Т. 34, № 5. – С. 11–22.

Э.Ш. Козийчук
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ПРОДУКЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ФИТОМИКРОБЕНТОСА ВОДОЕМОВ И ВОДОТОКОВ КИЛИЙСКОЙ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ

Установлены продукционно-деструкционные показатели фитомикробентоса водоемов и водотоков Килийской дельты Дуная экспериментально-расчетным методом. Использованы продукционные характеристики (удельная продукция – P/B-коэфициенты) доминирующих видов – типичных представителей альгофлоры европейских континентальных водоемов, которые установлены методом авторадиографии.

Ключевые слова: фитомикробентос, Килийская дельта Дуная, первичная продукция, доминирующие виды

E.Sch. Koziychuk
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE PRODUCTION CHARACTERISTICS OF PHYTOMICROBENTHOS OF RESERVOIRS AND CURRENTS OF KILIYA DELTA OF THE DANUBE

Primary production and organic matter destruction by phytomicrobenthos of reservoirs and currents of Kyliya Delta of the Danube have been estimated by experimental-calculating method. We have used the production characteristics (specific production, P/B coefficient) of dominant species – typical representatives of algal flora, inhabiting European continental waters, measured by autoradiography method.

Keywords: phytomicrobenthos, the Kyliya Delta of the Danube, primary production, dominant species

УДК 579.26(262.5)

О.П. КОНАРЕВА, Н.В. КОВАЛЬОВА, І.Є. СОЛТИС

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65082, Україна

МІКРОБІОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ЯКОСТІ ПРИБЕРЕЖНИХ ВОД ОСТРОВА ЗМІЇНИЙ

У роботі наведені результати оцінки якості морських вод навколо о. Зміїний в останні два роки (2013–2014), що отримані за допомогою визначення чисельності бактеріопланктону. Показана динаміка коливання чисельності бактерій, що свідчить про мезотрофний та евтрофний статус вод, які за ступенем чистоти відносяться до трьох категорії якості: чисті, досить чисті та слабо забруднені природні води. Наведені результати кореляційного аналізу чисельності бактеріопланктону з іншими параметрами вод, які свідчать про наявність тісного зв'язку з прозорістю, хлорофілом, амонійним азотом та індексом TRIX, що служить підтвердженням достовірності оцінки якості вод, яка визначена за допомогою чисельності бактеріопланктону.

Ключові слова: бактеріопланктон, Чорне море, острів Зміїний, прибережні води

Бактеріопланктон є важливим компонентом морських біоценозів, який відповідає за деструкцію і мінералізацію органічної речовини (ОВ) в екосистемі і одночасно чутливо відображують зміни концентрацій ОВ і трофічного стану водних систем. В зв'язку з цим чисельність бактеріопланктону використовується в якості одного з важливих показників в методиці екологічної оцінки якості поверхневих вод суші, прийнятої в Україні [1], яка ґрунтується на вітчизняному та європейському досвіді класифікації та оцінки якості вод, а також враховує нові вимоги ЄС стосовно водної політики.

Систематичні спостереження за динамікою чисельності бактеріопланктону в придунайському районі моря були розпочаті Одеським національним університетом імені І.І. Мечникова у 2003 р. [2] і продовжуються на науково-дослідної станції «Острів Зміїний» протягом останніх 12 років [2–5]. Метою даної роботи є оцінка якості прибережних вод о. Зміїний за чисельністю бактеріопланктону в 2013–2014 рр.

Матеріал і методи досліджень

Відбір проб для дослідження бактеріопланктону в 2013–2014 рр. проводився систематично з квітня по грудень з інтервалом 10 діб на стаціонарній станції «Причал» (о. Зміїний) з поверхневого і придонного (7,5 м) горизонтів. Чисельність бактеріопланктону визначалася методом прямого розрахунку [2] під мікроскопом OLYMPUS BH-2 при збільшенні в 1200 разів.

Результати досліджень та їх обговорення

У досліджений період кількість бактерій коливалася в поверхневих і придонних водах моря в діапазонах $(0{,}66\text{-}4{,}26)\cdot10^6$ і $(0{,}54\text{-}4{,}21)\cdot10^6$ кл/мл відповідно (рис. 1), що характерно для мезотрофних і евтрофних природних вод, які за ступенем чистоти охоплювали три категорії якості: чисті, досить чисті, та слабо забруднені [1].

Максимальні значення чисельності бактерій складали $4{,}26\cdot10^6$ кл/мл в поверхневому та $4{,}20\cdot10^6$ кл/мл у придонному шарі вод і визначені в травні 2014 р. Найменша чисельність бактерій в поверхневому шарі ($0{,}66\cdot10^6$ кл/мл) спостерігалася в липні 2013 р., а у придонному шарі ($0{,}54\cdot10^6$ кл/мл) в серпні 2014 р. Коливання чисельності бактерій у поверхневому і придонному (7,5 м) шарі вод в період досліджень відбувалися достатньо синхронно (коефіцієнт кореляції 0,56). При цьому кількісні характеристики бактеріопланктону в поверхневих водах в середньому були в 1,3 рази вищими, ніж у придонному шарі. Ранжирування за ступенем чистоти морських вод [1] показало, що в 2013 і 2014 рр. найбільша частина зразків води поверхневого (60%) і придонного (78%) шару відносилася до категорії чисті води, які за трофністю відносяться до класу мезотрофні.



Рис. 1. Динаміка чисельності бактеріопланктону в поверхневих і придонних водах моря біля острова Зміїний в 2013–2014 рр.

До евтрофних вод, які за ступенем чистоти є слабо забруднені відносилося лише 11% проб з поверхневого і 4% проб з придонного шару. Середня чисельність бактеріопланктону поверхневих вод у 2013 і 2014 рр. складала $1{,}71\pm0{,}87\cdot10^6$ і $1{,}54\pm0{,}86\cdot10^6$ кл/мл, відповідно, та відносилася до мезотрофних вод, які за ступенем якості належать до категорії "досить чисті". В придонному шарі чисельність бактеріопланктону була декілька меншою ніж на поверхні і складала $1{,}26\pm0{,}60\cdot10^6$ у 2013 р. і $1{,}34\pm0{,}87\cdot10^6$ кл/мл у 2014 р., що відповідало мезотрофним водам (по якості – к категорії "чисті"). За чисельністю бактеріопланктону в загалом для всієї водної товщі останні два роки були практично однаковими ($1{,}48\pm0{,}78\cdot10^6$ кл/мл у 2013 та $1{,}44\pm0{,}86\cdot10^6$ кл/мл у 2014 рр.) і характеризувалися категорією чисті та мезотрофним статусом. Аналіз сезонної динаміки бактеріопланктону показав, що упродовж вегетаційного періоду 2013 р. середньомісячні значення чисельності бактерій змінювалися від найвищих у квітні ($2{,}97\cdot10^6$ кл/мл) та серпні ($2{,}58\cdot10^6$ кл/мл) до найменших ($0{,}98\cdot10^6$ кл/мл) у грудні. Відповідно цьому якість вод змінювалася від категорії слабо забруднені до категорії "чисті прибережні воді" (рис. 2). В обидва роки спостерігалися типові сезонні зміни чисельності бактеріопланктону [2], які характеризувалися максимумами навесні та в серпні з поступовим зменшенням восени.

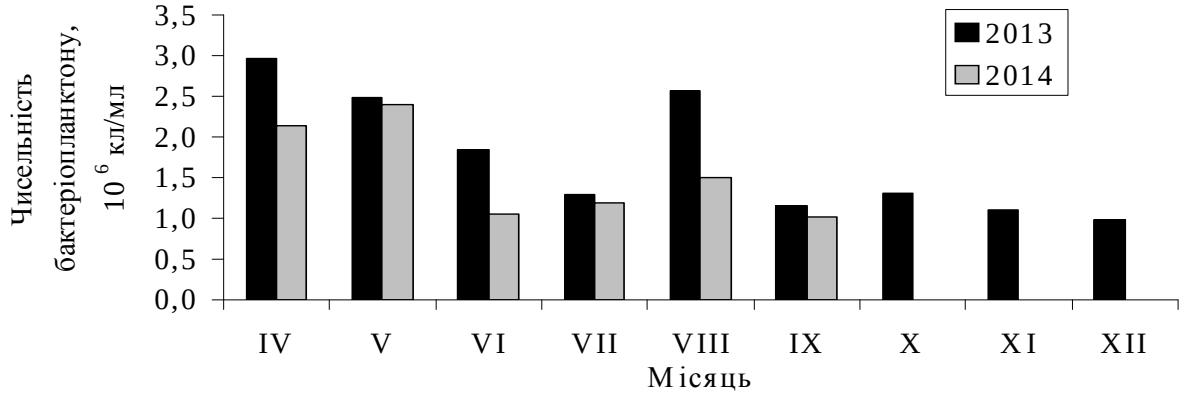


Рис. 2. Сезонна динаміка чисельності бактеріопланктону в поверхневих водах моря біля острова Зміїний в 2013–2014 рр.

Для визначення чинників, що впливають на коливання чисельності бактеріопланктону, проведено кореляційний аналіз зв'язку цього параметра з гідрологічними, гідрохімічними та біологічними параметрами поверхневих вод моря (табл.).

Таблиця

Коефіцієнти кореляції чисельності бактеріопланктону з параметрами поверхневих вод моря у 2013–2014 рр.

Параметр середовища	2013 р.	2014 р.	2013–2014 рр.
Прозорість	–0,77**	–0,64**	–0,70**
Загальний фосфор	0,11	0,52	0,23
Загальний азот	0,54*	0,40	0,54**
NO_2^-	0,18	0,79**	0,37*
NO_3^-	0,52*	0,87**	0,62**
NH_4^+	0,74**	0,59*	0,63**
Хлорофіл *a*	0,56*	0,42	0,46**
TRIX (PT, NT)	0,38	0,52	0,45**

Примітка. * – p > 0,01, ** – p > 0,001.

Найбільш стабільним виявився зв'язок бактеріопланктону з прозорістю вод, що обумовлено впливом трансформованих річкових вод, які привносять в море велику кількість органічних та завислих речовин. Серед гідрохімічних показників треба виділити позитивний зв'язок бактеріопланктону з амонійним азотом, який утворюється при розкладанні органічного азоту в процесі амоніфікації, що забезпечується бактеріями амоніфікуючої ланки азотного циклу. Високий позитивний коефіцієнт кореляції чисельності бактерій отримано також з вмістом хлорофілу *a*, який характеризує міру розвитку фітопланктону. Це свідчить про те, що одним з провідних чинників впливу на кількісні характеристики бактеріопланктону в прибережних водах о. Зміїний служить автохтонна органічна речовина, що синтезується водоростями. Також треба відмітити позитивний кореляцій зв'язок між чисельністю бактерій і трофічним індексом (TRIX), що є підтвердженням великого значення бактеріопланктону, як індикатора якості вод.

Висновки

1. Діапазон коливання чисельності бактерій в поверхневих водах біля о. Зміїний складав $(0{,}66–4{,}26)\cdot10^6$ кл/мл, що характерно для мезотрофних і евтрофних природних вод, які за ступенем чистоти охоплювали три категорії: чисті, досить чисті, та слабо забруднені води.
2. Результати кореляційного аналізу показали наявність тісного зв'язку чисельності бактеріопланктону з прозорістю, хлорофілом, амонійним азотом та індексом TRIX, що служить підтвердженням можливості оцінки якості вод з використанням бактеріопланктону.

Автори дякують співробітникам науково-дослідної станції «Острів Зміїний» Одеського національного університету імені І.І. Мечникова за відбір зразків води та проведення окремих аналізів та спостережень.

1. *Методика* екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В. Д. Романенко, В. М. Жукинский, О. П. Оксіюк [та ін.]. – К.: СИМВОЛ-Т, 1998. – 28 с.
2. *Острів Зміїний*: екосистема прибережних вод : монографія / В. А. Сминтина, В. І. Медінець., І. О. Сучков [та ін.]; відп. ред. В. І. Медінець. – Одес. нац. ун-т імені І.І. Мечникова. – Одеса: Астропринт, 2008. – 228 с.
3. *Kovalova N.* Long-term Changes of Bacterioplankton and Chlorophyll "A" as indicators of Changes of North-Western Part of the Black Sea Ecosystem During the Last 30 Years / N. Kovalova, S. Medinets, O. Konareva, V. Medinets // J. Environmental Protection & Ecology. – 2010. – Vol. 11, № 1. – P. 191–198.
4. *Kovalova N.* Comprehensive Assessment of Long-Term Changes of the Black Sea Surface Waters Quality in the Zmiinyi Island Area / N. Kovalova, V. Medinets // Turkish J. Fisheries & Aquatic Sciences. – 2012. – № 12. – P. 485–491.
5. *Medinets V.* On Interconnections between Principal Natural Factors and Trophic State of Sea Water in the Zmiinyi Island Area / V. Medinets, N. Kovalova, S. Medinets // 3-rd Bi-annual BS Scientific Conference and UP-GRADE BS-SCENE Project Joint Conference (1–4 November 2011, Odesa, Ukraine): materials of the conf. – 2011. – P. 53–54.

О.П. Конарева, Н.В. Ковалева, И.Е. Солтыс
Одесский национальный университет им. И.И. Мечникова, Украина

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ КАЧЕСТВА ПРИБРЕЖНЫХ ВОД ОСТРОВА ЗМЕИНЫЙ

В работе приведены результаты оценки качества морских вод возле острова Змеиный в последние два года (2013-2014), которые получены при определении численности бактериопланктона. Показана динамика колебаний численности бактерий, указывающая на мезотрофный и эвтрофный статус вод, которые по степени чистоты относятся к трем категориям качества: чистые, достаточно чистые и слабо загрязненные природные воды. Приведены результаты корреляционного анализа численности бактериопланктона с другими параметрами вод, которые показали наличие тесной связи с прозрачностью, хлорофиллом, аммонийным азотом и трофическим индексом TRIX, что служит подтверждением достоверности оценки качества вод, полученной с помощью численности бактериопланктона.

Ключевые слова: бактериопланктон, Черное море, остров Змеиный, прибрежные воды

O.P. Konareva, N.V. KovalovA, I.Ye. soltys
I.I. Mechnykov Odesa National University, Ukraine

MICROBIOLOGICAL ASPECTS OF THE ZMIINYI ISLAND COASTAL WATERS QUALITY

The results of marine water quality assessment near the Zmiinyi Island during two past years (2013-2014) received during bacterioplankton number determination have been presented in the paper. Dynamics of variations in bacteria number has been demonstrated, which points at mesotrophic and eutrophic status of the waters belonging according to their purity level to three quality categories: ‘Clean’, ‘Clean enough’ and ‘Slightly polluted’ natural waters. The results of correlation analysis of bacterioplankton number with the other water parameters have been presented showing the presence of close connection with transparency, chlorophyll, ammonium nitrogen and the TRIX trophic index, which confirms reliability of water quality assessment made using bacterioplankton number.

Keywords: bacterioplankton, Black Sea, Zmiinyi Island, coastal water

УДК 593.175(477.41/.42)

Л.А. КОНСТАНТИНЕНКО, І.П. ОНИЩУК
Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

ВИДОВИЙ СКЛАД ТА ОСОБЛИВОСТІ ЕКОЛОГІЇ КРУГОВІЙЧАСТИХ ІНФУЗОРІЙ (CILIOPHORA, PERITRICHIA) ПОСТІЙНИХ ВОДОЙМ

Вивчений видовий склад круговійчастих інфузорій постійних водойм поблизу м. Житомира. Досліджена динаміка щільності поселення перитрих та її залежність від фізико-хімічних параметрів води. Встановлена позитивна кореляція між щільністю поселення цих інфузорій і температурою та вмістом розчиненого кисню.

Ключові слова: круговійчасті інфузорії, щільність поселення, постійні водойми, головні види, випадкові види

Круговійчасті інфузорії освоїли морські та прісноводні водойми. Вони є інтегрально-функціональною ланкою поміж живих систем будь-якого гідробіоценозу, утворюють суттєву частину вторинної продукції водних екосистем, відіграють важливу роль у кругообігу біогенних елементів і є індикаторами санітарно-біологічного стану поверхневих вод суші [1].

Перитрих постійних водойм на території України, в тому числі і Центрального Полісся, вивчено недостатньо. Цих протист непроточних водойм зареєстровано лише у дев'яти областях України: Волинській, Львівській, Закарпатській, Івано-Франківській, Тернопільській, Рівненській, Київській, Сумській, Харківській і Донецькій. В інших регіонах дослідження круговійчастих інфузорій цього типу водойм не проводили [2].

Метою роботи було встановити видовий склад та закономірності функціонування угруповань круговійчастих інфузорій постійних водойм антропогенного походження поблизу Житомира.

Матеріал і методи досліджень

Матеріал (круговійчастих інфузорій) збирали впродовж 2014 р. у двох ставках поблизу м. Житомир. Дослідження перитрих проводилось in vivo, у зв'язку з неможливістю ідентифікації цих інфузорій після фіксації. Для відбору проб використовували металеві склотримачі. Експонування проводили впродовж 7 днів. Всього було відібрано і опрацьовано більше 150 проб. Одночасно з відбором проб вимірювали температуру води, визначали pH і вміст розчиненого кисню [3].

Для визначення щільності поселення підраховували середню кількість організмів певного виду, що поселились на предметному скельці.

Дослідження динаміки щільності поселення круговійчастих інфузорій проводили з березня по грудень 2014 року у ставку I. При цьому проводили аналіз структури домінування [4]. Кількісні дані оброблено статистично за допомогою програм MS EXCEL, PAST 1.18 та STATISTICA 6.0.

Результати досліджень та їх обговорення

Впродовж дослідження двох постійних водойм антропогенного походження поблизу Житомира було виявлено 20 видів круговійчастих інфузорій (табл.).

Таблиця

Видовий склад круговійчастих інфузорій ставків поблизу Житомира

(" + " – виявлений вид, " – " – вид не зустрічали)

Вид	Ставок I	Ставок II
1. *Epistylis chrysemydis* Bishop et Jahn, 1941	+	+
2. *E. coronata* Nusch, 1970	+	-
3. *E. entzii* Stiller,1935	+	+
4. *E. epibiotium* Banina, 1983	+	+
5. *E.galea* Ehrenberg, 1831	+	-
6. *E. hentcheli* Kahl, 1935	+	+
7. *E. plicatilis* Ehrenberg, 1831	+	+
8. *Opercularia nutans* Ehrenberg,1838	+	+
9. *O. stenostoma* Stein, 1854	+	+
10. *Vorticella campanula* Ehrenberg, 1831	+	+
11. *V. convallaria* Linnaeus, 1758	+	+
12. *V. microstoma* Ehrenberg,1830	+	+
13. *V. striata* Dujardin, 1841	-	+
14. *V. submicrostoma* Ghosh,1922	+	-
15. *Carchesium batorligetiense* Stiller, 1953	+	-
16. *Carchesium polypinum* (Linnaeus,1758)	+	+
17. *Paravorticella sp.*	+	-
18. *Zoothamnium simplex* Kent, 1881	-	+
19. *Cothurnia annulata* Stokes, 1885	-	+
20. *Thuricola similis* Bock,1963	-	+

Перитрихи були виявлені при температурі води від +1 до +22^{o}C (рис. 1). За період дослідження середня щільність поселення круговійчастих інфузорій змінювалась від 1,31 до 7,71 екз./см^{2}. Пік даного показника (5,67-7,71 екз./см^{2}) припадає на літні місяці, липень-

серпень. Як показують графіки, максимальна щільність поселення перитрих співпадає із більшими значеннями температури води (15-22 °С). При менших значеннях температурного показника спостерігалась менша щільність поселення круговійчастих інфузорій. Коефіцієнт кореляції (r) між цими змінними становить 0,93.

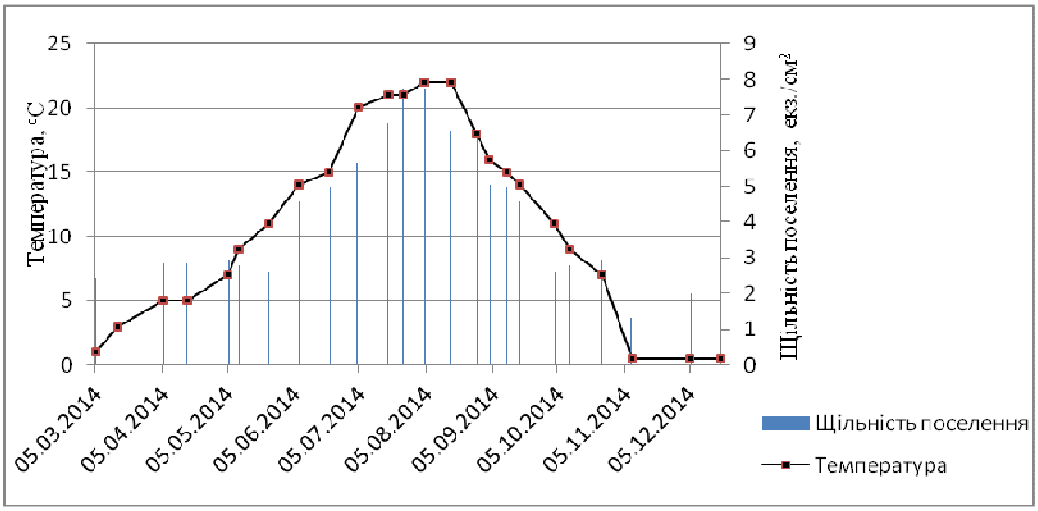


Рис. 1. Динаміки щільності поселення круговійчастих інфузорій і температури води ставка І

За період дослідження вміст розчиненого кисню змінювався від 4,4 до 10,3 мг/дм^3 (рис. 2). Більші значення даного показника (8,4-10,3 мг/дм^3) відмічені з другої половини квітня по кінець серпня. Графіки динаміки вмісту розчиненого кисню і щільності поселення ілюструють певну залежність між цими змінними. Коефіцієнт кореляції (r) між ними становить 0,64. При підвищенні вмісту розчиненого кисню та відповідних значеннях температури, створюються сприятливі умови для перитрих, наслідком чого є більша інтенсивність розмноження і зростання їх щільності поселення.

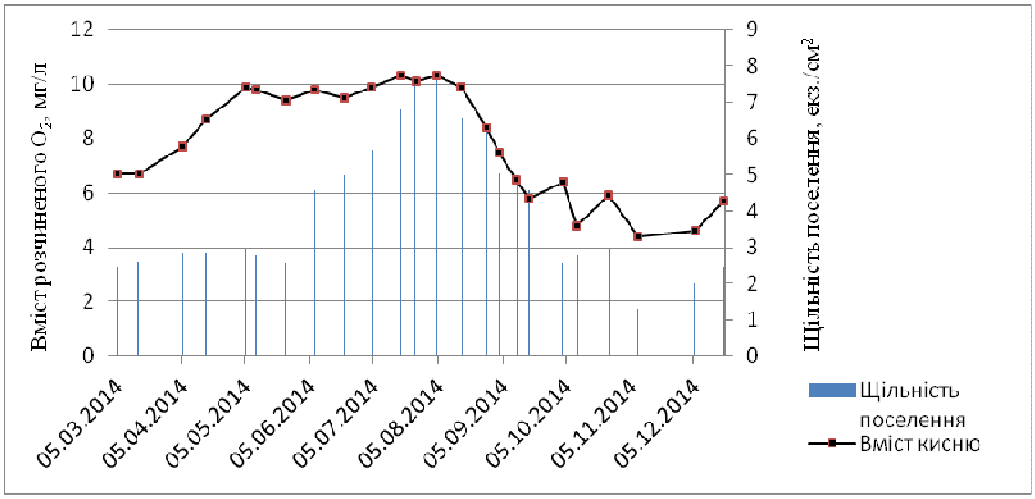


Рис. 2. Динаміки щільності поселення круговійчастих інфузорій і концентрації розчиненого кисню у воді

Значення pH за період дослідження змінювалось в межах від 8,11 до 9,05 (рис. 3). Графік на рисунку 3 вказує на відсутність певної закономірної зміни реакції середовища в різні сезони, а отже і відсутність залежності між щільністю поселення круговійчастих інфузорій і значенням

pH. Це підтверджено й кореляційним аналізом, коефіцієнт кореляції (r) між цими змінними склав –0,05.

Отже, щільність поселення круговійчатих інфузорій, в основному, залежить від температури води і концентрації розчиненого кисню.

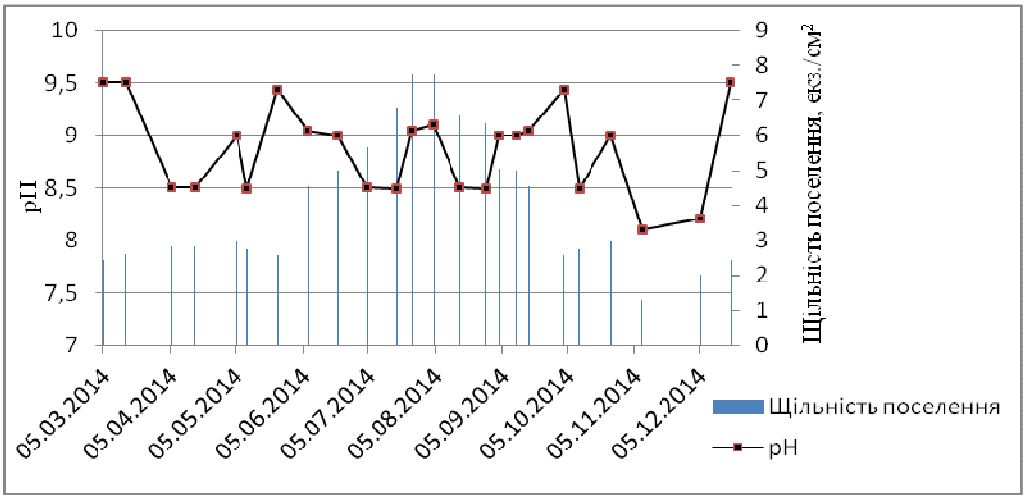


Рис 3. Динаміки щільності поселення круговійчастих інфузорій і pH

Згідно проведеного аналізу структури встановлено характер домінування певних видів круговійчастих інфузорій ставка I [4]. До головних видів біоценозу за період дослідження слід віднести *Epistylis chrysemydis* (щільність поселення за період дослідження склала 1,33±0,49 екз./см^2), *Vorticella campanula* (0,46±0,30 екз./см^2), *E. plicatilis* (0,39±0,10 екз./см^2), *E. coronata* (0,38±0,26 екз./см^2), *E. entzii* (0,32±0,10 екз./см^2), *E. hentcheli* (0,13±0,09 екз./см^2), *V.convallaria* (0,18±0,06 екз./см^2). У місяці, коли температура води змінювалась у межах +5 – +22 ^{o}C видове різноманіття перитрих було високим і за щільністю поселення переважали представники роду *Epistylis.* Зі зниженням температурного показника води видове різноманіття зменшувалось і нами були виявлені переважно представники роду *Vorticella*, зокрема вид *V. campanula*. В меншій кількості на скельцях поселялись види: *Carchesium polypium, C.batorligetiense* та *Paravortcella sp.*

Висновки

1. За період дослідження в обох ставках ідентифіковано 20 видів круговійчастих інфузорій, які відносяться до 8 родів.
2. Для сезонної динаміки щільності поселення круговійчастих інфузорій встановлений пік (5,67-7,71 екз./см^2), який припадає на липень-серпень.
3. Щільність поселення круговійчатих інфузорій, в основному, залежить від температури води (r = 0,93) і концентрації розчиненого кисню (r = 0,65). При зниженні температури води менше за 5^{o}C збіднюється видове багатство перитрих, за таких умов нами виявлено представників родів *Vorticella*, *Carchesium* та *Paravorticella*.
4. До головних видів біоценозу за період дослідження віднесено *Epistylis chrysemydis* (1,33±0,49 екз./см^2), *Vorticella campanula* (0,46±0,30 екз./см^2), *E. plicatilis* (0,39±0,10 екз./см^2), *E. coronata* (0,38±0,26 екз./см^2), *E. entzii* (0,32±0,10 екз./см^2), *V.convallaria* (0,18±0,06 екз./см^2), *E. hentcheli* (0,13±0,09 екз./см^2).

1. *Бурковский И. В.* Экология свободноживущих инфузорий / И. В. Бурковский. – М.: Изд-во МГУ, 1984. – 208 с.
2. *Константиненко Л. А.* Реєстр прісноводних круговійчастих інфузорій України / Л. А. Константиненко // Вісн. Львівського університету. Сер. біол. – 2014. – Вип. 64. – С. 21–32.
3. *Строганов Н. С.* Практическое руководство по гидрохимии / Н. С. Строганов, Н. С. Бузинова. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. – 196 с.

4. *Ettl M.* The Ciliate Community (Protozoa: Ciliophora) of a Municipal Activated Sludge Plant: Interactions between Species and Environmental Factors / M. Ettl // Protozoological Monographs. − 2000. − Vol. 1. − P. 1−62.

Л.А. Константиненко, И.П. Онищук
Житомирский государственный университет имени Ивана Франко, Украина

ВИДОВОЙ СОСТАВ И ОСОБЕННОСТИ ЭКОЛОГИИ КРУГОРЕСНИЧНЫХ ИНФУЗОРИЙ (CILIOPHORA, PERITRICHIA) ПОСТОЯННЫХ ВОДОЕМОВ

Изучен видовой состав кругоресничных инфузорий постоянных водоемов вблизи г. Житомир. За период исследования в прудах идентифицировано 20 видов кругоресничных инфузорий, относящихся к 8 родам. Исследована динамика плотности поселения перитрих и ее зависимость от физико-химических параметров воды. Установлена положительная корреляция между плотностью поселения этих инфузорий и температурой (r = 0,93), и содержанием растворенного кислорода (r = 0,65). Проанализирована структура доминирования кругоресничных инфузорий, к главным видам биоценоза отнесены: *Epistylis chrysemydis, E. plicatilis, E. coronata, E. entzii, E. hentcheli, Vorticella campanula, V. convallaria*.

Ключевые слова: кругоресничные инфузории, плотность поселения, постоянные водоемы, главные виды, случайные виды

L.A. Konstantynenko, I.P. Onyschuk
Ivan Franko Zhytomyr State University, Ukraine

THE SPECIES COMPOSITION AND ECOLOGY FEATURES OF THE PERITRICHIA (CILIOPHORA, PERITRICHIA) OF PERMANENT WATER BODIES

The peritrichia species composition of permanent water bodies near Zhitomir is studied. 20 species of 8 peritrichous ciliates genus are identified. The dynamics of population density of the peritrichia and its dependence on the physical and chemical parameters of water are researched. The positive correlation between population density of these ciliates and the temperature (r = 0,93), and dissolved oxygen (r = 0,65) is defined. The structure of domination peritrichous ciliates analyzed. *Epistylis chrysemydis, E. plicatilis, E. coronata, E. entzii, E. hentcheli, Vorticella campanula, V. convallaria* are included to major species of biocenosis.

Keywords: peritrichia, population density, permanent water bodies, occasional species, major species

УДК 582.232:582.26/.27

Н.М. КОРНІЙЧУК
Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

СТРУКТУРНА ОРГАНІЗАЦІЯ ВОДОРОСТЕВИХ УГРУПОВАНЬ ОБРОСТАНЬ РІЗНИХ ТИПІВ СУБСТРАТІВ РІЧКИ ТНЯ

Досліджений видовий склад водоростей перифітону рослинних, природних кам’яних та штучних бетонних субстратів малої річки Житомирського Полісся. Показані значні відмінності в їх кількісному складі. Встановлений домінуючий комплекс. Виявлені види діатомових водоростей, які вегетували на всіх типах субстратів.

Ключові слова: фітомікроперифітон, видове різноманіття, різнотипні субстрати

Характерною особливістю сьогодення є посилення антропогенного пресу на водні екосистеми. Особливої актуальності набуває раціональне використання і охорона водних ресурсів, зокрема малих річок у басейнах яких формується понад 60% водних ресурсів України [1]. Однією з

важливих біотичних складових малих річок є водоростеві угруповання перифітону, що вегетують на різних типах субстратів [3].

Метою роботи було дослідження таксономічного різноманіття фітомікроперифітону різних типів субстратів малої річки Житомирського Полісся.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводились на річці Тня (на станціях біля с. Стрибежа та с. Курнова) в літній та осінній сезон 2012 р. Річка Тня – правобережна притока річки Случ. Бере свій початок біля с. Товща Романівського району. Довжина – 76 км, площа басейну – 1030 км^2, відстань від гирла основної річки до місця впадіння – 209 км, похил – 0,66 м/км [1].

Відбір проб здійснювали з поверхні природних кам'яних субстратів, штучних бетонних утворень та рослинного субстрату (рогозу вузьколистого). Камеральне опрацювання альгологічних проб, виділення домінуючого комплексу здійснювалося згідно приведених методик [2]. Види і таксони внутрішньовидового рангу наводяться відповідно до зведення «Дополнение к «Разнообразию водорослей Украины»» [5].

Результати досліджень та їх обговорення

Фітомікроперифітон досліджуваних субстратів був представлений 52 видами, які відносилися до 4 відділів: *Cyanophyta, Euglenophyta, Bacillariophyta* та *Chlorophyta.* Найбільш масово були представлені діатомові водорості – 60% від загальної кількості видів, включаючи внутрішньовидові таксони (в.в.т.), що є типовим для обростань. Меншими частками характеризувалися зелені, синьозелені та евгленові водорості – 23%, 11% та 6% відповідно.

Порівняльний аналіз формування видового різноманіття на різнотипних субстратах показав, що найбільш масово водоростеві угруповання розвивались на бетонних спорудах. Так, у фітомікроепілітоні штучних бетонних субстратів було ідентифіковано 34 види та в.в.т., тоді як фітомікроперифітон кам'яних та рослинних субстратів був представлений 26 та 9 видами відповідно. Домінуюче положення на всіх типах субстратів належало діатомовим водоростям (рис. 1). На рослинних субстратах їх частка сягала 78% від загальної кількості видів та в.в.т., на бетонних спорудах 65% та на кам'яних утвореннях 58%. Значною також була частка зелених водоростей 11, 15 та 27%, відповідно. Значно нижчою була кількість видів відділів *Cyanophyta* та *Euglenophyta* – 0, 1, 11% та 11, 6, 4% відповідно.

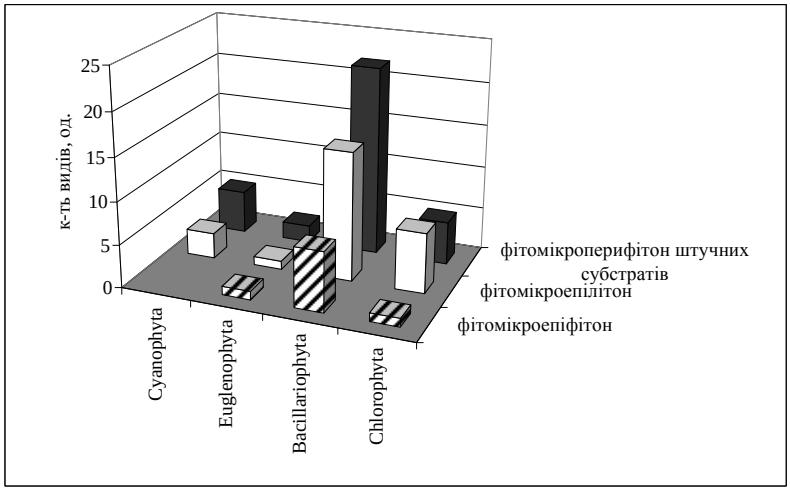


Рис. 1. Кількість видів та в.в.т. фітомікроперифітону різних типів субстратів р. Тня.

Дослідження таксономічної структури фітомікроперифітону показало, що він належав до 8 класів, 15 порядків та 33 родів. Найбільше значення у формуванні надвидового різноманіття належало представникам відділу діатомових водоростей (рис. 2).

Вивчення таксономічного спектру кожного з відділів фітомікроперифітону різнотипних субстратів показало, що синьозелені водорості були представлені одним класом *Hormogoniophyceae*. Таксономічно багатішими були водоростеві угруповання бетонних споруд – на них вегетували водорості з родів *Calothrix* Ag.ex Born. et Flah. та *Oscillatoria* Vauch. На

кам'яних утвореннях були ідентифіковані лише представники роду *Oscillatoria* Vauch. – *Oscillatoria amphibia* Ag., *O. geminata* (Menegh.) Gom., *O. tenuis* Ag.

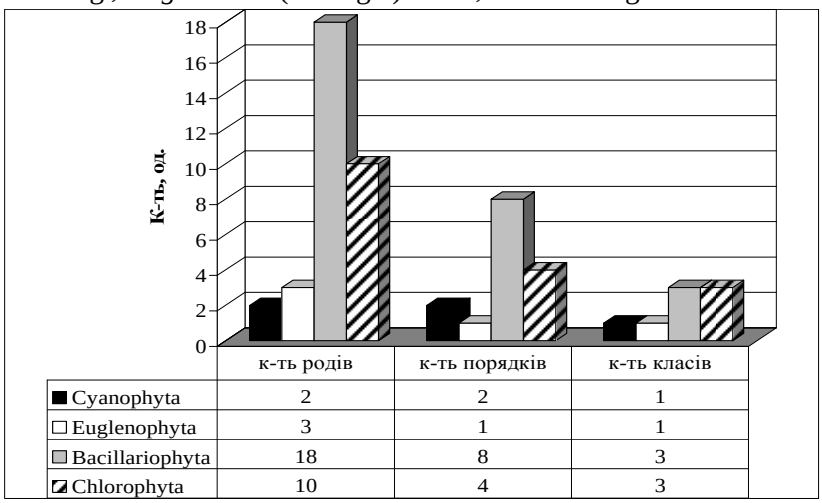


Рис. 2. Кількість родів, порядків та класів фітомікроперифітону р. Тня

Евгленові водорості обростань були представлені класом *Euglenophyceae*. При порівнянні таксономічного різноманіття різних типів субстратів було встановлено, що фітомікроперифітон бетонних споруд був представлений 2 родами – *Euglena* Ehr. та *Lepocinclis* Perty *(Euglena texta var. texta* (Duj.) Hubn., *Lepocinclis teres).*

Відділ *Bacillariophyta* був представлений найбільшою кількістю класів, порядків та родів у фітомікроперифітоні досліджуваних субстратів.

На бетонних спорудах вегетували представники трьох класів – *Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae* та *Fragilariophyceae,* серед яких найбільш масовий – *Bacillariophyceae,* до складу якого входили водорості з порядків *Achnanthales* Silva, *Bacillariales* Hend., *Cymbellales* Mann., *Naviculales* Bessey, *Rhopalodiales* Mann. На родовому рівні найбільшою кількістю видів характеризувались *Nitzschia* Hass. (*Nitzshia palea* (Kutz.) W. Sm., *N. paleacea* (Grun.) Hust. in A. S. et al., *N. pusilla* Grun.), *Gomphonema* (Ag.) Ehr. (*Gomphonema acuminatum* (Ag) Ehr., *G. acuminatum var. brebissonii* (Kutz.) CI., *G. parvulum* Kutz.) і *Navicula* Bory (*Navicula vulpina* Kutz., *N. veneta* (Kutz.), *N. cincta var. leptocephala*). Клас *Coscinodiscophyceae* був представлений порядком *Thalassiosirales* Gles. et Makar. до якого входили представники 2 родів: *Cyclotella Kuetzinqiana* Thw. та *Stephanodiscus hantzschii* Grun. in CI. et Grun., *Fragilariophyceae* – порядком *Fragilariales* Silva, до якого входили представники 3 родів: *Fragilariforma virescens* (Ralfs) Will. et Round, *Meridion circulare* (Grev.) Ag., *Synedra acus* (Kutz.).

Таксономічне різноманіття діатомових водоростей фітомікроепілітону природних кам'яних утворень було доволі високим та за кількістю порядків та родів перевищувало фітомікроперифітон бетонних споруд. У фітомікроепілітоні були відмічені представники 3 класів: *Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae* та *Fragilariophyceae.* Найбільш масово розвивалися діатомові водорості класу *Bacillariophyceae,* які були представлені 7 порядками – *Achnanthales* Silva, *Bacillariales* Hend., *Cymbellales* Mann, *Eunotiales* Silva, *Naviculales* Bessey, *Rhopalodiales* Mann, *Thalassiophysales* Mann – та 8 родами, серед яких найбільш чисельним був рід *Navicula* Bory. До його складу входили види *Navicula capitata* Ehr., *N. cryptocephala var. exilis* Ehr., *N. veneta* (Kutz.). Класи *Coscinodiscophyceae* та *Fragilariophyceae* налічували у своєму складі по одному порядку – *Thalassiosirales* Gles. et Makar. і *Fragilariales* Silva, типовими представниками були – *C. kuetzinqiana* Thw., *St. hantzschii* Grun. in CI. et Grun., *D. vulgare* Bory.

Різноманіття діатомових водоростей рослинних субстратів – значно бідніше. Вони були представлені 2 класами – *Bacillariophyceae,* та *Coscinodiscophyceae,* 4 порядками – *Achnanthales* Silva, *Bacillariales* Hend., *Cymbellales* Mann та *Thalassiosirales* Gles. et Makar., 6 родами -

Cocconeis Ehr., *Planothidium* Round et Bukht., *Nitzschia* Hass., *Cymbella* Ag., *Rhoicosphenia* Grun., *Cyclotella* Kutz. та 8 видами.

Дослідження таксономічного складу водоростевих обростань відділу *Chlorophyta* дозволило виявити їх приналежність до 3 класів, 4 порядків та 10 родів.

Порівняння систематичних структур фітоміроперифітону різних типів субстратів показало значні відмінності в їх складі. Найбільш бідним був фітомікроепіфітон. Він був представлений одним класом – *Chlorophyceae*, одним порядком – *Chlamydomonadales* Fritsch, одним родом – *Chlamydomonas* Ehr. та одним видом – *Chlamydomonas globosa* Snow. Фітомікроперифітон бетонних споруд був дещо багатшим. Його представники належали до 2 класів – *Chlorophyceae* та *Ulvophyceae* і 2 порядків - *Chlamydomonadales* Fritsch та *Ulotrichales* Bohl. Серед 6 родів найбільш масовим був *Monoraphidium* Kom.-Legn., до складу якого входили *Monoraphidium arcuatum* (Korsch.) Hind. та *M. irregulare* (G. Sm.) Kom.-Legn. in Fott. Найбільш таксономічно різноманітним був фітомікроепілітон природних кам'яних утворень. Водоростеві обростання цього типу субстрату належали до 3 класів – *Chlorophyceae, Ulvophyceae* та *Zygnematophyceae*. Серед порядків були ідентифіковані *Chlamydomonadales* Fritsch, *Chlorococcales* Marchand, *Ulotrichales* Bohl. та *Desmidiales* (Menegh.) Pasch. Найбільше різноманіття було притаманне порядку *Chlorococcales* Marchand, який був представлений 4 родами – *Coelastrum* Nag., *Monoraphidium* Kom.-Legn., *Oocystis* A.Br., *Tetrastrum* Chod. та 4 видами – *C. microporum* Nag. in A. Br., *M. arcuatum* (Korsch.) Hind., *O. borgei* Snow, *T. triangulare* (Chod.) Kom.

Висновки

Отже, проведений аналіз видового складу фітомікроперифітону різних типів субстратів показав значні відмінності водоростевих обростань рослинних, природних кам'яних та бетонних субстратів. Найнижчими показниками видового та надвидового різноманіття характеризувався фітомікроепіфітон, що пов'язано з екзометаболітами, які виділяються рослиною [4]. Разом з тим домінуючий комплекс водоростей обростань всіх типів субстратів був схожим. Типовими для всіх типів субстратів були діатомові водорості *C. placentula* (Ehr.), *N.* Grun., *Rh. abbreviata* (Ag.) L.-B., *C. Kuetzinqiana* Thw.

1. *Малі річки України* / за ред. А. В. Яцика. – К.: Урожай, 1991. – 296 с.
2. *Методи гідроекологічних досліджень* поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
3. *Протасов А. А*. Пресноводный перифитон / А. А. Протасов. – К.: Наукова думка, 1994. – 308 с.
4. *Романенко В. Д.* О механизме действия легкоокисляющихся фенолов на фотосинтетическую активность водорослей / В. Д. Романенко, А. И. Сакевич, О. М. Усенко // Гидробиол. журн. – 2006. – 42, № 2. – С. 87–97.
5. *Царенко П. М.* Дополнение к разнообразию водорослей Украины / П. М. Царенко, О. А. Петлеванный. – К., 2001. – 130 с.

Н.М. Корнейчук

Житомирский государственный университет имени Ивана Франко, Украина

СТРУКТУРНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ВОДОРОСЛЕВЫХ СООБЩЕСТВ ОБРАСТАНИЙ РАЗНОТИПНЫХ СУБСТРАТОВ РЕКИ ТНЯ

Изучен видовой состав водослей перифитона растительных, природных каменных и штучных бетонных субстратов малой реки Житомирского Полесья. Показаны значительные отличия в их количественном составе. Установлен доминирующий комплекс. Выявлены виды диатомовых водорослей, которые вегетировали на всех типах субстратов.

Ключевые слова: фитомикроперифитон, видовое разнообразие, разнотипные субстраты

N.M. Korniychuk
Ivan Franko Zhytomyr State University, Ukraine

STRUCTURE OF PERIPHYTIC ALGAL ASSEMBLAGES ON DIFFERENT SUBSTRATA IN THE TNYA RIVER

The paper deals with species and taxonomic diversity of periphytic algae on plant substrata, natural stone substrata and artificial concrete substrata in the small river of Zhytomyr Polesye. Significant differences in their quantitative composition have been shown. The dominant complex of species has been distinguished – *Cocconeis placentula* (Ehr.), *Nitzschia pusilla* Grun., *Rhoicosphenia abbreviata* (Ag.) L.-B., *Cyclotella kuetzingiana* Thw., growing on all substrata types.

Keywords: phytomicroperiphyton, species diversity, different substrata

УДК 005:639.21.3

В.П. КОРОТЕЦЬКИЙ[1], О.В. СИДОРЕНКО[2], Ю.І. СИЛЬЧУК[3]

[1]Інтелектуальний центр з питань раціонального використання водних ресурсів України
[2]НДІ «Держводекологія»
[3]Київський національний торговельно-економічний університет
вул. Кіото,19, Київ, 02156, Україна

ПЕРСПЕКТИВИ ЕФЕКТИВНОГО РОЗВИТКУ ОСЕТРІВНИЦТВА В УКРАЇНІ

В статті проведено системний аналіз чинників, що обумовлюють перспективність, доцільність та ефективність розвитку осетрівництва в Україні

Ключові слова: аквакультура, осетрівництво, сталий розвиток, рибне господарство

Особливо цінним та перспективним напрямком розвитку аквакультури вважається товарне осетрівництво, складовою частиною якого є виробництво білкової продукції, а також відновлення чисельності осетрових видів риб, особливо рідкісних і зникаючих видів, таких як російський осетер, севрюга, білуга і стерлядь [1-4]. Осетрові риби, які є унікальними реліктовими видами, що пережили мільйони років еволюції і пристосувалися до найрізноманітніших екологічних умов, в даний час стоять на межі повного зникнення. Відповідно, що в умовах сьогодення важливого значення набуває штучне відтворення, товарне вирощування осетрових видів риб для підтримки їх чисельності та біорізноманіття в природних умовах, що неодноразово підкреслювалося в публікаціях науковців протягом останніх років [3, 7].

Об’єктом дослідження є споживні властивості різних видів осетрових риб, вирощуваних в аквакультурі, показники ринку товарного осетрівництва [6, 7].

Метою роботи було обґрунтування доцільності та ефективності інтенсивного розвитку осетрівництва в Україні задля забезпечення сталого розвитку галузі рибного господарства та продовольчої безпеки держави.

Сучасний стан розвитку осетрівництва в Україні. Основними перевагами штучного вирощування осетрових риб є: високі споживні властивості м’яса; особливо цінна ікра; швидкий темп росту; стійкість до різних умов середовища; стійкість до хвороб і маніпуляцій з ним; високі комерційні ціни [6]. Останнім часом продукти осетрівництва почали використовувати для виробництва біовітамінних препаратів, хондроітина для лікування кістково-хрящової тканини, дерматологічних захворювань, косметичних препаратів, препаратів для лікування хвороб крові, печінки, органів дихання, травлення, нирок, ендокринної системи, нервової системи, імунної системи, статевої системи, стану волосся, захисту від вільних радикалів та інші. Особливістю цих препаратів є гарантований ступінь їх безпечності [5, 6].

Відповідно до проведених досліджень, основними об’єктами промислового вирощування у водоймах України можуть бути:

- білуга, російський осетер, севрюга, шип для Азовського і Чорного морів;
- веслонос, стерлядь для прісноводних лиманів та ставкових господарств;
- білуга, ленський осетер, сибірський осетер, російський осетер, севрюга, шип, веслонос, стерлядь та промислові гібриди з них для штучного вирощування в умовах заводських установок замкненого водопостачання (УЗВ), садках, басейнах і відокремлених континентальних водоймах.

Після заходів щодо заборон, ініційованих CITEC (Конвенції з міжнародної торгівлі дикими видами осетрових риб) на Каспії, Азовському та Чорному морях різко зріс споживацький попит на весь спектр продукції із осетрових видів риб. Заборона, згідно з оцінками фахівців, продовжиться не менше 25 років. Якщо країни, відповідальні за стан осетрових популяцій, не змінять положення і не відновлять чисельність природних популяцій, термін заборони буде діяти і надалі. Тобто, все виробництво осетрової продукції буде проводитись за рахунок інтенсивних форм господарювання з обмеженим об'ємом виробництва, але з високими і стабільними світовими цінами та прогнозованим рівнем якості [7].

Каспійське, Азовське, Чорне моря ще 20 років тому містили понад 90% всього світового запасу осетрових. Однак, щорічні перелови цих видів риб різко зростали і були доведені до 25.000 тонн/рік, без урахування браконьєрських уловів, які перевищували офіційні показники в декілька разів.

Кількість ікри осетрових риб, що видобувалась в минулому в Азовському та Чорному морях, досягала до 1.500 тонн на рік, а у 1964 році – 2.000 тонн [3, 6].

Визначено, що будівництво каскаду гребель на нерестових річках України, антропогенне навантаження, щорічні перелови та невиконання планів зариблення рибопосадковим матеріалом осетровими заводами на Каспії, Азовському та Чорному морях є головною причиною неспроможності не лише України, але й Росії виловити біопродуктивних плідників навіть для штучного розмноження на осетрових заводах [7].

Встановлено, що 20–25 років тому назад, Дніпровський експериментальний осетровий завод щорічно відловлював понад 300 найкращих екземплярів маточного поголів’я осетрових видів риб для відтворення. Разом з тим, починаючи з 2000 року, відловити навіть 20 екземплярів неможливо, а ті що були відловлені та передані для інкубації, були не найкращої якості, в основному особини, які нерестяться вперше.

Відомо, що на Азовському та Чорному морях вилов осетрових риб заборонений з 1999 року і діє дотепер. Проте вилов осетрових риб браконьєрами продовжується, їх чисельність знаходиться вже нижче за поріг виживання і практично осетрові можуть бути повністю знищені в найближчі десять-п'ятнадцять років [4, 7]. Разом з тим необхідно наголосити, що Україна є відповідальною державою перед Світовою спільнотою за збереження не тільки Азовської популяції осетрових видів риб (разом з Росією), а й унікальної північно-західної чорноморської популяції осетрових з високими споживними властивостями (за рахунок специфіки харчування молюсками та дрібними рибами чорноморського шельфу) [4, 5].

Відтворювальна проектна потужність діючого в Україні Дніпровського осетрового заводу складає 2.200.000 штук молоді риб (3–10 г) на рік. Але в останні десять років реальна (без приписок) продуктивність заводу не перевищує 30 % планової потужності навіть за рахунок прісноводних веслоноса і стерляді, які не можуть бути застосовані як зарибок для Чорного моря. Таке значне падіння потужностей Дніпровського осетрового заводу не може зупинити занепад ареалу осетрових видів риб. Діюча система державного регулювання запасів осетрових та інших цінних видів риб в Чорноморському басейні також не є спроможною покращити цей стан і зупинити браконьєрство.

Досвід розвитку осетрівництва за кордоном. Румунія і Болгарія почали щорічно випускати у Чорне море зарибок білуги в кількості декілька мільйонів штук. Росія теж має на Каспії, Азовському та Чорному морях шістнадцять осетрових заводів (десять – Іран, інші прикаспійські держави – 6) і випускає щорічно 50–60 млн. штук осетрової молоді на рік.

Аналізуючи досвід зарубіжних країн, необхідно відмітити, що Китай наприкінці XX сторіччя прийняв свою державну програму розвитку осетрівництва. Для виконання програми в Росії було закуплено маточне осетрове поголів'я загальною вагою близько двох тонн, а також запрошені на роботу до Китаю російські фахівці з інкубації та вирощування осетрових. В результаті виконання програми та підтримки її з боку держави в 2009 р. загальна маса стада становило вже понад 30.000 тонн [6]. Роботи в цьому напрямку продовжуються.

Реалізацію програм розвитку осетрівництва прискорили США, Канада, Перу, Чилі, Франція Італія, Німеччина, Польща та інші країни. Основною метою цих програм є товарне вирощування осетрової продукції в промислових масштабах.

Крім того, доречно відмітити, що США в жовтні 2005 р. з метою збереження осетрових видів риб заборонили експорт осетрової ікри до своєї країни з Росії та України.

Необхідно наголосити, що якщо становище в найближчі роки не зміниться і Україна не впровадить рішучих заходів щодо покращення біологічного стану осетрових видів риб у Азовському морі, північно-західній частині Чорного моря і в континентальних водоймах, міжнародні екологічні та природозахисні організації можуть ініціювати заборону для України вилову у Чорному та Азовському морях будь-якої риби для збереження цінної світової спадщини. Відповідно, ефективний розвиток товарного осетрівництва є раціональним та єдино можливим напрямком забезпечення сталого розвитку галузі рибного господарства та продовольчої безпеки держави.

Річна потреба в осетровому секторі рибної продукції світового ринку на даний момент складає до 10 млрд. доларів [6]. Ціни на товарну осетрову ікру у США та Євросоюзі коливають в межах 15–20 тис. доларів/кг.

Ціни на вторинну рибну сировину від розбирання осетрових (голови, хребет, луска, хвіст) для фармакології більші, ніж вартість осетрового очищеного філе. Проте цей напрямок комплексного використання осетрових риб можливий лише за умов значних і стабільних об'ємів постачання, які роблять виробництво ліків надійним, стабільним і рентабельним [5].

В подальшому на міжнародному ринку осетрової продукції прогнозується стійкий ріст оптово-роздрібних цін, що доводить ефективність та доцільність розвитку осетрівництва.

Висновки

В результаті систематизації проведених досліджень необхідно зазначити, що товарне осетрівництво в Україні розвивається невиправдано повільними темпами, що зумовлено:

- недостатньою кількістю інвестицій у розвиток осетрової аквакультури;
- відсутністю державної підтримки у вигляді довгострокових, пільгових кредитів, дотацій на рибопосадковий матеріал і корми;
- дефіцитом життєстійкого рибопосадкового матеріалу за доступною ціною;
- високою вартістю повноцінних, збалансованих, спеціалізованих осетрових комбікормів;
- обмеженістю високоефективних технологій, нормативно-технологічної та методичної документації;
- недостатньою кількістю висококваліфікованих фахівців в галузі осетрівництва.

Розвиток товарного осетрівництва, створення широкої мережі товарних осетрових господарств, осетрових риборозплідників – це один з реальних альтернативних шляхів збереження генофонду осетрових, зниження тиску осетрового браконьєрства і, разом з тим, зниження багатомільйонних збитків держави від втрати осетрового промислу та скорочення обсягів виробництва осетрової продукції, збереження ринку послуг, зайнятості і збільшення робочих місць для місцевого населення.

1. *Гринжевський М. В.* Нетрадиційні об'єкти рибництва в аквакультурі України / М. В. Гринжевський, О. М. Третяк, С. І. Алимов, І. І. Грициняк та ін.]. – К.: Світ, 2001. – С. 1982.
2. *Киселев А. Ю.* Установки с замкнутым циклом водоиспользования и технологии выращивания в них объектов аквакультуры / А. Ю. Киселев // Рыбное хоз-во. – 1997. – Вып. 1 – 80 с.
3. *Коротецький В. П.* Модернізація системи державного управління в галузі рибного господарства / В. П. Коротецький, А. А. Мазаракі, О. В. Сидоренко // Наук. зб. «Інтегроване управління водними ресурсами». – К.: ДИА. – 2013. – № 1. – С. 13–25.

4. *Межжерин С. В.* Животные ресурсы Украины в свете стратегического устойчивого развития / С. В. Межжерин. – К. : Логос, 2008. – 282 с.
5. *Рибоводне* господарство [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://www.webfermerstvo.org.ua/rybnyctvo/rybovodne-gospodarstvo. php
6. *Сидоренко О. В.* Формування асортименту та якості риборослинних продуктів: монографія / О. В. Сидоренко. – К.: Київ. нац. торг.-екон. ун-т, 2006. – 313 с.
7. *Сильчук Ю. І.* Біотехнічні основи вирощування прісноводних осетрових риб / Ю. І. Сильчук, О. В. Сидоренко, А. О. Іванюта / Інтегроване управління водними ресурсами : наук. збірник / відп. редактор В. І. Щербак. – 2014. – С. 227–232.

В.П. Коротецкий[1], *Е.В. Сидоренко*[2], *Ю.И. Сильчук*[3]
[1]Интеллектуальный центр по вопросам рационального использования водных ресурсов Украины, Киев
[2]Научно-исследовательский институт «Держводэкология», Киев, Украина
[3]Киевский национальный торгово-экономический университет, Украина

ПЕРСПЕКТИВЫ ЕФЕКТИВНОГО РАЗВИТИЯ ОСЕТРОВОДСТВА НА УКРАИНЕ

В статье проведён системный анализ факторов, которые обуславливают перспективность, целесообразность и эффективность развития осетроводства на Украине.

Ключевые слова: аквакультура, осетроводство, устойчивое развитие, рыбное хозяйство

V.P Korotetskiy[1], *O.V. Sidorenko*[2], *Y.I. Silchuk*[3]
[1]Intellectual center on the rational use of water resources of Ukraine, Kyiv
[2]Research Institute "Derzhvodekologiya", Kyiv, Ukraine
[3]Kyiv National University of Trade and Economics, Ukraine

PROSPECTS EFEKTIVNOSTI STURGEON AQUACULTURE IN UKRAINE

The article provides a systematic analysis of the factors that determine the prospects, the appropriateness and effectiveness of sturgeon in Ukraine.

Keywords: aquaculture, sturgeon, sustainable development, fisheries

УДК 576.314:576.344+581.522.5:582.263

К.В. КОСТЮК[1], В.В. ГРУБИНКО[2]
[1]Национальный медицинский университет имени О. О. Богомольца
пр. Победы, 34, Киев, 03057, Украина
[2]Тернопольський национальный педагогический университет имени Владимира Гнатюка
ул. М. Кривоноса, 2, 46027, Тернополь, Украина

РЕГЕНЕРАЦИЯ КЛЕТОЧНЫХ МЕМБРАН *LEMNA MINOR* L. ПОСЛЕ ТОКСИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

В статье рассмотрены механизмы регенерации клеточных мембран с участием липидов и белков после токсического воздействия. На примере ряски показано, что мембраны растительных клеток постоянно обновляются. Высказано предположение о том, что время обновления мембранных структур является характеристикой процесса биогенеза мембран. На этом основании, сравнивая значения скоростей обновления клеточных мембран в нормальных и патологических клетках, можно оценить роль эндоплазматического ретикулюма и аппарата Гольджи в образовании отдельных участков поврежденной плазмалеммы.

Ключевые слова: водные растения, тяжелые металлы, дизельное топливо, вторичные концентрические мембраны, липиды, белки

Известно, что реакции и долговременные адаптации клеток на действие токсикантов в значительной мере сводятся к изменениям в их мембранных структурах.

В наших исследованиях установлено, что ионы цинка и свинца, а также дизельное топливо в токсичных концентрациях в клетках водорослей (хлорелла) и водных растений (элодеия ряска) индуцируют образование вторичных концентрических мембран [1]. Этот уникальный эффект вызывает каскад изменений структуры и состава и, скорее всего, обмена веществ, как в клеточных мембранах, так и в клетках в целом. В связи с этим возникает вопрос о регенеративних свойствах клеток в отношении репарации поврежденных токсикантами клеточных мембран. Прежде всего, не установлено, что происходит с мембранами клеток после токсического воздействия, когда они возвращаются в естественные условия существования, и какие механизмы протекания такого обновления (пластические и энергетические ресурсы, скорость и кинетика процесса и т.п.).

Регенерация клеточных мембран после токсического воздействия практически не изучалась, поэтому целью исследования была оценка скорости обновления плазмалеммы в предварительно интоксицированных клетках водных растений и возвращенных в экологически нормальные условия существования.

Материал и методы исследований

Исследования проводили на ряске *Lémna minor* L., которую выращивали в аквариумах с отстоянной водопроводной водой при освещении лампами дневного света (2500 лк) и температуре 20±1 °С. В экспериментах в среду выращивания растений в каждом случае отдельно добавляли водные растворы солей тяжелых металлов $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ и $Pb(NO_3)_2$ из рассчета на ион: Zn^{2+}– 2,0 мг/дм^3 и 5,0 мг/дм^3; Pb^{2+}– 0,2 мг/дм^{3}и 0,5 мг/дм^3, что соответствует 2 и 5 $ПДК_{рыб\text{-}хоз.}$, а также дизельное топливо в количестве 0,1 мг/дм^3; 0,25 мг/дм^3, что соотвествует 2 и 5 $ПДК_{рыб\text{-}хоз.}$. Период выдерживания ряски в токсической среде составил 1, 3 и 7 суток. Контрольными были растения, которые росли в среде без токсикантов. После недельной инкубации в токсической среде растения были пересажены в обычные условия (контрольная среда).

Клеточные мембраны выделяли по методике Финдлея и Эванза [4]. Липиды экстрагировали хлороформ-метаноловой смесью по методу Фолча [3]. Содержание белков определяли по Лоури и соавт. [5].

Результаты исследований и их обсуждение

Время обновления мембранных структур является одной из ключевых характеристик процесса биогенеза мембран. Поэтому, сравнивая значения скоростей обновления клеточных мембран в нормальных и интоксицированных (патологических) клетках, можно оценить роль эндоплазматического ретикулюма и аппарата Гольджи в образовании отдельных участков поврежденной плазмалеммы.

При анализе результатов исследования мы разделяли процессы синтеза отдельных компонентов мембран и их встраивание в плазмалемму. Потому как считаем, что для сборки мембранных компонентов в большинстве случаев необходима энергия, отличающаяся по величине от той, которая требуется для их биосинтеза. Предполагаем, что все количественные и качественные изменения в мембранах связаны именно с энергией, которая расходуется крайне эффективно. Так, в токсических условиях, когда клетке нужно уменьшить проницаемость клеточной оболочки с целью предотвращения поступления молекул токсичного вещества, в ней уменьшается интенсивность биосинтеза белков, так как они более проницаемы для тяжелых металлов и дизельного топлива (рис. 1). Более того этот процесс длителен во времени и является энергетически невыгодным для клетки в токсических условиях.

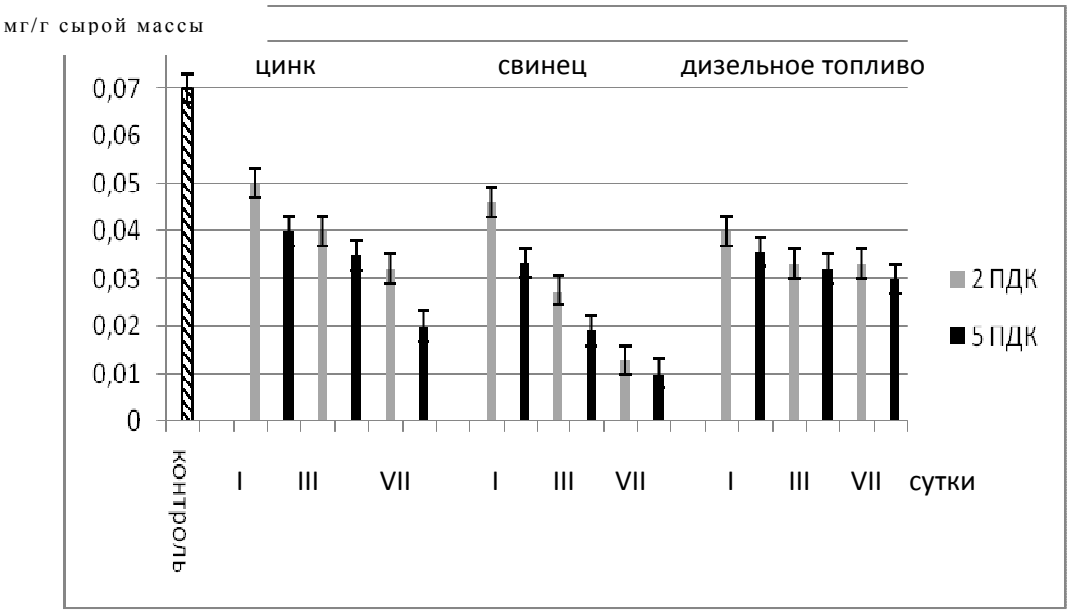


Рис. 1. Содержание белков в клеточных мембранах ряски при воздействии ионов цинка, свинца и дизельного топлива (M±m, n = 3)

При этом вся энергия может расходоваться для биосинтеза липидов, содержание которых при этом увеличиваются очень быстро. Возрастание содержания липидов, как показано нами ранее [1], связано с образованием вторичной концентричной мембранной системы (рис. 2). Считаем, что перенос мембранных липидов от места их синтеза к месту структурно-функционального назначения осуществляется при помощи трансмембранного флип-флоп-перехода, скорость которого особенно велика для тех мембран, в которых происходит биосинтез липидов – ее характерное время составляет величину порядка нескольких минут.

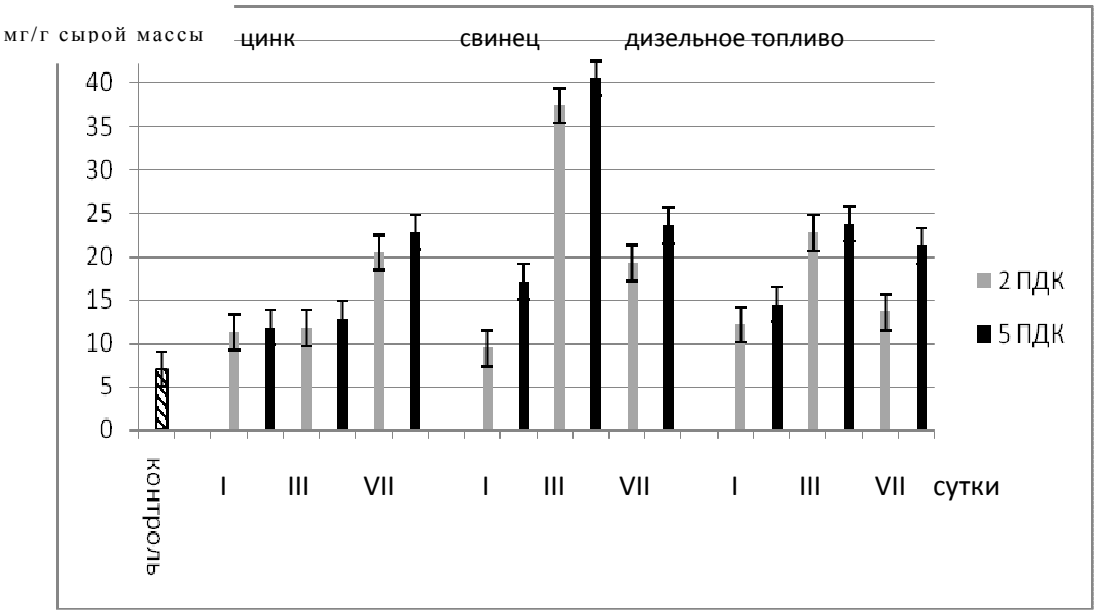


Рис. 2. Содержание липидов в клеточных мембранах ряски при воздействии ионов цинка, свинца и дизельного топлива (M±m, n = 3)

Следовательно, транспорт в эндоплазматическом ретикулюме из цитозоля в просвет происходит довольно быстро. Имеются данные о том, что этот процесс осуществляется при

участии белков и, возможно, требует гидролиза АТР. Это также свидетельствует о большой стабильности белкового комплекса мембран растений, которая, вероятно, обеспечивает поддержание структуры макромолекул в состоянии определенной конформационной гибкости даже в токсических условиях (рис. 1).

Стимулирующий эффект физиологически адекватной среды проявляется в возрастании количества белков и снижении липидов, что противоположно изменению их содержания в клетках растений, произрастающих в токсической среде.

Увеличение содержания белков (рис. 3) связываем с необходимостью выведения из клетки токсических веществ вследствие повышения проницаемости плазмалеммы.

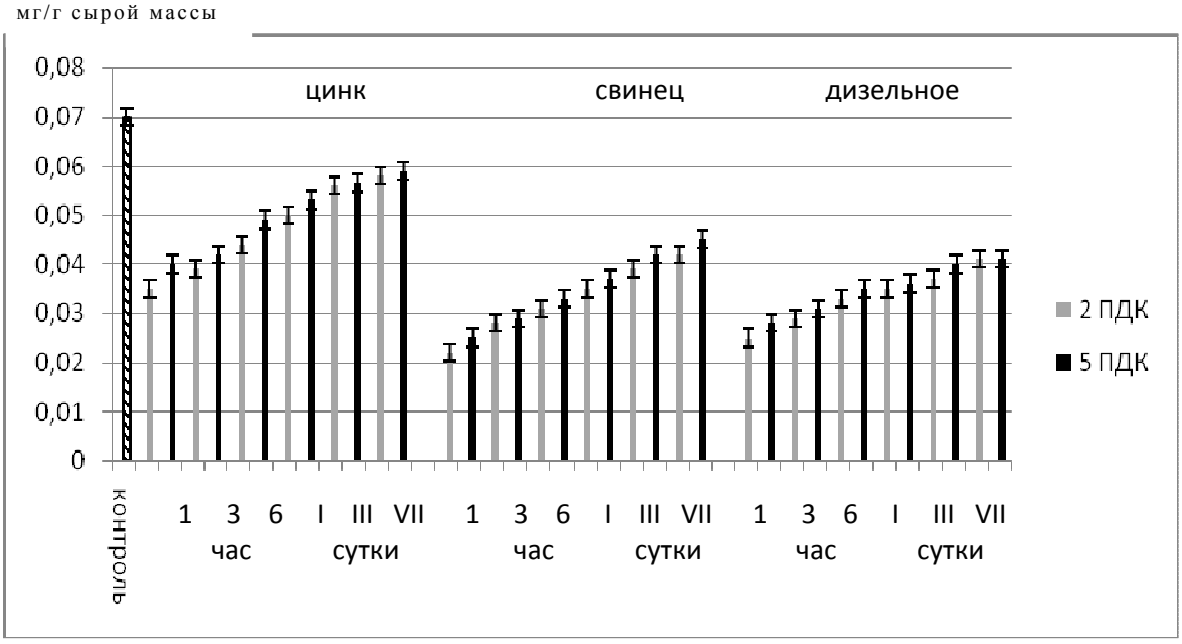


Рис. 3. Содержание белков в клеточных мембранах ряски после 7-ми дневного воздействия ионов цинка, свинца и дизельного топлива в физиологически нормальных условиях (контроль) (M±m, n = 3)

Из трех общеизвестных механизмов проникновения пептидного предшественника в мембрану предполагаем самопроизвольное включения в мембрану гидрофобных элементов полипептидного предшественника. Отметим, что этот механизм может реализовываться только тогда, когда включение в мембрану происходит после трансляции полипептида. Предполагается, что водорастворимый предшественник приобретает конформацию, обеспечивающую встраивание его в мембрану при взаимодействии с бислоем. Эта модель была предложена как часть «мембранной триггерной гипотезы». Необходимым условием нормального транспорта белков через мембрану является неполное его сворачивание в 3 и 4 структуры, а для того, чтобы перенос белков происходил со скоростью, близкой к скорости синтеза полипептида (1-10 остатков в 1 с), энергетический барьер не должен превышать ~18 ккал/моль. Заметим, что для переноса ионизированных и полярных групп из водного окружения в липидный бислой необходимо большее количество свободной энергии.

Именно с ограничением энергии в клетке связываем и медленное уменьшение содержания липидов (рис. 4). Предполагаем, что в транспорте липидов от плазмалеммы к другим клеточным мембранам задействованы процессы самопроизвольной диффузии мембранных липидов между мембранами.

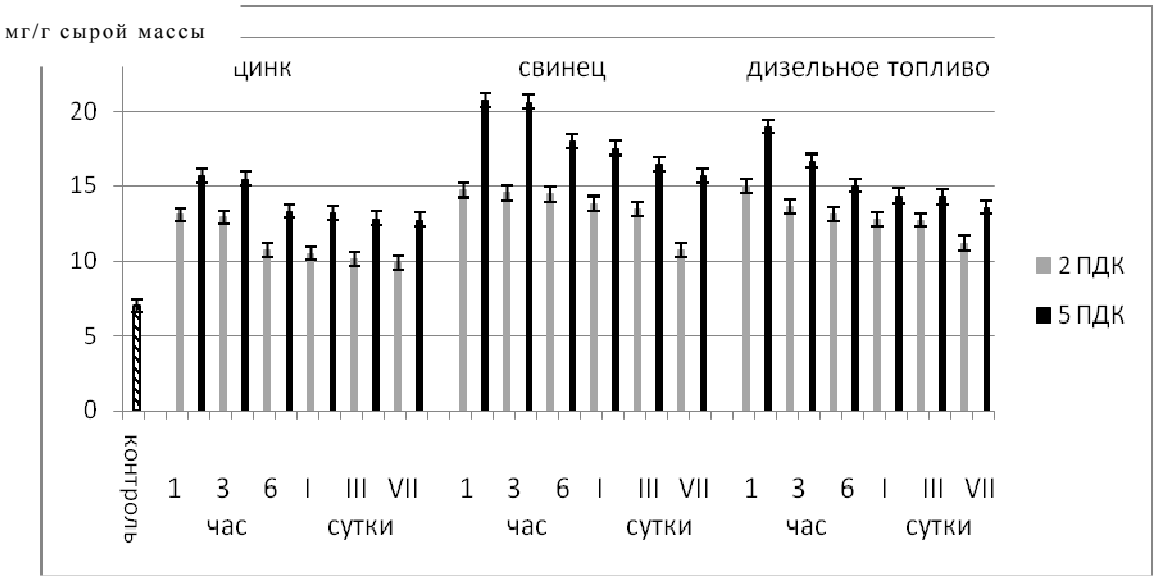


Рис. 4. Содержание липидов в клеточных мембранах ряски после 7-ми дневного воздействия ионов цинка, свинца и дизельного топлива в физиологически нормальных условиях (контроль), (M±m, n = 3)

Как известно, липиды могут самопроизвольно перемещаться между моноламеллярными везикулами и биомембранами. В большинстве случаев при этом происходит десорбция мономерных липидов с поверхности донорной мембраны и свободная диффузия через водную среду к акцепторной мембране. Лимитирующим этапом (по крайней мере при избытке акцепторных мембран) является высвобождение липидов из донорной мембраны. В этих условиях характерное время переноса зависит от величины свободной энергии десорбции. Ясно, что менее водорастворимые липиды (т. е. липиды с низкой критической концентрацией мицеллообразования) должны преодолевать при десорбции более высокий энергетический барьер, а следовательно, их перенос должен осуществляться медленнее, что можно и наблюдать, исходя из результатов, представленныхна рис. 4. Заметим, что скорость переноса зависит не только от гидрофобности переносимого липида, но и от состава и физического состояния донорного бислоя.

Выводы

Таким образом, можно утверждать, что у ряски клеточные мембраны при неблагоприятных воздействиях постоянно обновляются. Характер изменений скоростей обновления мембранних липидов и белков позволяет предположить наличие надежных механизмов образования плазмалеммы в поврежденных клетках, которые обеспечивают высокую надежность этого процесса. Последняя достигается, прежде всего, за счет самого механизма образования мембранных структур в полярних средах – явление самосборки [4]. Неизвестными остаются вопросы акцепторного запуска и регуляции механизма дупликации мембран, регуляция которых может быть положена в основу управления адаптациями водных растений к токсическим факторам среды.

1. *Грубинко В. В.* Структурные изменения в клеточных мембранах водных растений при действии токсических веществ / В.В. Грубинко, К.В. Костюк // Гидробиол. журн. – 2011. – Т.47, № 6. – С. 43–58.
2. *Кейтс М.* Техника липидологии. Выделение, анализ и идентификация липидов / М. Кейтс. – М.: Мир, 1975. – 322 с.
3. *Финдлей Дж.* Биологические мембраны. Методы : Пер. с англ. / Дж. Финдлей, У. Эванз. – М.: Мир, 1990. – 423 с.
4. *Lowry O. H.* Protein measurement with the folin phenol reagent / O. H. Lowry, N. I. Rosebroug, A. L. Farr, R. I. Randall // J. Biol. Chem. – 1951. – Vol. 193, № 1. – P. 265–275.

К.В. Костюк[1], *В.В. Грубінко*[2]
[1]Національний медичний університет імені О. О. Богомольця, Київ, Україна
[2]Тернопільській національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка, Україна

РЕГЕНЕРАЦІЯ КЛІТИННИХ МЕМБРАН *LEMNA MINOR* L. ПІСЛЯ ТОКСИЧНОГО ВПЛИВУ

У статті розглянуто механізми регенерації клітинних мембран після токсичного впливу, які стосуються зміни складу ліпідів і білків. На прикладі ряски показано, що мембрани рослинних клітин постійно оновлюються. Висловлено припущення про те, що тривалість оновлення мембранних структур є характеристикою процесу їх біогенезу. Тому, порівнюючи значення швидкостей оновлення клітинних мембран в нормальних і патологічних клітинах, можна оцінити значення ендоплазматичного ретикулюму та апарату Гольджі в утворенні окремих ділянок пошкодженої плазмолеми.

Ключові слова: водні рослини, важкі метали, дизельне паливо, вторинні концентричні мембрани, ліпіди , білки

K.V. Kostyuk[1], *V.V. Grubinko*[2]
[1] O.O. Bogomolets National Medical University, Kyiv, Ukraine
[2] Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

REGENERATION OF THE CONCENTRIC MEMBRANES *LEMNA MINOR* L. AFTER THE TOXIC EFFECTS

The article describes the mechanisms of regeneration of concentric membranes after the toxic effects that relate to changes in the composition of lipids and proteins. On the example of duckweed shown that the membrane of plant cells are constantly being updated. It has been suggested that the update time of membrane structures is the characteristic of the process of biogenesis of membranes. Therefore, comparing the value of the update rate of concentric membranes normal and abnormal cells, it is possible to assess the role of the endoplasmic reticulum and the Golgi apparatus in the formation of individual sections of the damaged plasmalemma.

Keywords: freshwater plants, heavy metals, diesel fuel, double concentric membran, lipids, proteins

УДК [595.3:591.524.1]

О.В. КОШЕЛЕВ

Інститут морської біології НАН України
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65011, Україна

ЕКОМОРФОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ *ARTEMIA PARTHENOGENETICA* (BOWEN AND STERLING, 1978) В КУЯЛЬНИЦЬКОМУ ЛИМАНІ

Наведені результати дослідженнь екоморфологічних особливостей *A. parthenogenetica* Куяльницького лиману. З'ясована залежність морфологічних ознак артемії від градієнту солоності. Показано, що наявність постійного прісноводного стоку забезпечує існування різноманітних варієтетів *Artemia parthenogenetica* (*var. principalis, var. milhausenii* та *var. köppeniana*), які мають різні життєві стратегії, що обумовлює стале розмноження рачків. В умовах нестримного зростання солоності Куяльницького лиману *A. parthenogenetica var. köppeniana* стала єдиною формою по всій акваторії лиману.

Ключові слова: артемія, екоморфа, солоність, Куяльницький лиман

Досліджуючи артемію Куяльницького лиману В.І. Шманкевіч [4] ще у 1875 році виявив виражену мінливість цих рачків під впливом умов середовища, що змінюються, причому ця мінливість виходить за межі не лише видових, але навіть і родових ознак. *Artemia*

salina (L., 1758) після невеликої кількості років та низки генерацій в умовах зростання солоності Куяльницького лиману переходить у форму, ідентичну з *Artemia milhausenii* (Fischer, 1834), причому ця форма залишається постійною доти, поки умови середовища не зміняться. При солоності, що поступово знижується, морфологія артемії змінюється в прогресивному напрямку до роду *Branchipus*, причому вона набуває основної ознаки цього роду – дев'ять позбавлених ніг сегментів.

Продовжені дослідження морфологічних змін різних географічно ізольованих популяцій артемії дозволили встановити існування наступних фенотипічних форм *A. parthenogenetica*: *var. principalis, var. arietina, var. milhausenii*, *var. köppeniana* [2, 3].

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом даного дослідження слугували спостереження за станом популяції *A. parthenogenetica* Bowen and Sterling, 1978 (Crustacea: Branchiopoda) в Куяльницькому лимані протягом 2012-2014 рр. Відстежували морфологічні особливості артемії та досліджували розподіл різних варієтетів рачків в різних акваторіях лиману. Вивчали особливості репродукції різних екоморф артемії.

Результати досліджень та їх обговорення

Найважливішою рисою, за якої відрізняються варієтети артемії, є співвідношення довжини цефалоторакса до довжини абдомена, ступінь розвитку церкоподів та кількість щетинок. Для церкоподів *var. principalis* характерно 10-15 щетинок; для *var. arietina* від 4 до 9. Для варієтетів артемії, притаманних більш високій солоності, кількість щетинок слабовиражених церкоподів зменшується до однієї–двох (*var. milhausenii*) чи до повної редукції церкоподів та відсутності щетинок (*var. köppeniana*).

Основним морфоутворюючим чинником для артемії є солоність води. Збільшення або зменшення солоності обумовлює формування фенотипічних варіацій та перехід варієтета в іншу екологічну морфу [2]. Так, екоморфа *var. principalis* характерна для найбільш опріснених акваторій Куяльницкого лиману, де зустрічається при солоності 20-50 ‰. Цей варієтет реєструвався поодиноко, внаслідок зменшення прісноводного стоку та скорочення площі опріснених ділянок лиману. Варієтет *var. arietina* відмічено при солоності 80-170‰. При солоності від 200 до 280 ‰ переважає *var. milhausenii*. В умовах максимальної солоності, за якої відмічена артемія в Куяльницькому лимані (300-320‰), зустрічається лише *var. köppeniana.* Слід зазначити, що в межах вказаних діапазонів солоності існують перехідні форми між варієтетами артемії.

Гідрологічний режим лиману безпосередньо впливає на стан планктобіоценозу, насамперед на розвиток артемії. Характер водності визначає площу преферентних акваторій найбільш сприятливих для розвитку рачків. Трансгресія додаткового притоку ґрунтових вод може призводити до опріснення акваторій, особливо літоральної прибережної зони, а при зменшенні поверхневого стоку суттєво зменшується акваторія, необхідна для формування першої генерації рачків з латентних яєць. Зниження рівня лиману призвело до значного зросту солоності та фізіологічно обумовленому скороченню репродукції рачків, насамперед першої генерації, що викликано недостачею прісної води та опріснених акваторій, необхідних для нормальної гідратації латентних яєць. За умов відсутності притоку поверхневих вод, артемія зазвичай дає лише одно-два покоління, які визначаються весняною генерацією. Зменшення прісноводного стоку призводе до розбалансування між фізіологічними потребами артемії та умовами середовища. Все це викликає зниження кількості генерацій та скорочення загальної чисельності навіть за умов забезпеченості кормовими ресурсами [1].

Наявність прісноводного та мінералізованого стоку обумовлює опріснення прилеглих до водотоків акваторій лиману, призводячи до зниження солоності. В зоні змішання ґрунтових та поверхневих вод з водами лиману на невеликих ділянках набувають значного розвитку популяції артемії саме того варієтету, що й мешкає в лимані (*A. parthenogenetica var. milhausenii*). Найбільш вагомою відмінністю таких артемій слід вважати можливість яйцеживородження рачків, що мешкають в зоні опріснення. В цих популяціях реєструються рачки на всіх стадіях онтогенезу: науплії різного віку та дорослі статевозрілі особини. При

утворенні латентних яєць, деяка частка з них осідає на дно, та є бентосними, а частка вільно плаває по всій товщі води, та є планктонними. Тоді як, латентні яйця, що утворені артеміями за солоності 250-300‰ всі без виключення є гіпонейстонними, тобто такими, що концентруються у приповерхневому шарі води, а яйцеживородіння наупліїв реєструється поодиноко.

З пожежної накопичувальної водойми в Корсунцовський залив Куяльницького лиману відведено каналізований стік. Вода через цей водовідвід потрапляє до лиману, утворюючи акваторію, де змішуються прісні води з водами лиману. В зоні змішання води виникає вертикальний градієнт солоності, коли більш солона вода знаходиться в придонному горизонті. В зоні дії цього водотоку артемія набуває значного розвитку, причому саме та екологічна морфа що й в лимані – *A. parthenogenetica var. milhausenii*. Але на відміну від артемій, що мешкають безпосередньо в лимані, в цій популяції наявні репродуктивно активні рачки, які розмножуються як шляхом формування латентних яєць, так і яєць що не потребують періоду спокою, та з них одразу викльовуються науплиси. Таким чином, в акваторіях, що мають вплив поверхневого прісноводного стоку формується повноцінна популяція артемій яка складається зі всіх стадій розвитку та віку.

При низькому стоянні води, від лиману відшаровуються та існують довгий час багаточисельні остаточні водойми, які населені артеміями. Внаслідок акумуляції дощових та ґрунтових вод в цих водоймах формується сольовий режим, який зазвичай значно менший ніж в лимані. Існування чисельних водойм, як постійних, так й тимчасових з різноманітними солоностними умовами сприяє формуванню в них локальних популяцій артемії всіх відомих фенотипічних форм. Всі ці популяції генерують латентні яйця, які з дощовим стоком або за умов підвищення рівню води потрапляють до лиману та беруть участь у формуванні єдиного “банку яєць” артемії. Крім того, таки водойми слугують резерватами репродуктивно активних рачків під час їх депресії в лимані.

Екологічні умови визначають характер розміщення рачків в лимані (екотопи). Наявність постійного прісноводного або слабкомінералізованого стоку впродовж вегетаційного періоду обумовлює появу різноманітних морф артемій. В акваторіях, які існують під впливом постійно діючих водотоків (малі річки, струмки), з'являються варієтети притаманні більш опрісненим водоймам. Незалежно від середньої солоності лиману існує залежність між кількістю постійних водотоків та різноманіттям варієтетів популяцій артемії. Такий популяційний поліморфізм гарантує широкий спектр адаптивних можливостей рачків та забезпечує ефективне існування за умов коливання солоності. Крім того в лимані можлива просторова гетерогенність різних морф артемії. В акваторіях з зниженою солоністю, що визначається інтенсивністю поверхневого стоку зустрічаюся *var. arietina* та *var. principalis*, а в ультрагалиних ділянках лиману: *var. milhausenii* та *var. köppeniana* з безліччю перехідних форм.

Висновки

1. Наявність зон змішення поверхневих вод і ропи, а також багаточисельних тимчасових водойм забезпечує існування різноманітних варієтетів *Artemia parthenogenetica* (*var. principalis, var. milhausenii* та *var. köppeniana*), які мають різні життєві стратегії, що обумовлює стале розмноження рачків в Куяльницькому лимані.
2. У 2012-2014 рр. в Куяльницькому лимані переважала форма *A. parthenogenetica var. milhausenii* та відмічено збільшення частки *A. parthenogenetica var. köppeniana*, що до кінця 2014 року стала єдиною формою по всій акваторії лиману.
3. У акваторіях лиману, що мають прісноводний стік переважає варієтет, притаманний меншій солоності (20-80‰), а саме *A. parthenogenetica var. principalis.*

1. *Новоселова З. И.* Экологический мониторинг соляных аквасистем, испытывающих антропогенную нагрузку / З. И. Новоселова, В. А. Новоселов // Сибирский экологический журнал. – 2000. – № 3. – С. 249 – 255.
2. *Убаськин А. В.* Адаптивная тактика артемии *Artemia* (Crustacea: Anostraca) в условиях флуктуации факторов среды обитания / А. В. Убаськин // Биоразнообразие и роль зооценоза в естественных и

антропогенных экосистемах: Матеріали ІІІ Міжнародної наукової конференції. – Дніпропетровськ.: Вид-во ДНУ, 2005. – С. 57–59.
3. *Bond R. M.* Observations on *Artemia „franciscana”* Kellogg, especially on the relation of environment to morphology / R. M. Bond // Int. Rev. der. ges. Hydrobiol. und Hydrogr. – 1933. – Vol. 28, № 1–2. – P. 117–125.
4. *Schmankewitsch M. W. J.* On the relations of *Artemia salina* and *Artemia mühlhausenii*, and on the genus *Branchipus* / M. W. J. Schmankewitsch // J. Natural History. – 1876. – Vol. 17, № 99. – P. 256–258.

А.В. Кошелев
Институт морской биологии НАН Украины, Одесса

ЭКОМОРФОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ARTEMIA PARTHENOGENETICA (BOWEN AND STERLING, 1978) В КУЯЛЬНИЦКОМ ЛИМАНЕ

Приведены результаты исследований экоморфологических особенностей *Artemia parthenogenetica* в Куяльницком лимане. Выяснена зависимость морфологических признаков артемии от градиента солености. Показано, что наличие постоянного пресноводного стока обеспечивает существование разнообразных вариететов *A. parthenogenetica* (*var. principalis, var. milhausenii* та *var. köppeniana*), которые имеют разные жизненные стратегии, что обуславливает постоянное размножение рачков. В условиях безудержного роста солености Куяльницкого лимана *A. parthenogenetica var. köppeniana* стала единственной формой по всей акватории лимана.

Ключевые слова: артемия, модификация, соленость, Куяльницкий лиман

A.V. Koshelev
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

ECOMORPHOLOGICAL FEATURES ARTEMIA PARTHENOGENETICA (BOWEN AND STERLING, 1978) KUYALNIK ESTUARIES

Results of researches are given of ecomorphology features of *Artemia parthenogenetica* in the Kuyalnik estuary. Dependence of morphological signs of artemia is found out on the gradient of salinity. It is shown that the presence of permanent freshwater flow provides existence various varietet's *A. parthenogenetica* (var. principalis, var. milhausenii, var. köppeniana), that have different vital strategies, that stipulates permanent reproduction of crustaceans. In the conditions of unrestrained height of salinity of the Kuyalnik estuary of *A. parthenogenetica* var. köppeniana became an only form on all water area of estuary.

Keywords: artemia, modification, salinity, Kuyalnik estuary

УДК 519.876.5:504+504.455(045)

М.О. КРАВЕЦЬ, А.Г. БЕВЗА, Ю.О. КУТЛАХМЕДОВ

Національний авіаційний університет
пр. Космонавта Комарова,1, Київ, 03058, Україна

РОЛЬ ВОДНИХ РОСЛИН В ДЕПОНУВАННІ РАДІОНУКЛІДІВ У КАСКАДІ СТАВКІВ У ГОЛОСІЄВО (КИЇВ)

Побудована базова модель перенесення радіонукліду ^{137}Cs по каскаду Дідорівських ставків. Проведено моніторингові дослідження каскаду. На основі натурних даних, зроблена екстраполяція базової моделі і отримана більш точна модель перенесення ^{137}Cs. На основі моделювання міграції ^{137}Cs показана роль водних рослин у депонуванні даного радіонукліду у Дідорівському каскаді ставків.

Ключові слова: камерні моделі, радіонуклід, біота, депонування радіонуклідів, донні відкладення, каскад ставків

Голосіївський ліс зазнав і зазнає впливу забруднень після аварії на Чорнобильській АЕС. Ліс є своєрідним бар'єром на шляху поширення забруднень і акумулятором різних речовин, у тому числі і токсичних. Голосіївські ставки відчувають посилене евтрофування у зв'язку з надходженням до них забруднюючих речовин з поверхневим стоком та скидами. Для каскадів Голосіївських ставків характерний повільний приплив води, достатній для встановлення рівноваги між водою, біотою і донними відкладеннями.

Радіонукліди, як біогенні аналоги (наприклад, Cs – аналог важливого для харчування біоти хімічного елементу – K, а Sr – аналог Ca), можуть бути широко використані як трасери. Метод радіоактивних трасерів є перспективним, тому що такі трасери є по всій території України. Трасери можуть бути використані як у радіоекологічних, так і в екологічних дослідженнях стану та благополуччя біоти екосистем. Ефективність методу підтверджується простотою і точністю визначення вмісту радіонуклідів, фундаментальністю фізіологічних процесів у рослинах, які поглинають ці трасери, наявністю у літературі даних про параметри швидкості переходу радіонуклідів, а також простотою оцінки факторів радіоємності [2].

Тому за об’єкт досліджень було взято процес перенесення ^{137}Cs серед компонентів водної екосистеми (води, водних рослин, донних відкладень та грунту) та по каскаду 4-х Дідорівських ставків.

Мета роботи – дослідити процеси перенесення та накопичення забруднюючих речовин в каскаді водойм методом камерних моделей.

Матеріал і методи досліджень

У роботі використовувалися математичний метод камерних моделей. Метод камерних моделей, який спирається на теорію радіоємності радіоекології, багато років успішно використовують для опису перенесення (переходу) і міграції радіонуклідів в екосистемах. Встановлено, що зниження показника радіоємності в екосистемі відображає зниження благополуччя і надійності її біоти [1].

Згідно методу камерних моделей весь ланцюг перенесення радіонуклідів поділяють на камери. Взаємодія між камерами задається за допомогою коефіцієнтів переходу радіонуклідів із однієї камери в іншу за одиницю часу (частіше за рік). Коефіцієнти вибираються за натурними дослідженнями та розрахунками [3].

Для даного дослідження відбиралися проби донних відкладень, водних рослин, зокрема рогозу широколистого, очерету звичайного, ряски малої, рдесту гребінчатого, і сірого лісового ґрунту Дідорівського каскаду водойм. Відібрані проби висушувалися і були виміряні на вміст ^{137}Cs, за допомогою гамма-спектрометра СЕГ-01.

Розрахунки проведені в програмі MAPLE 6 на основі диференційних рівнянь. Поведінка ^{137}Cs була проаналізована, так як він є основним дозоутворюючим ізотопом в забруднених водоймах і в їх біотичних компонентах. В побудовані моделі (рис. 1) увійшли такі камери як «грунт», «вода», «донні відкладення», «біота».

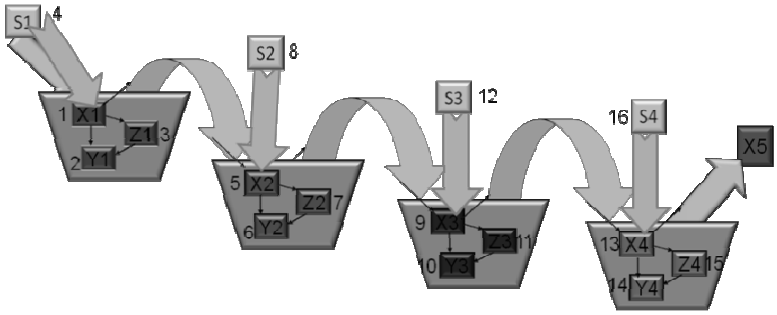


Рис. 1. Блок-схема каскаду Голосіївських ставків: X – вода, Y – донні відкладення, Z – біота, S – грунт

Результати досліджень та їх обговорення

Базова модель Голосіївських ставків побудована на основі блок-схеми і враховує швидкості переходу радіонуклідів між камерами та всередині кожної камери між водою, біотою і

донними відкладеннями: *dX1/dt=a41*S1(t)-(a13+a12+a15)*X1(t), dY1/dt=a12*X1(t), dZ1/dt=a13*X1(t), dS1/dt=-a41*S1(t), dX2/dt=a85*S2(t)-(a57+a56+a59)*X2(t), dY2/dt=a56*X2(t), dZ2/dt=a57*X2(t), dS2/dt=-a85*S2(t), dX3/dt=a129*S3(t)-(a911+a910+a913)*X3(t), dY3/dt=a910*X3(t), dZ3/dt=a911*X3(t), dS3/dt=-a129*S3(t), dX4/dt=a1613*S4(t)-(a1315+a1314+a1317)*X4(t), dY4/dt=a1314*X4(t), dZ4/dt=a1315*X3(t), dS4/dt=-a1613*S4(t),* де а – коефіцієнти переходу радіонуклідів між камерами: X1-4 – вода, Y1-4 – донні відкладення, Z – біота, S1-4 – грунт.

На основі середніх значень швидкостей переносу радіонуклідів взятих з натурних досліджень та за результатами розрахунків були встановлені коефіцієнти переходу ^{137}Cs із камери в камеру: *a41=0.05, a12=0.6, a13=0.35, a15=0.05, a85=0.03, a56=0.6, a57=0.35, a59=0.05, a129=0.03, a910=0.6, a911=0.35, a913=0.05, a1613=0.02, a1314=0.6, a1315=0.35, a1317=0.05* [2, 3].

Результати дослідження по моделі показані на рис. 2.

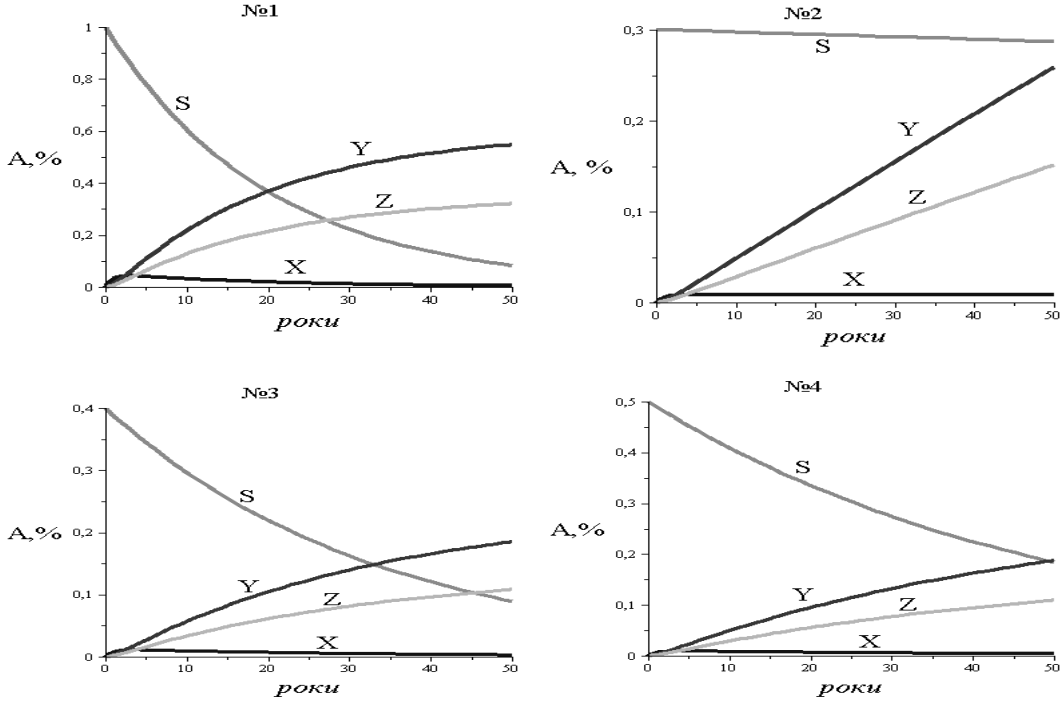


Рис. 2. Базові моделі динаміки накопичення радіонукліду ^{137}Cs протягом 50 років у компонентах водної екосистеми в: № 1 – 1-му ставку; № 2 – 2-му ставку; № 3 – 3-му ставку; № 4 – 4-му ставку; X– вода, Y– донні відкладення, Z – біота, S– грунт

В результаті найбільше накопичення радіонуклідів спостерігається у першому ставку. Помітне поступове очищення від радіонуклідів по каскаду. З часом спостерігається їх накопичення у донних відкладеннях і біоті ^{137}Cs.

Результати натурних досліджень представлені в таблиці.

Таблиця

Активність ^{137}Cs (Бк) у компонентах екосистеми Дідорівського каскаду ставків

№ ставка	A (Бк) Донні	A (Бк) Грунт	A (Бк) Біота
1	56,35	166	62,35
2	43,125	51,325	37,6
3	38,6	73,275	37,875
4	30,425	61,225	26,475

Екстраполяція проведена на 29 років і порівняна з результатами проведеного моніторингу. Коефіцієнти переходу радіонукліду із камери в камеру були скореговані згідно

натурних даних: *a41=0.05, a12=0.104, a13=0.115, a15=0.05, a85=0.03, a56=0.98, a57=0.86, a59=0.05, a129=0.03, a910=0.46, a922=0.38, a913=0.05, a1613=0.02, a1314=0.647, a1315=0.38, a1317=0.05.*

В результаті отримали наступні графіки (рис. 3) по каскаду Дідорівських ставків:

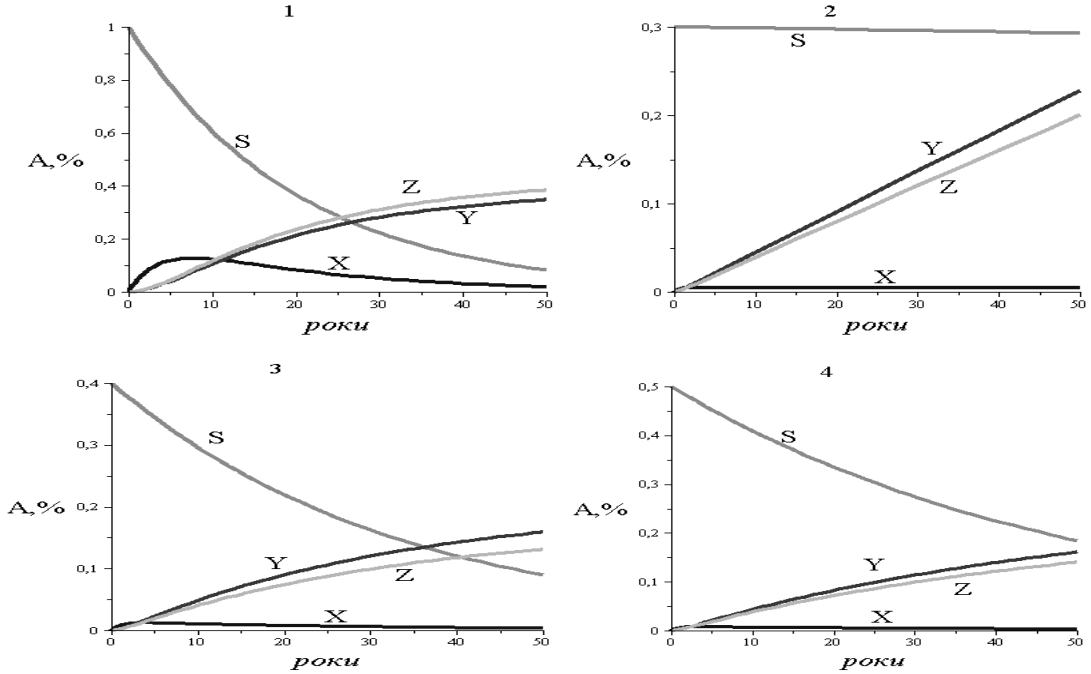


Рис. 3. Екстрапольовані моделі динаміки накопичення радіонукліду ^{137}Cs протягом 50 років у компонентах водної екосистеми в: 1– у 1-му ставку; 2 – у 2-му ставку; 3 –у 3-му ставку; 4 – у 4-му ставку; X – вода, Y – донні відкладення, Z – біота, S – грунт

Найбільше накопичення ^{137}Cs спостерігається в першому ставку, а далі концентрації зменшуються по каскаду. Спостерігається значна роль біоти в накопиченні радіонуклідів по Дідорівському каскаду. У першому ставку у біоти накопичується навіть трохи більше, ніж у донних відкладах. Далі визначальна роль належить донним відкладам, але роль біоти залишається значною.

Висновки

В результаті роботи отримана адекватна модель перенесення радіонукліду ^{137}Cs по каскаду Дідорівських ставків. Базова модель була екстрапольована після отримання натурних даних і є більш достовірною для даних водойм.

Спостерігається зменшення вмісту радіонукліду при проходженні через всі компоненти водної екосистеми по каскаду ставків (у 1-му ставку більше, у 4-му – менше). Важливими природними факторами самоочищення досліджуваних водойм є седиментаційні процеси – адсорбція радіонуклідів на твердих зважених частинках і їх осадження у донні відкладення.

Модель показала визначальну роль водних рослин в депонуванні забруднюючих речовин в даному каскаді. З одного боку депонування радіонуклідів рослинною масою забезпечує очищення води, а з іншого – маса рослин є основною складовою першого трофічного рівня і надходження радіонуклідів в організм тварин і особливо в організм риб-фітофагів.

Побудовані моделі на основі даних натурних спостережень доводять, що радіонукліди можуть широко використовуватися як трасери для дослідження і прогнозування стану екосистем. Отримані моделі є базовими і їх можна використовувати для вивчення поширення інших полютантів, зокрема важких металів, по каскадах водойм.

Враховуючи значну роль водних рослин у депонуванні забруднюючих речовин у Дідорівському каскаді ставків у Голосієво, перспективним є збільшення її кількості для інтенсифікації процесів самоочищення досліджуваних водойм.

1. *Тимофеева-Ресовская Е. А*. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов / Е. А. Тимофеева-Ресовская. – Свердловск, 1963. – 78 с.
2. *Оценка* состояния биоты экосистем методами теории надежности и радиоемкости / Ю. О.Кутлахмедов, В. В. Родина, И. В. Матвеева, А. Г. Бевза. // Матеріали міжнародної конференції [„Охорона довкілля та проблеми збалансованого природокористування”] (Кам’янець-Подільський, 10-11 травня 2011 р.). Кам’янець-Подільський: Мошинський, 2011. – С. 12–14.
3. *Перспективы* применения теории радиоемкости и надежности в современной радиоэкологии и экологии / Ю. А.Кутлахмедов, В. В. Родина, И. В. Матвеева, А. Г. Бевза. // Матеріали науково-практичної конференції в рамках міжнародного форуму „Довкілля для України” [„Радіоекологія-2013. Чорнобиль-Фукусіма. Наслідки”] (Київ, 25-27 квітня 2013 р.). – Житомир: Видавництво ЖДУ ім. І. Франка. – 2013. – № 2013. – С. 64–66.

М.А. Кравец, А.Г. Бевза, Ю.А. Кутлахмедов
Национальный авиационный университет, Киев, Украина

РОЛЬ ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ В ДЕПОНИРОВАНИИ РАДИОНУКЛИДОВ В КАСКАДЕ ПРУДОВ ГОЛОСИЕВО (КИЕВ)

Построена базовая модель переноса радионуклидов ^{137}Cs по каскаду Дидоровские прудов. Проведено мониторинговые исследования каскада. На основе натурных данных, сделанная экстраполяция базовой модели и получена более точная модель переноса ^{137}Cs. На основе моделирования миграции ^{137}Cs показана роль водорослей в депонировании данного радионуклида в Дидоровские каскаде прудов.

Ключевые слова: камерные модели, радионуклид, биота, депонирования радионуклидов, донные отложения, каскад прудов

M.O. Kravets, A.G. Bevza, Yu.O. Kutlakhmedov
National Aviation University, Kyiv, Ukraine

THE ROLE AQUATIC PLANTS IN DEPOSITING RADIONUCLIDE IN DIDORIVSKIY PONDS CASCADE

Constructed base model radionuclide ^{137}Cs transfer on cascade of Didorivsky ponds. Monitoring of cascade are studied. Based on the observed data, extrapolation made the base model and a more accurate model of transfer ^{137}Cs. Based on the modelling the role of ^{137}Cs migration of aquatic plants in depositing this radionuclide in Didorivskiy ponds cascade are showed.

Kay words: box model, radionuclide, biota, depositing radionuclides, bottom sediments, ponds cascade

УДК 574.587(26), 574.64

Л.Л. КРАСОТА

Український науковий центр екології моря
Французький бульвар, 89, Одеса, 65009, Україна

ОЦІНКА ЯКОСТІ ДОВКІЛЛЯ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ ПО РЕЗУЛЬТАТАХ БІОТЕСТУВАННЯ ВОД У 2008-2014 РОКАХ

Проведена оцінка якості водного середовища північно-західної частини Чорного моря по результатах біотестування вод на личинках мідій в 2008-2014 рр. Показано, що у відкритій частині моря якість вод була значно кращою, ніж у прибережжі.

Ключові слова: північно-західна частина Чорного моря, біотестування, личинки мідій, якість середовища

Оцінка якості морського середовища проводиться за показниками життєдіяльності гідробіонтів. Стан гідробіонтів є своєрідним відображенням екологічного стану середовища [3].

Відомо, що для морських безхребетних із зовнішнім заплідненням ранній ембріогенез характеризується як найбільш чутливий етап розвитку [4]. Як інформативні тест-об'єкти придатні личинки чорноморських мідій на перших двох стадіях розвитку [1].

Мета роботи – оцінка якості довкілля прибережних і відкритих акваторій північно-західної частини Чорного моря (ПЗЧМ) за допомогою личинок мідій ранніх стадій розвитку.

Матеріал і методи досліджень

Проби води для біотестування відбирали влітку та восени з різних за антропогенним навантаженням прибережних акваторій ПЗЧМ: у місцях незначного (Санжейка) та значного рекреаційного навантаження (Лузанівка, пляж «Аркадія», Сергіївка), впливу господарсько-побутових (Дача Ковалевського) та санаторних стоків (район санаторію імені Чкалова), дренажних вод (пляж «Дельфін»), портових операцій (Одеський порт, Нафтогавань), надходження опріснених та антропогенно забруднених вод Дністровського лиману (Затока), в умовно-чистому районі прибережжя м. Одеси, прилеглому до мису Малий Фонтан [2, 3]. Проби для біотестування вод з відкритого району ПЗЧМ були відібрані під час 29-го рейсу науково-дослідного судна «В. Паршин» з акваторії Філофорного поля Зернова.

Дорослих мідій відбирали з району мису Малий Фонтан, від них отримували статеві продукти, а потім здорових личинок, на яких проводили біотестування за «Методикою оцінки якості морської води з використанням ранніх стадій розвитку ембріонів чорноморських мідій (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck)» [3]. Метод оцінки якості води з використанням ембріонів мідій характеризується як високо ілюстративний і чутливий, але має сезонні обмеження в застосуванні через те, що цілком залежить від періодів розмноження цих двостулкових. Він базується на вивченні аномалій у морфогенезі личинок молюсків на стадіях трохофор і продіссоконхів у морських водах різного ступеню забруднення.

Для оцінки токсичності морського середовища використовували критерії, запропоновані у 1965 р. для личинок двостулкових молюсків Woelke [5]: < 5% аномальних личинок – не токсичне; від 5 до 15% аномальних личинок – малотоксичне; > 15% аномальних личинок – токсичне; > 50% аномальних личинок – середовище має розтягнутий летальний поріг; > 90% аномальних личинок – летальне.

Результати досліджень та їх обговорення

У 2008-2014 рр. при біотестуванні водного середовища ПЗЧМ щорічно, як і у 2003–2007 рр. [2], відмічалося покращення умов для морфогенезу ембріонів мідій протягом року. Кількість личинок, що розвивалися до стадії продіссоконх, восени перевищувала отримані влітку показники, аномальних та мертвих личинок в осінній період утворювалося менше, ніж влітку.

На рис. 1 представлена сумарна кількість аномально розвинених та мертвих личинок мідій при біотестуванні якості вод прибережних і відкритих районів ПЗЧМ восени 2008-2014 рр.

У 2008 р. якість морської води з відкритої частини ПЗЧМ була у 1,5-1,8 рази кращою для розвитку ембріонів мідій, ніж у прибережній антропогенно навантаженій смузі цієї частини моря. У 2009 р. сталося зростання температури води до 27 °С на фоні низької її солоності (10,51-12,42 ‰), що протягом року призвело до погіршення екологічних властивостей морської води всіх прибережних акваторій (для розвитку личинок).

Влітку 2010 р. під час тривалої аномальної спеки, коли температура води у прибережжі м. Одеси піднялася до 28-31 °С на фоні більш низької, ніж у попередньому році, солоності (8,99-9,85 ‰), загинула значна кількість морських організмів. Сумарна кількість аномальних та мертвих личинок мідій при біотестуванні прибережних вод зросла особливо восени 2010 року, сягнувши 94,7-99,0 %.

У 2011-2012 рр. гідрологічні характеристики прибережних середовищ відповідали нормам для розвитку чорноморських гідробіонтів і екологічні властивості води на акваторіях

Одеського регіону покращилися. Сумарний відсоток аномальних і мертвих тест-об'єктів знизився у всіх досліджених середовищах, навіть відносно показників 2008 р.

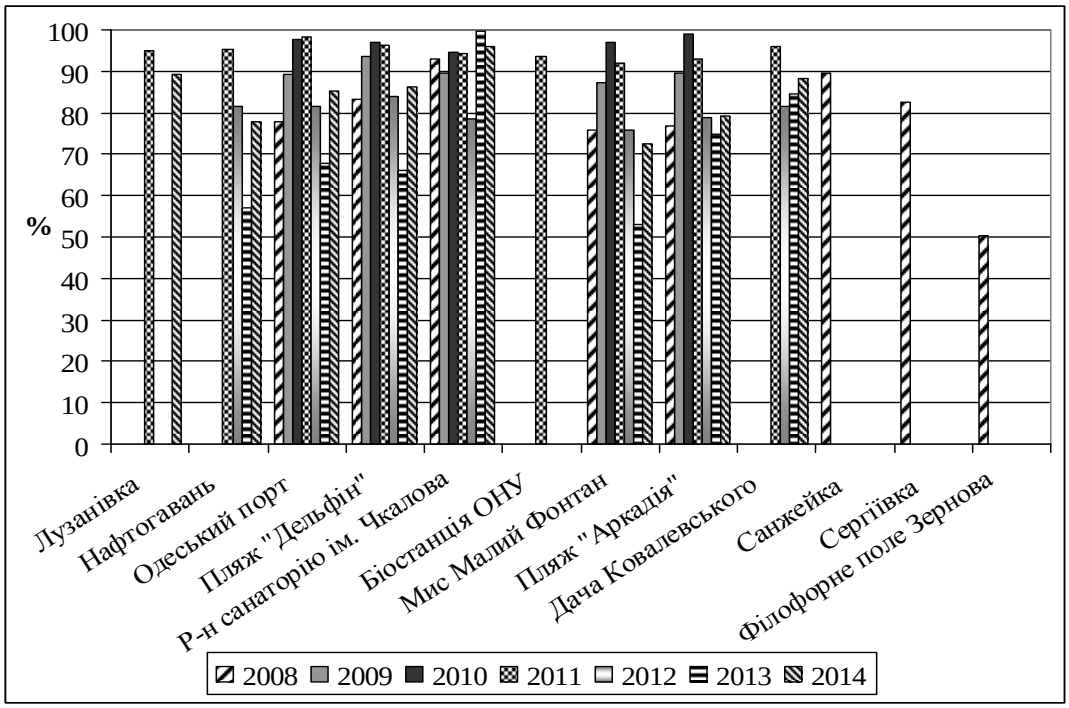


Рис. 1. Сумарна кількість аномальних та мертвих личинок мідій при біотестуванні якості морських вод прибережних і відкритих районів ПЗЧМ восени 2008-2014 рр. (%)

За результатами біотестування якості морської води прибережних районів Одеської затоки у 2013 р. відмічено більш значуще зменшення сумарної кількості аномальних і мертвих личинок у досліджених середовищах до 53,1-84,4 %. У районі скиду стоків санаторію імені Чкалова цей показник, навпаки, зріс до 99,5%. У воді з акваторії мису Малий Фонтан морфогенез личинок проходив, як завжди, найуспішніше.

У 2014 р. гідрологічні характеристики досліджених прибережних середовищ четвертий рік поспіль відповідали нормам для розвитку морських організмів. Але екологічні властивості довкілля більшості антропогенізованих акваторій Одеського регіону зазнали деякого погіршення, що відображає зареєстроване зростання сумарної кількості аномальних та мертвих личинок мідій при біотестуванні восени якості досліджених середовищ на 3,7-20,8 % відносно 2013 р. Протягом 2008-2014 рр., кількість аномально розвинених і мертвих личинок мідій перевищувала 50 % у всіх протестованих середовищах. Оцінка токсичності морських вод для личинок молюсків за критеріями Woelke [5] показала, що досліджені акваторії здебільшого були такими, що мали розтягнутий летальний поріг (при наявності 50-90 % аномальних і мертвих тест-об'єктів під час біотестування їх якості). Для морфогенезу ембріонів мідій летальним було, у більшості років спостережень, лише водне середовище з району скиду стоків санаторію імені Чкалова (більше 90 % аномальних та мертвих личинок мідій утворювалося саме в ньому).

Висновки

Оцінка якості довкілля прибережних і відкритих акваторій ПЗЧМ по результатах біотестування водного середовища на личинках мідій ранніх стадій розвитку в 2008-2014 рр. показала:

– на екологічний стан морського довкілля впливали не тільки антропогенні чинники, а й природні абіотичні фактори, що відобразилося на показниках морфогенезу ювенільних стадій мідій у досліджених водах;

– у 2013-2014 рр. екологічні властивості прибережних вод ПЗЧМ повсюдно були ліпшими, ніж у попередні п’ять років;

– у прибережжі м. Одеси найгіршими показниками характеризувався стан довкілля району санаторію імені Чкалова;

– акваторія, прилегла до мису Малий Фонтан, залишилася умовно чистою в Одеській затоці;

– у відкритій частині ПЗЧМ якість морського середовища була значно кращою для розвитку гідробіонтів, ніж у прибережжі.

1. *Красота Л. Л.* Использование личинок мидий ранних стадий развития для биотестирования и биоиндикации качества морской среды / Л. Л. Красота // V симпозиум «Экологические проблемы Черного моря». – Одесса : ОЦНТЭИ, 2003. – С. 201–203.
2. *Красота Л. Л.* Оценка состояния морской среды Одесского прибрежья по физиолого-морфологическим показателям черноморских мидий / Л. Л. Красота // Причорноморський екологічний бюлетень. – Одеса, 2008. – № 4 (30). – С. 60–66.
3. *Северо-западная* часть Черного моря: биология и экология : сб. науч. тр. / под. ред. Ю. П. Зайцева, Б. Г. Александрова, Г. Г. Миничевой. – К. : Наукова думка, 2006. – 700 с.
4. *Ходаков И. В.* Использование ранних стадий эмбрионального развития черноморской мидии *Mytilus galloprovincialis* Lam. для биотестирования природных и сточных вод / И. В. Ходаков, С. Е. Дятлов, А. Г. Петросян // Гидробиол. журн. – 1996. – Т. 32, № 5. – С. 67–77.
5. *His E.* Monitoring fresh and brackish water quality around shellfish farming areas with a bivalve embryo and larva simplified bioassay method / E. His, R. Beiras // Oceanologica Acta. – 1995. – Vol. 18, № 5. – P. 591–595.

Л.Л. Красота
Украинский научный центр экологии моря, Одесса

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА СРЕДЫ СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ВОД В 2008-2014 ГОДАХ

Проведена оценка качества водной среды северо-западной части Черного моря по результатам биотестирования вод на личинках мидий в 2008-2014 гг. Показано, что в открытой части моря качество вод было значительно лучше, чем в прибрежье.

Ключевые слова: северо-западная часть Черного моря, биотестирование, личинки мидий, качество среды

L.L. Krasota
Ukrainian Scientific Centre of Ecology of Sea, Odesa

ASSESSMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY NORTHWESTERN PART OF THE BLACK SEA ON THE RESULTS OF BIOASSAY WATER IN 2008-2014

Estimation of the quality of the aquatic environment northwestern part of the Black Sea by bioassay results of water on mussel larvae was carried out during 2008-2014 years. It is shown that in the open part of sea the water quality was much better than the coastal zone.

Keywords: northwestern part of the Black Sea, bioassay, mussel larvae, environmental quality.

УДК 594.1(591.044:581.036)

Ю.М. КРАСЮК

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграду, 12, Київ, 04210, Україна

ВПЛИВ ПІДВИЩЕНОЇ ТЕМПЕРАТУРИ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА ФІЗІОЛОГІЧНИЙ СТАН ПРІСНОВОДНИХ ДВОСТУЛКОВИХ МОЛЮСКІВ

Досліджено особливості фізіологічного стану двостулкових прісноводних молюсків *Anodonta cygnea* і *Unio tumidus* при підвищеній температурі навколишнього середовища. За таких умов було відмічено зростання вмісту загального білку в зяброх, нозі та мантії обох видів молюсків. Також, було показано, що за впливу температурного чинника активність АТФ-ази в тканинах *A. cygnea* та *U. tumidus* була вищою, ніж в молюсків контрольної групи.

Ключові слова: двостулкові молюски, зябра, нога, мантія, підвищена температура, загальний білок, аденозинтрифосфатаза

Протягом останніх десятиріч через зміну кліматичних умов відмічено певне зростання температури водних екосистем, що призводить до непередбачуваних наслідків для виживання прісноводних двостулкових молюсків [4-6].

Пристосування молюсків до несприятливих екологічних умов відбувається за рахунок регуляції фізіолого-біохімічних процесів. Одним із показників таких перебудов є активність ферменту аденозинтрифосфатази (АТФ-аза). Цей фермент клітинної мембрани тканин вибірково викачує з клітини іони натрію і акумулює в ній іони калію, використовуючи при цьому енергію АТФ. В результаті на клітинній мембрані утворюється різниця концентрацій цих елементів, що є необхідним для підтримання нормального осмотичного тиску гемолімфи, проведення збудження в нервових та м'язових клітинах, проходження нормального водно-сольового обміну, підтримання кислотно-лужного балансу організму і регуляції клітинного обміну речовин [3]. Через такі властивості, чутливість цього мембранного ферменту можна використовувати як індикатор стану організму за негативного впливу тих чи інших чинників екосистем.

Метою роботи було вивчення фізіологічного стану організму беззубки *Anodonta cygnea* (Linnaeus) та перлівниці *Unio tumidus* (Philipsson) при підвищеній температурі водного середовища. Для цього досліджували вміст загального білку і активність аденозинтрифосфатази в тканинних структурах молюсків.

Матеріал і методи досліджень

Біологічний матеріал відбирали на ділянках мілководної зони Київського водосховища (ур. Толокунь).

Для визначення виду молюсків використовували загальноприйняті методики [7, 10].

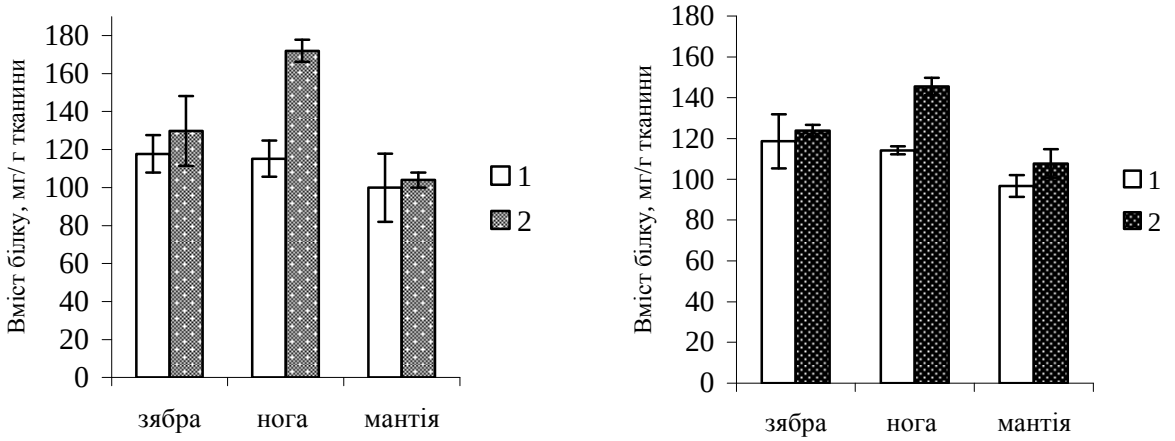
Досліджували активність АТФ-ази у зяброх, нозі і мантії прісноводних двостулкових молюсків беззубки *A. cygnea* та перлівниці *U. tumidus* [1]. Концентрацію загального білку у цих тканинах визначали за методом Лоурі [2].

Отриманий цифровий матеріал оброблений статистично із застосуванням t-критерію Стьюдента [8].

Результати досліджень та їх обговорення

Досліджено фізіологічний стан беззубки *A. cygnea* та перлівниці *U. tumidus* за тривалого впливу температури води 21,5 та 27,0^0 С.

Піддослідні молюски, які належать до ектотермних тварин, проявляли різний рівень пластичності організму за даних температурних умов водного середовища (рис. 1 *а*, *б*).



а *б*

Рис.1. Вміст білків у досліджуваних тканинах молюсків за різних температур води, мг білків/г тканини (M±m, n = 10)

Примітки: 1 – $T_{води}$= 21,5 ^{0}C, 2 – $T_{води}$= 27,0 ^{0}C; а – беззубка *A. cygnea*, б – перлівниця *U. Tumidus*.

Так, при перебуванні у воді з підвищеною температурою (27,0 ^{0}C) вміст загального білку у зябрах і нозі беззубки *A. cygnea* зріс на 9 і 33 % відповідно, порівняно з показниками за дії 21,5 ^{0}C. При цьому у мантії його вміст практично не змінився. Також спостерігалось зростання загального білку у досліджуваних тканинах перлівниці *U. Tumidus* (у зябрах на 4%, у нозі і мантії – на 22 і 10% відповідно).

Очевидно, реакцією обох видів молюсків на тривалий вплив 27,0 ^{0}C було посилення загального метаболізму в їх організмі. Це викликало підвищення транспорту багатьох речовин (гормонів, холестерину, тригліцеридів та ін.), який здійснюється білками альбумінової фракції [9], що і могло слугувати одним із чинників зростання концентрації загального білку у тканинах молюсків.

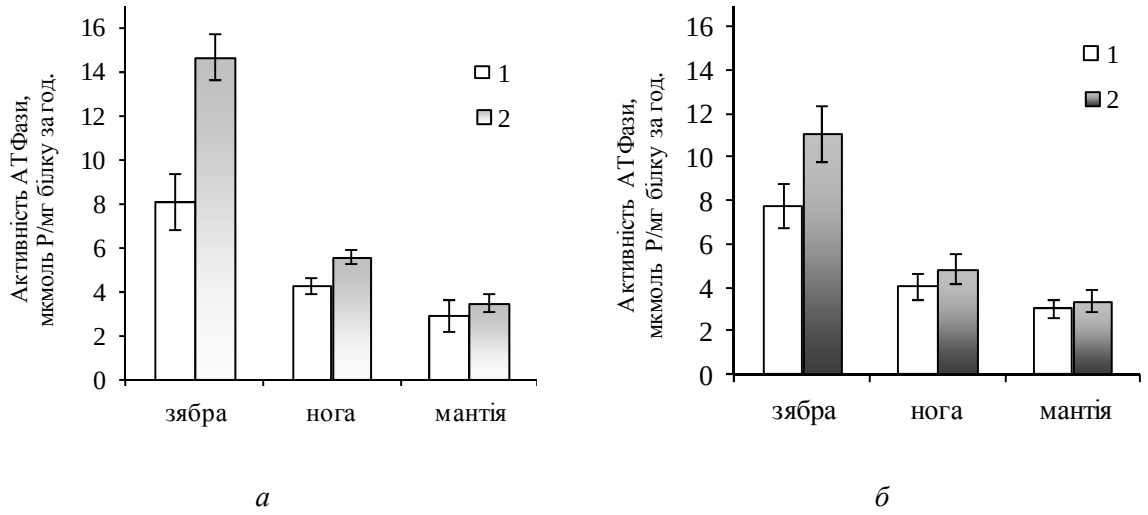
Зокрема, результати дослідження показали, що у *A. cygnea* за умови підвищеної температури середовища зростання концентрації загального білку у зябровій тканині і нозі було на 5 і 11% вище, ніж у *U. tumidus*. При цьому у мантії перлівниці вміст білку зріс у більшій мірі порівняно з беззубкою (на 6%). Вірогідно, така відмінність пов’язана з тим, що у цих видів молюсків білковий метаболізм протікає з різною інтенсивністю у відповідь на вплив температурного чинника.

Слід відмітити, що зростання загального білку у досліджуваних молюсків за умов підвищеної температури водного середовища мало достатньо виражену тканинну специфіку. Так, в умовах експерименту зафіксовано суттєве зростання білкових ресурсів у нозі обох видів молюсків.

На фоні зростання вмісту загального білку відмічено підвищення активності АТФ-ази у зябрах, нозі та мантії молюсків *A. cygnea* і *U. tumidus*. Зазначимо, що активність ферменту досліджуваних тканин знаходилась у прямій залежності від температури водного середовища.

Так, за впливу 27,0 ^{0}C активність АТФ-ази зяброової тканини беззубки і перлівниці відповідно була на 45 і 30 %, ноги – 23 і 16 %, мантії – 18 і 12 % вищою, порівняно з показниками при 21,5 ^{0}C (рис. 2 *а, б*).

Слід відмітити, що за впливу температури води 27,0 ^{0}C АТФ-азна активність досліджуваних тканин беззубки *A. cygnea* була вищою порівняно з перлівницею *U. tumidus*. Зокрема, найбільш висока активність ферменту спостерігалась у зябрах *A. cygnea* (вища на 15 %). Це може свідчити про більш інтенсивне проходження транспортних процесів крізь мембрани клітин зяброового апарату і більш активний обмін речовин у цього виду.



а *б*

Рис. 2. Активність АТФ-ази досліджуваних тканин молюсків за різних температур води, мкмоль Р/мг білку за год. (M±m, n=10)

Примітки: 1 – $T_{води}$= 21,5 ^{0}C, 2 – $T_{води}$= 27,0 ^{0}C; а – беззубка *A. cygnea*, б – перлівниця *U. tumidus.*

Отже, при зростанні температури водного середовища підвищення активності АТФ-ази є одним із засобів організму прісноводних двостулкових молюсків до встановлення певного рівня гомеостазу.

Висновки

Відмічено зростання загального білку у *A. cygnea* та *U. tumidus* за умов підвищеної температури водного середовища, що мало достатньо виражену тканинну специфіку.

Виявлено пристосувальний характер організму у прояві зростання реактивності ферменту АТФ-ази у тканинах обох видів молюсків при підвищеній температурі.

Встановлено, що у беззубки *A. cygnea* досліджувана ферментативна система має вищу активність, ніж у перлівниці *U. tumidus*.

1. *Асатиани В. С.* Ферментативные методы анализа / В. С. Асатиани. – М.: Наука, 1969. – 740 с.
2. *Біохімія* гідробіонтів: практикум для вузів II-IV рівнів акредитації / Л. П. Вогнівенко, М. Ю. Євтушенко, М. В. Шевряков, М. В. Архангельська, С. І. Пентилюк – Херсон: Олді-плюс, 2009. – 536 с.
3. *Болдырев А. А.* Na/K-АТФ-аза − свойства и биологическая роль / А. А. Болдырев // Биология, Соросовский образовательный журнал. – М., 1998. – № 4. – С. 2–9.
4. *Изменение* климата, 2014 г. Воздействия, адаптация и уязвимость – Резюме для политиков / [К. Б. Филд, В. Р. Баррос, Д. Дж. Доккен и др.]. – Вклад Рабочей группы II в Пятый оценочный доклад МГЭИК // Женева, Швейцария: Всемирная Метеорологическая Организация, 2014. – 34 с.
5. *Николаева Л.* Изменение климата в Восточной Европе. Беларусь, Молдова, Украина / Л. Николаева, Н. Денисов, В. Новиков // Zoo environment network. – 2011. – 60 с.
6. *Радовец А. В.* Влияние климатических изменений на динамику численности личинок двустворчатых моллюсков в планктоне бухты Миноносок (залив Посьета, Японское море): автореф. дисс. на соиск. уч. степени к.б.н. : специальность 03.00.16 – Экология / А. В. Радовец. − Владивосток, 2007. − 22 с.
7. *Стадниченко А. П.* Перлівницеві, Кулькові (Unionidae, Cycladidae / А. П. Стадниченко // Фауна України. – К.: Наукова думка, 1984. − Т. 29. − Вип. 9. − 384 с.
8. *Урбах В. Ю.* Статистический анализ в биологических и медицинских исследованиях / В. Ю. Урбах – М.: Медицина, 1975. – 295 с.
9. *Хочачка П.* Стратегия биохимической адаптации / П. Хочачка, Дж. Сомеро. – М.: Мир. – 1977. – 398 с.
10. *Шкорбатов Г. Л.* Методы изучения двустворчатых моллюсков / Г. Л. Шкорбатов, Я. И. Старобогатов. − Л.: Тр. Зоол. ин-та АН СССР, 1990. − Т. 219. − 208 с.

Ю.Н. Красюк
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ВЛИЯНИЕ ПОВЫШЕННОЙ ТЕМПЕРАТУРЫ ВОДНОЙ СРЕДЫ НА ФИЗИОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПРЕСНОВОДНЫХ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ

Исследовали особенности физиологического состояния двустворчатых пресноводных моллюсков *Anodonta cygnea* и *Unio tumidus* при повышенной температуре окружающей среды. При этих условиях, было отмечено увеличение концентрации белка в жабрах, ноге и мантии обоих видов моллюсков. Также, было показано, что при влиянии температурного фактора среды активность АТФ-азы в тканях *A. cygnea* и *U. tumidus* была выше, чем в контрольной группе моллюсков.

Ключевые слова: двустворчатые моллюски, жабры, нога, мантия, повышеная температура, общий белок, аденозинтрифосфатаза

Yu. N. Krasyuk
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

INFLUENCE OF AN INCREASE TEMPERATURE OF WATER ENVIRONMENT IS ON THE PHYSIOLOGICAL STATE OF FRESHWATER BIVALVES MOLLUSKS

Peculiarities of the physiological state of freshwater bivalves of Anodonta cygnea and Unio tumidus was investigated at the increase temperature of environment. In these terms, the increase of the protein concentration of both types of mollusks was marked in a gill, leg and mantle. Also was shown that the activity of enzymes of ATP-ase in tissues of *A. cygnea* and *U. tumidus* was higher than in control mollusks group.

Keywords: bivalves mollusks, gills, leg, mantle, increase temperature, protein, ATP-ase

УДК 597-153+[574.55:556.55](282.247.326)

С.В. КРУЖИЛІНА

Інститут рибного господарства НААН України
вул. Обухівська, 135, Київ, 03164, Україна

ПОТЕНЦІЙНІ БІОПРОДУКЦІЙНІ МОЖЛИВОСТІ ВОДОСХОВИЩ ДНІПРОВСЬКОГО КАСКАДУ

Розглянуто сучасний стан продукційних можливостей Дніпровських водосховищ за рахунок розвитку фіто-, зоопланктону та макрозообентосу за період 2001-2005 та 2006-2010 рр. За період досліджень загальна продукція по роках коливалась від 3171 до 12089 кг/га[1] яка може забезпечити потенційну рибопродуктивність водосховищ на рівні 21-64 кг/га. Встановлено, що величина потенційної рибопродуктивності у водосховищах зумовлюється переважно продукційними можливостями зоопланктонних та макрозообентосних угруповань, навіть при незначному рівні їх розвитку. Так величина потенційної рибопродуктивності у водосховищах на 11-57 % від загальної формується продукцією зоопланктонних угруповань на 10-36% продукцією"м'якого" макрозообентосу, на 21-75% молюсків і лише 4-42% за рахунок продукції фітопланктону.

Ключові слова: водосховища, фітопланктон, зоопланктон, макрозообентос, кормова база, продукція, потенційна рибопродуктивність.

Дніпровські водосховища формують основний фонд рибогосподарських водних об'єктів України загальнодержавного значення, що зумовлює необхідність постійного моніторингу

[1] Продукція всіх угруповань гідробіонтів наводиться з розрахунку на рік.

умов нагулу промислових видів риб з метою поліпшення умов формування та раціональної експлуатації їх промислового запасу. Одним з основних чинників що формують рибопродукційні можливості водосховищ є стан кормової бази риб.

Метою роботи було оцінити біопродукційний потенціал дніпровських водосховищ із точки зору формування продукції фіто-, зоопланктону та макрозообентосу та потенційної рибопродуктивності.

Матеріал і методи досліджень

Матеріал збирався на всій акваторії Київського, Канівського, Кременчуцького та Дніпродзержинського водосховищ на постійній мережі станцій у літній період 2001-2010 рр., крім 2008 р. Вивчався якісний і кількісний склад фіто- і зоопланктону, зообентосу, їх просторовий розподіл у водоймі. Паралельно визначався термічний і гідрохімічний режими і прозорість води. Матеріал щодо стану розвитку макрозообентосних угруповань Київського водосховища не збирався.

Збір проб та їх камеральне опрацювання проводили згідно загальновизнаних методик [1-6]. Продукцію розраховували використовуючи відповідні продукційні коефіцієнти [7]. Розрахунки та статистичну обробку проводили за допомогою Microsoft Excel 2008.

Результати досліджень та їх обговорення

Продукційні можливості дніпровських водосховищ у період 2001-2010 рр. за роками змінювались відповідно зміні біомас фіто- і зоопланктонних та макрозообентосних угруповань і коливались у значних межах складаючи на рік 0,5-28,9 тис. кг/га фітопланктону, 0,02-4,1 тис. кг/га зоопланктону, 0,02-2,7 тис. кг/га "м'якого" макрозообентосу і 0,08–11,1 тис. кг/га молюсків. Причому у 2006-2010 рр. відмічалося суттєве підвищення продукційних можливостей водосховищ, в основному, за рахунок підвищення продукції фітопланктону, а у Канівському і Кременчуцькому водосховищах ще і м'якого макрозобентосу і молюсків (рис.1).

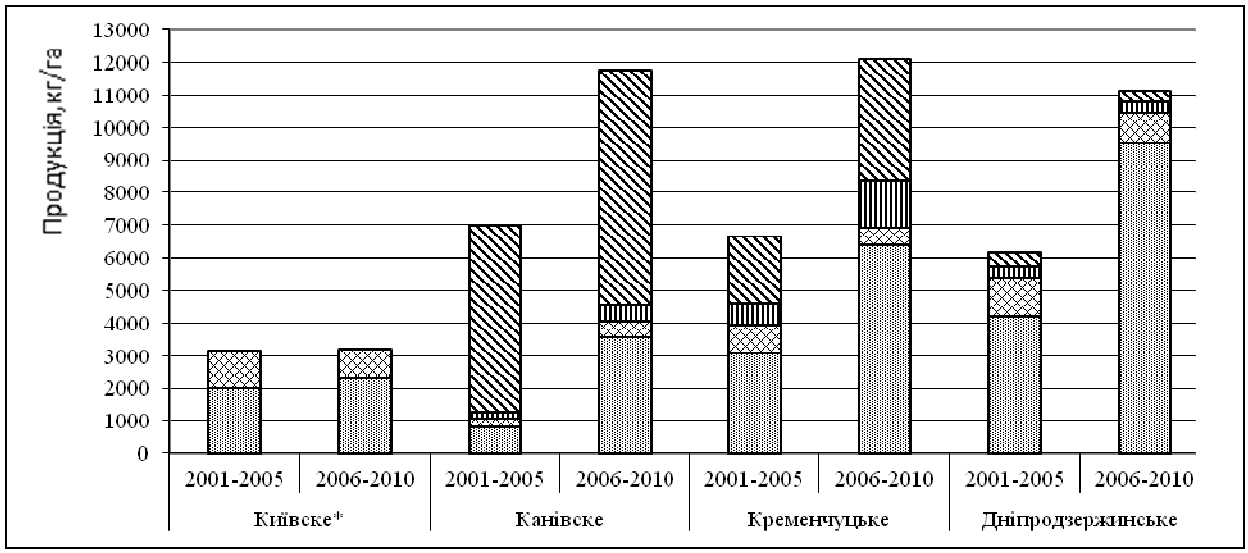


Рис. 1. Динаміка змін продукційних можливостей Дніпровських водосховищ за середніми показниками 2001-2005 та 2006-2010 рр., кг/га

Примітка * - матеріал щодо стану розвитку макрозообентосних угруповань не збирали

Домінуючим при формуванні загальної (сумарної) продукції (кг/га) всіх досліджених кормових об'єктів (фіто-, зоопланктон та макрозообентос) майже у всіх водосховищах був фітопланктон, за виключенням Канівського водосховища де 82 та 61% (відповідно по п'ятирічках) продукції формували молюски. Значення молюсків для формування загальної продукції кормових організмів у Кременчуцькому (по 31%) та Дніпродзержинському (7 та 3%,

відповідно) водосховищах було значно меншим. Роль "м'якого" макрозообентосу (3-12%) та зоопланктону (4-19%, відповідно) у всіх водосховищах в період досліджень була незначною, набуваючи найбільшого значення в Кременчуцькому та Дніпродзержинському водосховищах (рис. 2).



Рис. 2. Співвідношення продукції різних груп кормових об'єктів у дніпровських водосховищах, %

Примітка * - матеріал щодо стану розвитку макрозообентосних угруповань не збирали

Дещо інша картина спостерігалася з потенційною рибопродуктивністю. Значну роль у формуванні рибопродуктивності водосховищ відігравали зоопланктон (11-57%) та "м'який" макрозообентос (10-36%), а на Канівському та Кременчуцькому водосховищах ще і молюски (21-75%), а роль фітопланктону хоч і була деколи (Дніпродзержинське в-ще) суттєвою, але загалом не домінуючою (4-42%) (рис.3).

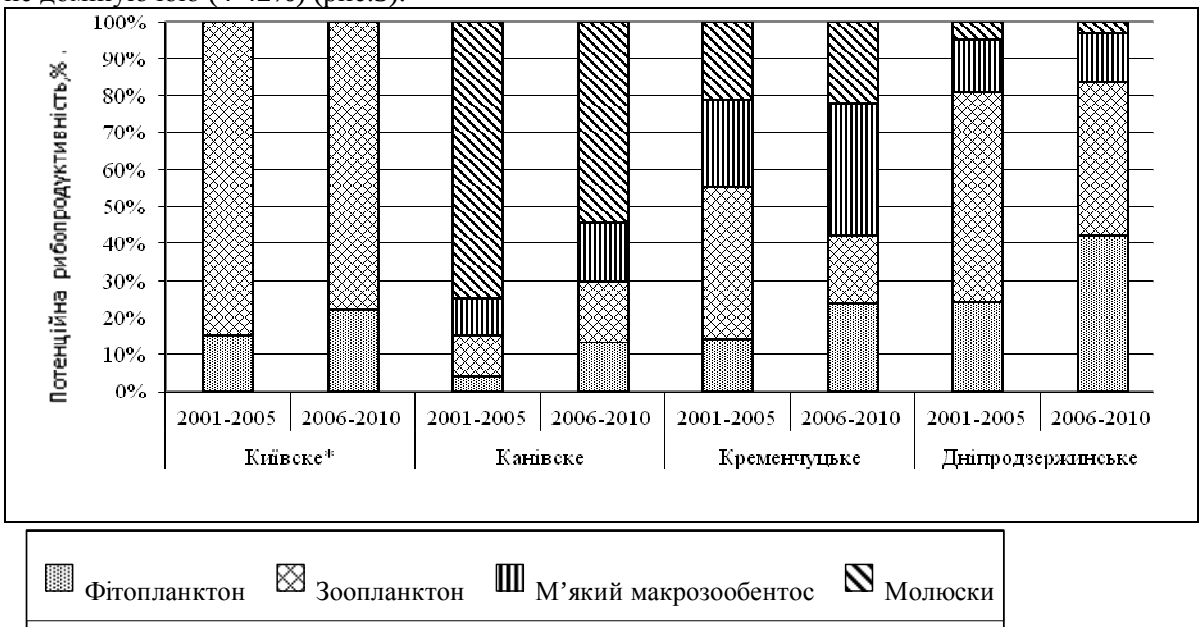


Рис. 3. Розподіл потенційної рибопродуктивності водосховищ за групами кормових об'єктів, що споживаються рибами, %

Примітка * - матеріал щодо стану розвитку макрозообентосних угруповань не збирали

Потенційна рибопродуктивність водосховищ за досліджений період складала по роках 1,5-23,8 кг/га за рахунок споживання рибами фітопланктону; 4,7-23,4 кг/га – зоопланктону; 4,2-22,8 кг/га – "м'якого" макрозообентосу і 1,9-26,5 кг/га – молюсків. Тобто загальна потенційна рибопродуктивність водосховищ заходилась на рівні 21-64 кг/га.

Фактична промислова рибопродуктивність дніпровських водосховищ (за даними офіційної промислової статистики) у 2001–2005 р. коливалась від 6,0 до 22,8 кг/га (в середньому – 10,9 кг/га); у 2006-2010 рр. ці показники становили 6,0-19,9 (12,0 кг/га) відповідно. Тобто, при максимально можливому рівні використання резервів сформованої кормової бази промислова рибопродуктивність може бути збільшена в 2-4 рази.

Отже, для формування потенційної рибопродуктивності водосховищ значну роль відіграють зоопланктонні та макрозообентосні угруповання навіть при незначному рівні їх продукційних можливостей (порівняно з фітопланктоном), а фітопланктон, хоч і набуває суттєвого рівня вегетації і продукції, не є домінуючим при формуванні рибопродуктивності водосховищ.

Висновки

1. Продукційні можливості Дніпровських водосховищ у період 2001-2010 рр. коливались у значних межах складаючи разом (продукція фіто-зоопланктону та макрозообентосу) від 3171 до 12089 кг/га, що може забезпечити потенційну рибопродуктивність водосховищ на рівні 21-64 кг/га. Потенційна рибопродуктивність водосховищ у 2-4 рази вища за фактичні показники уловів за період 2001-2010 рр.
2. При формуванні рибопродуктивності водосховищ значну роль відіграють зоопланктонні та макрозообентосні угруповання навіть при незначній їх продукції (порівняно з фітопланктоном), а фітопланктон, хоч і набуває суттєвого рівня вегетації і продукції, не є домінуючим при формуванні рибопродуктивності водосховищ.

1. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. А. Дяченко [та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
2. *Топачевский А. В.* Пресноводные водоросли Украинской ССР / А. В. Топачевский, И. П. Масюк. – К.: Вища школа, 1984. – 336 с.
3. *Мордухай-Болтовской Ф. Д.* Материалы по среднему весу водных беспозвоночных бассейна Дона / Ф. Д. Мордухай-Болтовской // Тр. пробл. темат. совещ. Зоол. ин-та. – М.–Л., 1954. – № 6. – С. 223–241.
4. *Мордухай-Болтовской Ф. Д.* Хищные ветвистоусые фауны мира: Определители по фауне СССР / Ф. Д. Мордухай-Болтовской, И. К. Ривьер. – Л.: Наука, 1987. – Вып. 248. – 182 с.
5. *Методика* розрахунку збитків, заподіяних рибному господарству внаслідок порушення законодавства правил рибальства та охорони рибних запасів. Затверджена наказом Мінприроди України від 18.05.95 № 36, зареєстрована в Мінюсті України 26.05.95 № 155/691. – Київ, 1993. – 16 с.

С.В. Кружилина
Институт рыбного хозяйства НААН Украины, Киев

ПОТЕНЦИАЛЬНЫЕ БИОПРОДУКЦИОННЫЕ ВОЗМОЖНОСТИ ВОДОХРАНИЛИЩ ДНЕПРОВСКОГО КАСКАДА

Рассмотрено современное состояние продукционных возможностей Днепровских водохранилищ за счет развития фито-, зоопланктона и макрозообентоса за период 2001-2005 и 2006-2010 гг. За период исследований общая продукция по годах колебалась от 3171 до 12089 кг/га которая может обеспечить потенциальную рыбопродуктивность водохранилищ на уровне 21–64 кг/га. Установлено, что величина потенциальной рыбопродуктивности в водохранилищах обуславливается преимущественно прдкуционными возможностями зоопланктонных и макрозообентосных сообществ, даже при незначительном уровне их развития. Так величина потенциальной рыбопродуктивности в водохранилищах на 11–57% от общей формируется продукцией зоопланктонных сообществ, 10–36% продукцией "мягкого"

макрозообентоса, на 21–75% моллюсков и только 4–42% за счет продукции фитопланктонных сообществ.

Ключевые слова: водохранилища, фитопланктон, зоопланктон, макрозообентос, кормовая база, продукция, потенциальная рыбопродуктивность

Kruzhilina S.V.
Institute of Fisheries of NAAS of Ukraine, Kyiv

POTENTIAL BIOPRODUCTIVE POSSIBILITIES OF THE DNIEPER RESERVOIRS

The article contains data on the current state of productive possibilities of the Dnieper reservoirs due to the development of phyto-, zooplankton and macrozoobenthos for 2001-2005 and 2006-2010. Within the study period, total production in different years fluctuated from 3171 to 12089 kg/ha that can ensure the potential fish productivity in the reservoirs at a level of 21–64 kg/ha. It was found that the level of potential fish productivity in the reservoirs is related mainly to productive possibilities of zooplanktonic and macrozoobenthos communities, even with insignificant level of their development. E.g., the value of the potential fish productivity in the reservoirs is formed by the production of zooplanktonic communities (11–57%), "soft" macrozoobenthos (10–36%), mollusks (21–75%), and phytoplanktonic communities (4–42%).

Keywords: reservoirs, phytoplankton, zooplankton, macrozoobenthos, forage base, potential fish productivity

УДК 574.5 : 001.4 (574.4 : 574.58)

М.І. КУЗЬМЕНКО, В.І. ЮРИШИНЕЦЬ, Л.П. ЮРЧУК

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ГІДРОЕКОЛОГІЯ В СИСТЕМІ ПРИРОДНИЧИХ НАУК І ДЖЕРЕЛА ТЕРМІНОЛОГІЇ

Становлення гідроекології ознаменувалось фундаментальними узагальненнями гідрологічних, гідрохімічних, гідробіологічних, токсикологічних і радіоекологічних досліджень водних екосистем. Подальший розвиток гідроекології відбувається за умов глобалізації екологічних, економічних і соціальних процесів. Результати досліджень, особливо отримані на основі міждисциплінарної методології, нові, раніше невідомі явища, процеси, організми і їх властивості, об'ємні узагальнення розширюють і поглиблюють знання про матеріальний світ, слугують джерелами для формування нових понять і термінів. Оволодіння науковою термінологією є одним з провідних завдань фахової підготовки студентів, аспірантів і формування культурно-мовної компетенції висококваліфікованих науковців.

Ключові слова: гідроекологія, термінологія, екосистема, біогідроценоз, гідробіоценоз, техно-екосистема

У сучасному світі за умов потужних міждержавних інформаційних зв'язків розширюються можливості для оперативних оцінок, глобальних узагальнень та прогнозування процесів і явищ, які відбуваються у гідросфері. Інтернаціоналізований розвиток науки сприяє пізнанню всесвіту, появи нових понять і термінів, які є основними носіями фахових знань О. Кримець і Л. Власенко [2], дослідивши різні погляди на поняття терміна, дійшли висновку, згідно якого термін є концентратом наукового знання і водночас універсальною мовною категорією. Терміни – це слова, стійкі словосполучення або абревіатури, що вичерпно і точно визначають той чи інший об'єкт, процес, механізм, явище, поняття, становлять світоглядну основу і комунікативну компетенцію фахівців не лише основної науки, але і споріднених галузей, виконують одну з основних функцій мови – пізнавально-інформативну, яка забезпечує пізнання і накопичення знань про навколишній світ. Вищим рівнем фахових знань і наукової творчості є

розробка, вдосконалення та уніфікація термінології як концентрованого відображення загального міжгалузевого розвитку науки і техніки.

В гідроекології зі своєю особливою сутністю набули поширення терміни біогідроценоз та гідробіоценоз [9]. За аналогією з біогеоценозом, біогідроценоз вживається у значенні водна екосистема. Необхідно звертати увагу на те, що у термінах біогеоценоз та біогідроценоз першим визначальним складником є біо-, що означає пов'язаний з життям.

Гідробіоценоз – водний біоценоз (гідробіоти ценоз), наприклад: планктонний альгоценоз, зообентосу ценоз. Подібного визначення набули поширені терміни: агроценоз (гр. *agros* – поле) – польовий ценоз; паразитоценоз (гр. *parasitos* – дармоїд).

У гідроекології набув поширення термін біоплато (гр. *bios* – життя + фр. *plateau* – підвищена рівнина) – середовищеутворювальна система, життєдіяльність якої на основі водних ценозів мікробіоти, рослин і тварин спрямована на охорону, очищення і відновлення якості водного середовища [10]. Природні і різні типи штучних біоплато набули широкого застосування як водоохоронні споруди для очищення води від забруднюючих речовин.

Унаслідок випробувань ядерної зброї та нарощування потужностей атомної енергетики у біосфері нашої планети сформувався новий чинник – радіонуклідне забруднення і надфонове іонізувальне опромінення організмів. Проблема техногенного переопромінення наземних та водних біоценозів перед світовою наукою з особливою гостротою постала після аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 р. У цьому зв'язку на увагу заслуговують особливості вживання поширених у біофізиці та радіобіології, а з часом і у водній радіоекології та гідроекології термінів: випромінення, випромінювання, опромінення, опромінювання, вживання яких визначається тривалістю дії. Випромінення – передбачається обмеженість дії у часі, випромінювання – тривалість дії. Для прикладу наводимо речення: „Одноразове опромінення у великій дозі спричинило порушення репродуктивної функції риб". У реченні вказується на обмеженість дії у часі, одноразовість дії. Інший приклад речення з передбачуваною тривалістю дії: „Хронічне опромінювання у малих дозах спричиняє порушення репродуктивної функції риб". М. Пилипенко та І. Корнейко [5] подають приклади написання словосполучень: доза опромінення (аварійного, підвищеного, одноразового, хронічного); умови, наслідки, ефекти багаторазового опромінювання (звертається умаса на тривалість дії). Терміни випромінення, випромінювання пов'язані з джерелом: α, β, γ – випромінювання; терміни опромінення, опромінювання пов'язані з об'єктом: α, β, γ – опромінення організму, опромінювання організмів.

Радіоактивне, чи радіонуклідне забруднення? Радіоактивність – явище самочинного перетворення нестійкого нукліда на інший нуклід, яке супроводжується іонізувальним випромінюванням. Явище або процес природне середовище забруднювати не можуть. Як може забруднюватись водойма фотосинтезом? А от продуктами фотосинтезу – органічними речовинами може забруднитися. Тому слід вживати не радіоктивне забруднення, а радіонуклідне забруднення.

Для науковців-гідроекологів особливу актуальність становить з'ясування наслідків дії як сумарної, так і кожного з різних чинників на біосистеми, пошуки інтегрального показника, еквівалента, своєрідного універсального „градусника" для оцінки значимості, біологічної ефективності чинників. Мова йде про такий термін, як еквідозиметрія (лат. *aequus* рівний), тобто рівноцінна дозиметрія. Термін еквідозиметрія був використаний при порівнянні біологічної ефективності дії іонізувального опромінення, обумовленого радіонуклідним та хімічним забрудненням середовища [7]. На наш погляд, у роботах, пов'язаних з необхідністю ідентифікації ефективності дії на біосистеми різних абіотичних та біотичних чинників доцільно було б користуватись терміном еквіметрія (екві + *metre* < гр. *metron* – міра).

Введення нового терміна зумовлюється його необхідністю для назви раніше невідомого організму, об'єкта, процесу чи явища і має бути узгодженим з основними вимогами споріднених галузей знань. Так, М. М. Мусієнко, В. В. Серебряков і О. В. Брайон [3] наводять термін "екосистема техногенна – сукупність живих організмів та умов їх існування, що формуються внаслідок господарської діяльності людини, яка істотно змінює склад літосфери, гідросфери, атмосфери як природних складових екосфери". Баготорічні гідроекологічні

дослідження водойм-охолоджувачів теплових і атомних електростанцій, які є поєднанням великомасштабних промислових технологій і ресурсів антропогенно трансформованих водних екосистем, послужили О.О. Протасову підґрунтям для визначення нового більш лаконічного але близького за сутністю терміна техно-екосистема як сукупності біотопів природного, техно-антропогенного характеру та їх живого населення, об'єднаних потоками речовин, енергії та інформації, які змінюються у просторі та часі [8, 9]. В залежності від середовища функціонування техно-екосистема може бути наземною, водною, або змішаною. Водна техно-екосистема пов'язана з гідросферою.

У науковій літературі іноді трапляються невдалі словосполучення, нововведення, калька та мовні покручі, які ускладнюють сприйняття сутності складних і багатомірних природних процесів і явищ. Як приклади неправильних означень різнорідних сутностей можна навести широко поширені „біологічне забруднення" та „біологічне очищення". Загальновідомо, що під словом біологія ми розуміємо сукупність наук про живу природу. Широковживаний термін біота означає історично складену сукупність живих організмів, об'єднаних загальною територією життєдіяльності. Наукознавче обгрунтування наводить на правильне тлумачення: біотичне забруднення водного середовища – накопичення у воді та донних відкладах шкідливих для організмів мінеральних та органічних речовин внаслідок життєдіяльності або відмирання представників біоти; біотичне очищення водного середовища – зниження вмісту шкідливих для організмів мінеральних та органічних речовин, обумовлене життєдіяльністю біоти. В. М. Пащенко [4] зазначає, що об'єктами біології часом називають біологічні явища природи, які в дійсності є біотичними явищами природи. Отже, біологічні ресурси, біологічне забруднення, біологічне очищення є результатом життєдіяльності організмів – біоти, „а не наука, що їх вивчає". Тому слід вживати терміни: біотичні ресурси, біотичне забруднення, біотичне очищення.

Оволодіння науковою термінологією є одним з провідних завдань фахової підготовки студентів, аспірантів і формування культурно-мовної компетенції висококваліфікованих науковців.

1. *Биологический* энциклопедический словарь / "Советская энциклопедия". – М., 1989. – 864 с.
2. *Кримець О.* Дослідження динаміки поглядів на поняття "терміна" / О. Кримець, Л. Власенко // Українська термінологія і сучасність. Зб. наук. праць. – К.: КНЕУ, 2007. – Вип. VII. – С.73–78.
3. *Мусієнко М. М.* Екологія. Охорона природи. Словник-довідник / М. М. Мусієнко, В. В. Серебряков, О. В. Брайон . – К.: КОО Т-во "Знання", 2002. – 550 с.
4. *Пащенко В. М.* Гносеологічні засади виправлення української наукової термінології / В. М. Пащенко // Українська наукова термінологія. Збірник матеріалів науково – практичної конференції. "Українська наукова термінологія. Стан та перспективи". – К., 2008. – С. 52–56.
5. *Пилипенко М.* Тривалість дії як компонент значення дії терміна / М. Пилипенко, І. Корнейко // Збірник наукових праць НАН України, Інститут української мови, Комітет наукової термінології. – К., 1998. – С. 159–161.
6. *Поликарпов Г. Г.* Радиоэкологический отклик Черного моря на Чернобыльскую аварию / Г. Г. Поликарпов, В. Н. Егоров, С. Б. Гулин и др. – Севастополь: ЭКОСИ – Гидрофизика, 2008. – 667 с.
7. *Протасов А. А.* Концепция техно-екосистемы в технической гидробиологии / А. А. Протасов // Гидробиол. журн. – 2014. – Т. 50, №3. – С. 3–18.
8. *Протасов А. А.* Биологические помехи в эксплуатации энергетических станций, их типизация и основные гидробиологические принципы ограничения / А. А. Протасов, Г. А. Панасенко, С. П. Бабарига // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44. № 5. – С. 36–53.
9. *Романенко В. Д.* Основи гідроекології / В.Д. Романенко. – К.: Обереги, 2001. – 728 с.
10. *Романенко В. Д.* Природні і штучні біоплато. Фундаментальні та прикладні аспекти / В. Д. Романенко, Ю. Г. Крот, Т. Я. Киризій та ін. – К.: Наукова думка, 2012. – 112 с.

М.И. Кузьменко, В.И. Юришинец, Л.П. Юрчук
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ГИДРОЭКОЛОГИЯ В СИСТЕМЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ НАУК И ИСТОКИ ТЕРМИНОЛОГИИ

Становление гидроэкологии ознаменовалось фундаментальными обобщениями гидрологических, гидрохимических, гидробиологических, токсикологических и радиоэкологических исследований водных экосистем. Дальнейшее развитие гидроэкологии происходит в условиях глобализации экологических, экономических и социальных процессов. Результаты исследований, особенно полученные на основе междисциплинарной методологии, новые, ранее неизвестные явления, процессы, организмы и их свойства, емкие обобщения расширяют и углубляют знания о материальном мире, служат истоками для формирования новых понятий и терминов. Овладение научной методологией является одной из важнейших задач подготовки студентов, аспирантов и формирования культурно-языковой компетенции высококвалифицированных специалистов в области науки.

Ключевые слова: гидроэкология, терминология, экосистема, биогидроценоз, гидробиоценоз, техно-экосистема

M.I. Kuzmenko, V.I. Yuryshynets, L.P. Yurchuk
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE HYDROECOLOGY IN A SYSTEM OF THE NATURAL SCIENCES AND ORIGINS OF TERMINOLOGY

The becoming of hydroecology was marked by fundamental generalization of hydrological, hydrochemical and hydrobiological, toxicological and radioecological researches of the aquatic ecosystems. Further development of hydroecology occurs in the context of environmental globalization, economic and social processes. The results of research, especially derived from an interdisciplinary methodology, new, previously unknown phenomena, processes, organisms and their properties, succinct generalization directed on broaden and deepen knowledge of the material world, are the sources for the formation of new concepts and terms. The mastering of the scientific methodology is one of the most important task of students' education and the formation of cultural and linguistic competence of highly qualified specialists in the field of science.

Keywords: hydroecology, terminology, ecosystem, biohydrocenoses, hydrobiocenoses, techno-ecosystem

УДК 574.587(262.5)

І.І. КУЛАКОВА
Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65125, Украина

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ТАКСОНОМИЧЕСКОГО РАЗНООБРАЗИЯ СВОБОДНОЖИВУЩИХ НЕМАТОД УСТЬЕВОГО ВЗМОРЬЯ УКРАИНСКОЙ ЧАСТИ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ

Свободноживущие нематоды устьевого взморья Дуная представлены 46 видами 31 рода, 12 семейств и 4 отрядов. (Enoplida – 16 видов, Chromadorida – 10 видов, Monhysterida – 16 видов, Araeolaimida – 4 вида). Выделены виды-доминанты (по частоте встречаемости 70-96 %). В таксоцене дельтовой области это *Mesotheristus setosus* и *Sabatieria pulchra*. В авандельтовой области – *S. pulchra, Terschellingia pontica* и *Axonolaimus setosus*. В мористой – *S. abyssalis* и *Ax. setosus*. Рассчитанные величины индексов AvTD и VarTD указывают на пониженное таксономическое разнообразие сообществ нематод на участках дельты и авандельты, по

сравнению с его среднеожидаемым уровнем для фауны нематод всего района приустьевого взморья Дуная.

Ключевые слова: свободноживущие нематоды, индексы таксономической отличительности, устьевое взморье украинской дельты Дуная

Изучение эколого-таксономического разнообразия нематод устьевого взморья Дуная в современных условиях актуально, так как в северо-западной части Черного моря свободноживущие нематоды представляют собой одну из доминирующих групп мейобентоса [5]. Интерес к фауне свободноживущих нематод устьевого взморья украинской дельты Дуная, связан как с их малой изученностью, так и высокой степенью эвтрофикации этого района Черного моря [1-4]. Цель работы – сравнительная оценка таксономического разнообразия и анализ структуры таксоцена свободноживущих нематод на различных участках устьевого взморья Дуная, различающихся по уровню природного и антропогенного воздействия.

Материал и методы исследований

В основу работы положены результаты бентосных съемок, выполненных в осенний период в 1983, 1998, 2003, 2005, 2008, 2010 гг. на различных участках устьевого взморья Дуная. Пробы отобраны на 50 станциях в диапазоне глубин 5-50 м. Станции располагались непосредственно в рукавах дельты и на выходе из рукавов Очаковский и Быстрый; в авандельтовой области (Жебриянская бухта) и авандельтовой области у выхода рукавов Сулинский, Старостамбульский; центральной авандельтовой области, а также в мористой области. Обработка данных выполнена с использованием пакета программ Primer v5.2 [7].

Результаты исследований и их обсуждение

Нематофауна устьевого взморья Дуная представлена 46 видами 31 рода, 12 семейств и 4 отрядов (Enoplida – 16 видов, Chromadorida – 10 видов, Monhysterida – 16 видов, Araeolaimidae – 4 вида). Количество представителей отряда Monhysterida варьирует от 8 видов в рукавах дельты (А), до 11 и 15 видов в мористой (В) и авандельтовой (С) областях соответственно. Субдоминантный по количеству видов – отряд Chromadorida. Количество представителей отряда Enoplida увеличивается от дельты к мористой части от 4 до 12-ти видов. Отряд Chromadorida также отличался разнообразием в мористой части.

По количественным показателям необходимо отметить уменьшение доли нематод отряда Monhysterida (с 45 до 32 %) и возрастание доли представителей отряда Chromadorida (от 14 до 24%) от дельты к мористой области. Доля представителей отрядов Enoplida и Araeolaimidae в количественном отношении во всех районах была примерно одинаковой (32%, 28% и 35% соответственно). Число видов на отдельных станциях изменялось от 2 до 13.

При сравнении исследуемых районов было выявлено высокое среднее сходство (по Брей-Куртису) между районами А и С и В и С (55,1 и 63,6%) по количественным показателям. Меньшее сходство обнаружено между районом дельты (А) и мористой частью (В) – 33,1%.

Выделены виды-доминанты (по частоте встречаемости 70-96%). Так, в таксоцене дельтовой области это *Mesotheristus setosus* и *Sabatieria pulchra*. В авандельтовой области лидирующми были: *S. pulchra Terschellingia pontica* и *Axonolaimus setosus*. В мористой – *S. abyssalis* и *Ax. setosus*.

Показатели видового разнообразия, оцененные по индексам Шеннона и Симпсона во всех выделенных районах варьировали от 1,94 и 0,81 на выходе из рукавов Очаковский и Быстрый, до 2,58 и 0,87 – в авандельтовой и мористой областях.

Для сравнительной оценки разнообразия таксоцена нематод в исследуемом районе был впервые применены индексы TaxDI: индекс средней таксономической отличительности AvTD (Δ^+) [7] и индекс её вариабельности VarTD (Λ^+) [10,11], основанные на анализе иерархической структуры таксоцена на различных уровнях таксономического древа. С помощью него можно измерить среднюю степень, с которой виды таксономически связаны друг с другом. Отсутствие зависимости средних значений этого индекса от размера проб, собранных разбросанно, из различных мест, в разное время делает использование этого индекса привлекательным для оценки биоразнообразия.

Известно [8], что не нарушенные бентосные сообщества включают в себя широкий ряд различных видов, принадлежащих ко многим родам, семействам, отрядам, таким образом, они имеют высокие значения индекса таксономической отличительности. На значения AvTD (Δ^+**)** морских нематод, как показали Уорвик и Кларк [9] сильно влияет тип местообитания. Уменьшение трофического разнообразия в грунте коррелирует с уменьшением таксономической отличительности.

Для сравнения таксономического разнообразия таксоценов нематод выделенных районов были смоделированы бивариантные эллипсы, представляющие расположение средних значений Δ^+ и Λ^+ для каждого из районов (A, B и C) относительно рассчитанных значений модальных средних Δ^+ и Λ^+ для всего исследуемого района. На внутривидовом уровне значения AvTD (Δ^+) для A и C близки к ожидаемому среднему значению (89,2±1,7%) соответствующих эллипсов, составив 88,7±33,6% и 89,3±15,2% соответственно. Для B величина AvTD (Δ^+) выше (90,4±35,6%) (рис. 1).

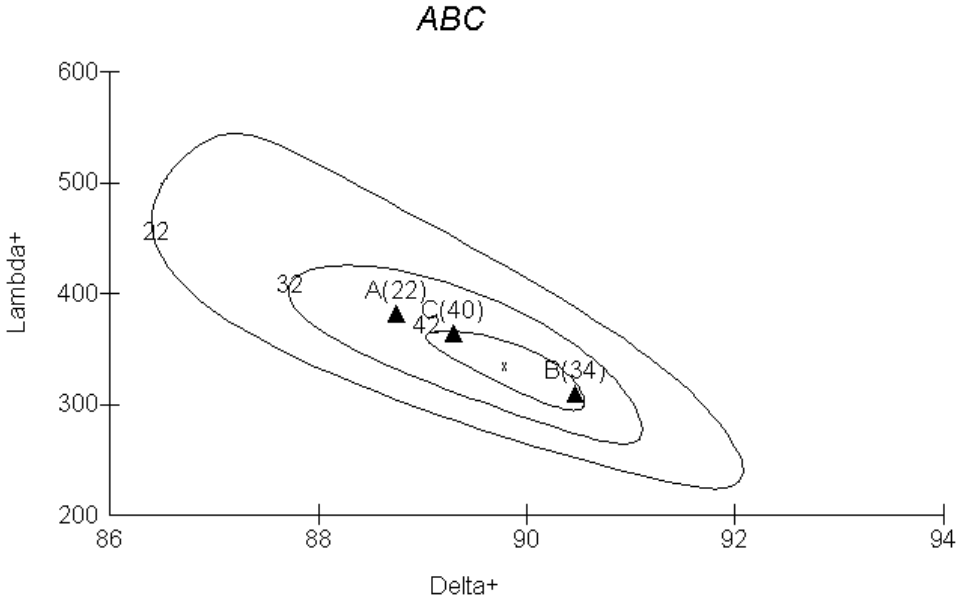


Рис. 1. Расположение на эллипсе значений индексов TaxDI (Δ^+ и Λ^+) для таксоценов нематод каждого из районов (A, B и C); × – среднеожидаемые значения модальных средних Δ^+ и Λ^+ для всего исследуемого района

Значения отклонения VarTD (Λ^+) для районов A и C расположены выше ожидаемого среднего значения (Λ^+ = 311,2±35,5%) и составили 381,9±32,4 % и 364,4± 10,2 % соответственно. Наибольшие значения отклонения VarTD, рассчитанные для районов A и C указывают на более неравномерное распределение видов вдоль таксономического древа в этих двух районах, что может быть связано с меняющимися условиями местообитания, влияющих на набор видов. Тогда как в мористой области (B) высокие значения AvTD (Δ^+) и значения отклонения VarTD (Λ^+) ниже ожидаемой (310,1±43,8%) указывают на то, что таксоцен этого района представлен большим рядом различных видов, принадлежащих к разным родам, семействам, отрядам, что связано, по-видимому, с более стабильными условиями среды для их развития.

Выводы

Рассчитанные величины индексов AvTD и VarTD указывают на пониженное таксономическое разнообразие сообществ нематод на участках дельты и авандельты, по сравнению с его среднеожидаемым уровнем для фауны нематод всего района приустьевого взморья Дуная. Использование индексов таксономической отличительности в окружающей среде исследуемого района может положить начало для дальнейшего мониторинга изменений биоразнообразия в пространственной шкале.

1. *Воробьева Л. В.* Пространственно-временная изменчивость мейобентоса Жебриянской бухты / Л. В. Воробьева, И. И. Кулакова // Экосистема взморья Украинской дельты Дуная. – Одесса: Астропринт, 1998. – С. 238–249.
2. *Гаркавая Г. П.* Особенности формирования гидрохимических условий украинской части устьевой области Дуная / Г. П. Гаркавая, Ю. И. Богатова, Н. А. Берлинский // Экология взморья украинской дельты Дуная. – Одесса: Астропринт, 1998. – С. 21–62.
3. *Иванега И. Г.* Состав и особенности распределения нематод водоемах Килийской дельты Дуная / И. Г. Иванега. // Зоол. журн. – 1978. – Т. 57, вып. 2. – С. 292–295.
4. *Кулакова И. И.* Свободноживущие нематоды западного шельфа Черного моря / И. И. Кулакова – Экология моря. – К., 1989. – Вып. 3. – С. 42–46.
5. *Кулакова И. И.* Свободноживущие нематоды северо-западной части Черного моря / И. И. Кулакова // В кн.: Северо-западная часть Черного моря: биология и экология. – К.: Наукова думка, 2006. – Гл. 6. – С. 254–260.
6. *Clarke K. R.* PRIMER v5: User Manual. Tutorial / K. R. Clarke, R. N. Gorley. – Plymouth: PRIMER-E, 2001. – 92 p.
7. *Clarke K. R.* Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. – Primer-E / K. R. Clarke, R. M. Warwick. – Plymouth, 2001. – 154 p.
8. *Knowlton N.* Sibling species in the sea. Annual Review of Ecology and Systematic / N. Knowlton. – 1993. – Vol. 24. – P. 189–216.
9. *Warwick R. M.* New biodiversity measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress / R. M. Warwick, K. R. Clarke– Marine Ecology Progress, 1995. – Vol. 129. – P. 301–305.
10. *Warwick R. M.* Taxonomic distinctness and environmental assessment / R. M. Warwick, K. R. Clarke– Journal of Applied Ecology, 1998. – Vol. 35. – P. 532–543.
11. *Warwick R. M.* Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species / R. M. Warwick, K. R. Clarke – Oceanography and Marine Biology: an annual review. – 2001. – Vol. 39. – P. 207–231.

І.І. Кулакова
Інститут морської біології НАН України, Одеса

ПОРІВНЯЛЬНА ОЦІНКА ТАКСОНОМІЧНОГО РІЗНОМАНІТТЯ ВІЛЬНОЖИВУЧИХ НЕМАТОД У ГИРЛОВОЇ ОБЛАСТІ УКРАЇНСЬКОЇ ЧАСТИНИ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ.

Вільноживучі нематоди гирлового узмор'я Дунаю представлені 46 видами. Виділено види-домінанти (по частоті 70-96%). Розраховані величини індексів AvTD і VarTD вказують на знижене таксономічне різноманіття угрупувань в нематод на ділянках дельти і авандельти, в порівнянні з його середньоочікуваним рівнем для фауни нематод всього району пригирлового узмор'я Дунаю.

Ключові слова: вільноживучі нематоди, індекси таксономічної відмітності, гирлова область української дельти Дунаю

I.I. Kulakova
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

COMPARATIVE EVALUATION OF THE TAXONOMIC DIVERSITY OF FREE-LIVING NEMATODES IN THE WELLHEAD SEASIDE UKRAINIAN PART OF DANUBE DELTA

Free-living nematodes in the wellhead seaside Ukrainian Danube Delta represented 46 species. Allocated species-dominant (in the frequency of 70-96%). The calculated values of the indices and AvTD VarTD indicate low taxonomic diversity of nematode communities in the areas of the delta and delta, compared to its average projections for the level of nematode fauna entire area of the Danube estuary seashore.

Keywords: free-living nematodes, indexes taxonomic distinctiveness, wellhead seaside Ukrainian Danube Delta

УДК 575.17:597.556.333.1(477.74)(26.05)

О. В. КУЛІКОВА, В. В. ЗАМОРОВ, В. О. КУЧЕРОВ, Д. Б. РАДІОНОВ

Одеський національний університет імені І. І. Мечникова
Шампанський пров., 2, Одеса, 65058, Україна

ДИНАМІКА ГЕНЕТИЧНОЇ СТРУКТУРИ УГРУПОВАННЯ БИЧКА-КРУГЛЯКА *NEOGOBIUS MELANOSTOMUS* В ТИЛІГУЛЬСЬКОМУ ЛИМАНІ ЗА ЛОКУСАМИ ЕСТЕРАЗ

Проведені дослідження та аналіз динаміки генетичної структури угруповання бичка-кругляка Тилігульського лиману за локусом водорозчинних м'язових естераз. Виявлено кількість молекулярних форм цього ферменту та локусів, які їх кодують у дослідженій групі риб. Визначені мономорфні та поліморфні локуси естераз. Виявлені значні зміни частоти алелів та генотипів за поліморфними локусами у угрупованні бичка-кругляка з Тилігульського лиману протягом всього періоду досліджень. Динаміка генетичної структури угруповання бичка-кругляка дозволяє припустити міграцію риб з інших локалітетів.

Ключові слова: Neogobius melanostomus, естерази, молекулярні форми ферментів, поліморфізм, частоти алелів та генотипів

Методи біохімічної генетики дозволяють виявляти алельну мінливість у видів, для яких гібридологічний аналіз є практично не придатним. Наприклад, такими організмами є багато видів риб, більшість з яких мають важливе промислове значення і відіграють істотну роль у функціонуванні екологічних систем прісноводних і морських водойм. У зв'язку з цим, алозимний аналіз природних популяцій є одним із важливіших інструментів у вивченні генетичної структури угруповань живих організмів. Суть даного підходу полягає в тому, що виявляються алозими ферменту, які розглядаються як маркери різних варіантів гена, що їх кодує. Електрофоретичне визначення таких біохімічних маркерів застосовується як один з основних методів виявлення алельної різноманітності в сучасних дослідженнях популяцій [1, 7].

Особливої актуальності зараз набуває вивчення ресурсів водойм північно-західного Причорномор'я, окреме місце серед них займає Тилігульський лиман. Для його акваторії характерне досить інтенсивне рибальство, в тому числі проведення лову представників родини бичкових риб. Значна антропогенна трансформація гідроекосистеми лиману істотно впливає на склад його іхтіофауни. Тилігульський лиман внесений до міжнародного списку водойм Рамсарської конвенції про захист водно-болотних угідь, тому моніторинг за його іхтіоценозом в цілому, і деякими найбільш численними видами окремо, є важливим аспектом екологічних досліджень в даному регіоні [4].

Об'єктом для проведення цієї роботи було обрано бичка-кругляка, який є одним з таких видів, який активно почав розповсюджуватися наприкінці минулого віку в водойми Європи і світу. Крім того, експансія кругляка за останні 20 років охопила багато водойм за межами його звичного ареалу (Північна Америка, Балтійське море).

У зв'язку з цим, метою роботи було вивчення динаміки частот молекулярних форм естераз бичка-кругляка з Тилігульського лиману.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для досліджень були обрані особини бичка-кругляка, виловлені у весняно-осінній період з 2010 до 2013 рр. у Тилігульському лимані. Відбиралися м'язові тканини бичків, що було використано для виявлення спектру молекулярних форм естераз. Для електрофоретичного фракціонування водорозчинних естераз використовували 6% поліакриламідний гель (ПААГ) і буферну систему – трис-борат-ЕДТА (ТЕБ). Електрофорез проводили в системі вертикального пластинчатого гелю (розміри 140×120×1 *мм*) за допомогою апарату *VE4* (Росія). З метою виявлення молекулярних форм естераз в гелі після припинення електрофоретичного розділення

застосовували методику Л. І. Корочкіна [6]. Для виявлення зон локалізації естераз в гелі, ферментативну реакцію проводили в присутності діазонія-синього міцного RR.

Інтерпретацію отриманих алозимних спектрів проводили класичними методами [3]. Для розрахунку частот відповідних генів і генотипів у вибірках риб використовували формулу Харді-Вайнберга [7]. Ступінь відповідності спостережуваних частот генотипів до теоретично очікуваних проводили з використанням методу χ^2 [3].

Результати досліджень та їх обговорення

У результаті електрофоретичного дослідження у особин бичка-кругляка виявлено спектр тканинних естераз, в межах якого виділили наявність чотирьох основних зон активності *β*-специфічних естераз. Молекулярні форми ферменту кожної з цих зон, найбільш вірогідно, кодуються власним аутосомним локусом. Ці локуси були позначені як *Es1 – Es4*, при цьому нумерацію проводили за зниженням анодної рухливості білків під час електрофоретичного розділення. Запропоновані назви і принцип нумерації локусів є загальноприйнятим і часто використовується в роботах, які присвячені популяційно-генетичним дослідженням риб [2]. Слід зазначити, що виявлена кількість генів, що кодують множинні молекулярні форми розчинних м'язових *β*-естераз бичка-кругляка відповідають результатам отриманим раніше для групувань цього виду риб, які мешкали в інших локалітетах [5]. Аналіз електрофореграм зі спектром форм естераз бичків, виловлених у 2010 р. в Тилігульському лимані дозволив виявити наявність спадкового поліморфізму (присутність у спектрі двох алозимів, частота яких вище 0,05) тільки для локусу 2 (рис. 1). Було виявлено два алозими, рухливість яких чітко розрізнялася в поліакриламідному гелі в умовах лужного електрофорезу. Відповідно до міжнародних правил генетичної номенклатури [2], найбільш рухливий алозим (і, відповідно, алель, який його кодує) були позначені нами, як *F*-варіант, а менш рухливий алозим його варіант гена, що його кодує, як *S*. За іншими локусами у 2010 р. поліморфізму виявлено не було. У зв'язку з цим подальший аналіз часової динаміки генетичної структури угруповання бичка-кругляка в Тилігульському лимані проводили переважно за локусом 2.

На початку проаналізованого періоду частота *S*-алелю гена естерази 2 серед риб Тилігульського лиману становила мінімальне значення за увесь час проведеного дослідження – 0,26. Навесні 2011 р. виявлено значне підвищення досліджуваного показника генетичного поліморфізму до 0,78. У цьому сезоні зустрічальність алелю *S* була вже значно вище, ніж алелю, що кодує більш рухливий варіант *β*-специфічної естерази м'язів бичків (рис. 1). Після цього частота *S*-варіанта гену стала дещо меншою восени 2011 р. (0,62) і значно знизилася навесні 2012 р. (0,25). Восени 2012 р. спостерігали знову збільшення частоти (0,54), після чого істотних змін у 2013 р. не відбувалося: навесні частота алелю *Es2-S* становила 0,61, а восени – 0,55 (рис. 1).

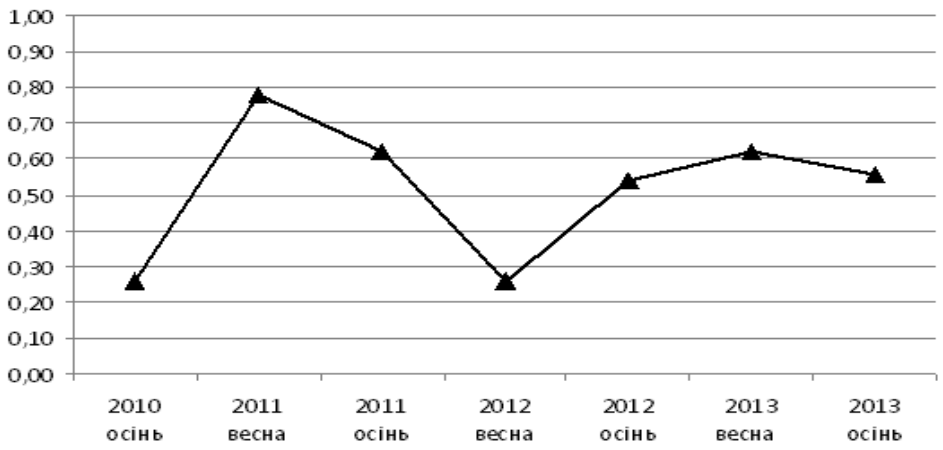


Рис.1. Динаміка частоти *S*-алелю за локусом естерази 2 в групуванні бичка-кругляка Тилігульского лиману

Примітка. По вертикалі – частоти алелю, по горизонталі – періоду досліджень; n = 40.

Також було проведено аналіз середніх величин частот алелів, розрахованих для кожного окремого року досліджень (рис. 2). Мінімальне значення частоти *S*-алелів естерази 2 в групуванні бичка-кругляка Тилігульського лиману спостерігали у 2010 р. Водночас у 2011 р. ця частота була максимальною за весь період досліджень і становила 0,70. У 2012 р. частота цього варіанта гену достовірно знизилася (0,40), а у 2013 р. знову збільшилася – 0,59 (рис. 2).

Починаючи з осені 2012 р. виявлено поліморфізм за локусом естерази 3, який був відсутній в угрупованнях риб 2010-2011 рр. (частота *S*-алелю досягала 1,00). Однак у 2012 р. частота цього показника, за рахунок появи в генетичній структурі угруповання варіанта гену, що кодує більш рухливу форму естерази 3, знизилася до 0,69. На появу генетичного та біохімічного поліморфізму могла вплинути ймовірна наявність міграцій бичків в Тилігульський лиман з інших акваторій північно-західної частини Чорного моря. Це може зробити більш різноманітною генетичну структуру популяції, що посилить її стійкість до різких змін умов існування. У 2013 р., зустрічальність варіанта гену, що кодує *S* -алозим *β*-естерази 3 продовжувала знижуватися: навесні – 0,61, восени – 0,48.

Аналіз проведеного порівняння спостережуваних частот генотипів за поліморфними локусами розчинних м'язових *β*-специфічних естераз (*Es2* і *Es3*) у природному групуванні бичка-кругляка Тилігульського лиману з їх очікуваними частотами, розрахованими згідно з формулою Харді-Вайнберга, показав, що практично в усі сезони протягом 2010-2013 рр., ці частоти достовірно не відрізнялися. Цей факт свідчить про те, що угруповання було рівноважне в досліджуваний період часу. Єдиний виняток зафіксовано навесні 2011 року, коли була виявлена істотна відмінність очікуваних частот генотипів від спостережуваних. Ймовірно угруповання кругляка Тилігульського лиману в той час перебувала під значним впливом екологічних факторів, що призвело до суттєвих змін у частотах генотипів і алелей.

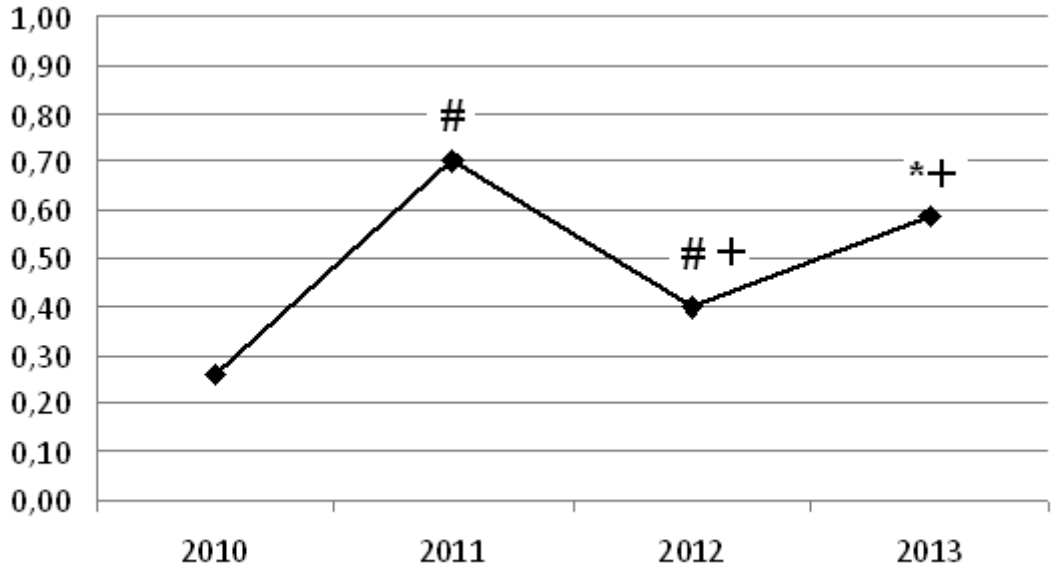


Рис. 2. Динаміка середніх частоти *S*-алелю за локусом естерази 2 в групуванні бичка-кругляка Тилігульского лиману

Примітка. По вертикалі – частоти алелю, по горизонталі – роки досліджень. # - достовірні відмінності від частоти 2010 р., + - достовірні відмінності від частоти 2011 р., * - достовірні відмінності від частоти 2012 р.; n = 40.

Виникає питання, чому в інші сезони, коли так само спостерігали істотні зміни генетичної структури за поліморфними локусами, не відзначено невідповідності між частотами генотипів, що спостерігаються і очікуваними? Це можна пояснити тим, що основні зміни в генетичній структурі угруповання бичка-кругляка відбуваються в літній та зимовий період.

Саме тому, аналізуючи частоти генотипів і алелів навесні та восени, виявляємо результати цих процесів.

Висновки

1. Спектр естераз в м'язових тканинах бичка-кругляка Тилігульського лиману складався з 4 основних зон, кожна з яких кодується окремим локусом. Наявністю поліморфізму характеризувались гени *Es2* і *Es3*.
2. Ген *Es3* у особин бичка-кругляка з осені 2010 р. по весну 2012 р. був мономорфним, з осені 2012 р. у нього з'явились два алельні варіанти. Це вказує на можливість міграції риб з інших локалітетів.
3. Частоти алелей та генотипів за поліморфними локусами естераз суттєво змінювались у особин бичка-кругляка Тилігульського лиману протягом періоду досліджень, що вказує на існування впливу факторів динаміки генетичної структури на це угруповання риб.

1. *Avise C. J.* Molecular markers, natural history and evolution / C. J. Avise. – Sanderland (Massachusetts): Sinauer Ass. Inc., 2004. – 684 p.
2. *Shaklee J. B.* Gene nomenclature for protein-coding loci in fish / J. B. Shaklee, F. W. Allendorf, D. C. Morizot, G. S.Whitt // Transaction Amer. Fish. Soc. – 1990. – Vol. 119. – P. 2–15.
3. *Атраментова Л.* Статистичні методи в біології / Л. Атраментова, О. Утєвська. – Харків: ХНУ, 2007. – 288 с.
4. *Бельницька О. М.* Екологія і суспільство: збірник наукових праць / О. М. Бельницька, Н. П. Лошкарьова. – Одеса: Друкарський дім, 2008. – 189 с
5. *Заморов В. В.* Полиморфизм по локусу β-эстераз бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* Одесского залива и акватории острова Змеиный / В. В. Заморов, Д. Б. Радионов // Гидробиол. журн. – 2014. – Т. 50, № 3. – С. 67–77.
6. *Корочкин Л. И.* Генетика изоферментов / Л. И. Корочкин, О. Л. Серов, А. И. Пудовкин. – М.: Наука, 1977. – 275 с.
7. *Тоцький* В. М. Генетика / В. М. Тоцький. – Одеса: Астропринт, 2008. – 712 с.

О. В. Куликова, В. В. Заморов, В. А. Кучеров, Д. Б. Радионов
Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова, Украина

ДИНАМИКА ГЕНЕТИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ ГРУППИРОВКИ БЫЧКА-КРУГЛЯКА NEOGOBIUS MELANOSTOMUS В ТИЛИГУЛЬСКОМ ЛИМАНЕ ПО ЛОКУСАМ ЭСТЕРАЗ

Проведены исследования и анализ динамики генетической структуры группировки бычка-кругляка Тилигульского лимана по локусам водорастворимых мышечных эстераз. Выявлено количество молекулярных форм данного фермента и локусов, которые их кодируют в изученной группе рыб. Определены мономорфные и полиморфные локусы эстераз. Прослежено изменения в частотах аллелей и генотипов по полиморфным локусам в группировках бычка-кругляка в Тилигульском лимане в течение всего периода исследований. Динамика генетической структуры группировки бычка-кругляка позволяет сделать предположение о миграции рыб из других локалитетов.

Ключевые слова: Neogobius melanostomus, эстеразы, молекулярные формы ферментов, полиморфизм, частоты аллелей и генотипов

O.V. Kulikova, V.V. Zamorov, V.A. Kucherov, D.B. Radionov
I.I. Mechnykov Odesa National University, Ukraine

DYNAMICS OF GENETIC STRUCTURE OF ROUND GOBIES NEOGOBIUS MELANOSTOMUS IN TILIGUL ESTUARY ON ESTERASE LOCUS

The study and analysis of the genetic structure of round gobies in Tiligul Estuary on soluble muscle esterase was revealed. The number of molecular forms of this enzyme and locus that encode them in studied group of fish. Monomorphic and polymorphic esterase loci are identified. The changes in the frequencies of alleles and genotypes of polymorphic loci esterase from autumn 2010 to autumn 2013 were observed. The significant changes in the frequency of alleles and genotypes of polymorphic loci

in the group of round goby in Tiligul Estuary during the studied period were registered. The dynamics of the genetic structure of the group of round goby testifies migration of fish from other localities.

Keywords: Neogobius melanostomus, esterase, molecular forms of enzymes, polymorphism, allele and genotype frequencies

УДК 581.526.325 (28) (58.056:581.132)

А.В. КУРЕЙШЕВИЧ, В.А. МЕДВЕДЬ

Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

СВЯЗЬ СОДЕРЖАНИЯ ХЛОРОФИЛЛА *A* ФИТОПЛАНКТОНА С ТЕМПЕРАТУРОЙ ВОДЫ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ ДНЕПРА И р. ДУНАЙ

На основании данных многолетних наблюдений исследована связь между содержанием хлорофилла *a* фитопланктона и температурой воды в водохранилищах Днепра и низовьев р. Дунай. Установлено, что наиболее высокие концентрации хлорофилла *a* фитопланктона днепровских водохранилищ в летний сезон наблюдаются в диапазоне температур 20–24 °С, р. Дунай – 20–24,5 °С.

Ключевые слова: хлорофилл а, температура, фитопланктон

Температурный режим в естественных условиях является фактором, определяющим последовательность смены видов водорослей и их доминирование как в условиях водоёмов, так и почвах. Значение температуры воды для жизнедеятельности планктонных водорослей определяется тем, что она влияет на скорость протекания метаболических процессов, цитолого-морфологические и физиолого-биохимические показатели [2, 3, 5, 8]. Температура является важным фактором в формировании видового состава и плотности многих популяций водорослей по сезонам [2, 7, 8], а также размерной структуры альгосообществ [1]. В связи с климатическими изменениями и повышением средней летней температуры, важное значение имеет ретроспективный анализ многолетних данных о зависимости содержания хлорофилла *a* фитопланктона, как показателя интенсивности его вегетирования, с температурным фактором в водных объектах различного типа, так как подобные данные в литературе не многочисленны. В то же время информация такого плана необходима для моделирования и составления экологических прогнозов.

В связи с этим целью работы было на основе результатов многолетних исследований проанализировать связь содержания хлорофилла *a* фитопланктона с температурой воды в водохранилищах Днепра и низовье р. Дунай.

Материал и методы исследований

В работе использованы результаты наблюдений за многолетней динамикой содержания хлорофилла *a* фитопланктона и температуры воды в водохранилищах Днепра и в низовье реки Дунай (украинский и болгарский участки). Исследования проводили на Киевском, Кременчугском и Каховском водохранилищах в 1980-1995 гг. и в р. Дунай в 1989-1990 гг. Отбор образцов воды осуществляли в верхнем слое (0-50 см) эвфотической зоны во время экспедиционных работ по сетке стандартных станций. Содержание хлорофилла *a* фитопланктона определяли экстрактным спектрофотометрическим методом [4]. Температуру воды измеряли с помощью ртутного термометра в стандартной металлической оправе. Полученные данные обработаны с использованием корреляционного анализа, а также других методов статистики.

Результаты исследований и их обсуждение

Исследования показали, что связь содержания хлорофилла *a* фитопланктона с температурой воды в днепровских водохранилищах наиболее чётко прослеживается в сезонном аспекте. Так, например, кривая сезонных изменений этого показателя в поверхностном слое воды нижнего бьефа ГЭС Киевского водохранилища в районе водозабора, несмотря на существенное перемешивание воды на этом участке, практически совпадала с кривой динамики хлорофилла *a* фитопланктона (рис. 1).

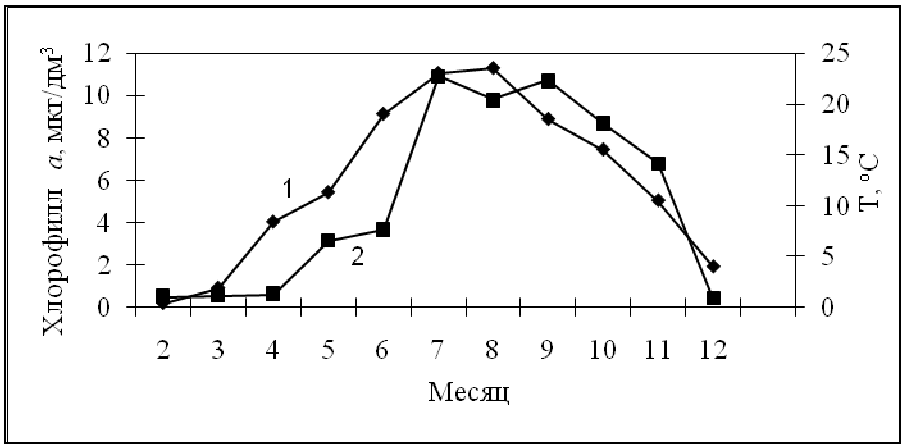


Рис. 1. Сезонный ход средних показателей температуры (1) и содержания хлорофилла *a* (2) в поверхностном слое воды нижнего бьефа ГЭС Киевского водохранилища в районе водозабора

В то же время влияние температурного фактора на содержание хлорофилла *a* фитопланктона днепровских водохранилищ в летний сезон в многолетнем плане проявляется слабо. Установлено, что коэффициенты корреляции между средними показателями содержания хлорофилла *a* и температуры воды во всех трёх водохранилищах озёрного типа (Киевское, Кременчугское и Каховское) оказались очень низкими и не превышали 0,06 (табл.).

Причиной слабой связи между исследуемыми параметрами в этих водных объектах летом является, вероятно, больша́я теплоёмкость водных масс крупных водохранилищ. Кроме того, состав фитопланктона днепровских водохранилищ летом часто носит смешанный характер. Наряду с доминированием Cyanophyta, в пробах нередко по биомассе доминируют и Bacillariophyta, некоторые виды которых по сравнению с возбудителями „цветения" воды синезелёными водорослями являются более холодолюбивыми формами.

Таблица

Связь средних показателей содержания хлорофилла *a* фитопланктона в водохранилищах Днепра с температурой воды в летний сезон (август)

Водохранилища	Коэффициент корреляции, *r*	Необходимое значение *r* при уровне значимости 0,05	Количество лет наблюдений *n*
Киевское	-0,05	0,50	16
Кременчугское	0,06	0,47	18
Каховское	-0,01	0,50	14
Все	-0,02	0,29	14–18

*Примечания. Представлены данные для поверхностного слоя воды

При нанесении на один график средних значений содержания хлорофилла *a* фитопланктона в летний сезон и средних значений температуры воды в трёх водохранилищах (Киевском, Кременчугском и Каховском) видно (рис. 2), что самые высокие концентрации пигмента за период 1976-1995 гг. были зарегистрированы в области умеренных температур (примерно 20-24 °С), а не максимальных (25,7 °С).

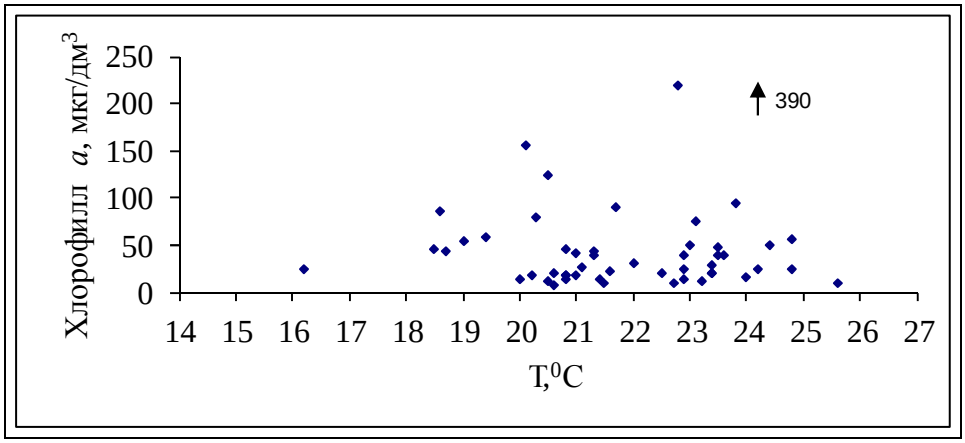


Рис. 2. Средние показатели содержания хлорофилла *a* и температуры воды в днепровских водохранилищах (Киевское, Кременчугское и Каховское) в летний сезон 1980–1995 гг. (август)

Примерно такой же характер носит картина распределения содержания хлорофилла *a* фитопланктона и температуры воды в летний сезон в р. Дунай при рассмотрении данных точечных измерений указанных показателей на украинском и болгарском участках реки в 1989-1990 гг. Как видно из полученных данных (рис. 3), максимальные значения содержания хлорофилла *a* отмечены в пределах 20,0-24,5 °С.

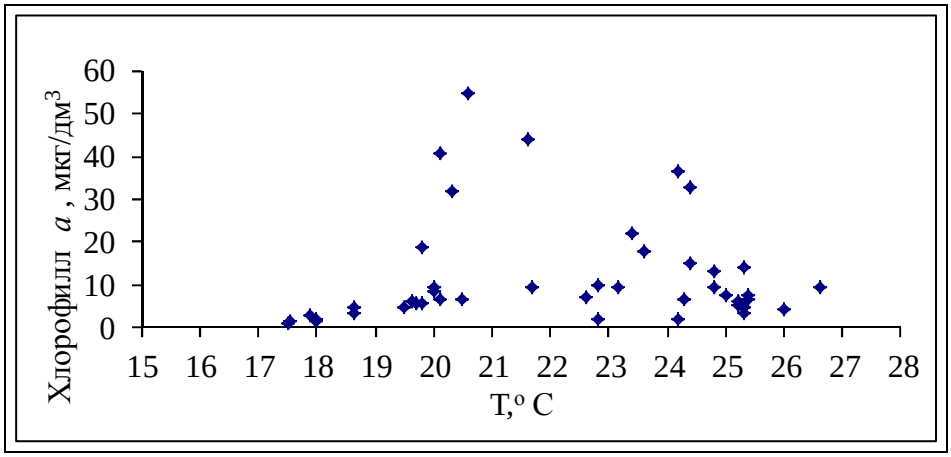


Рис. 3. Содержание хлорофилла *a* фитопланктона и температура воды в низовье р. Дунай в летний сезон (август 1989–1990 гг.)

Очевидно этот диапазон температур (20,0-24,5 °С), является оптимальным для функционирования типичного для летнего сезона комплекса фитопланктона низовьев р. Дунай с доминированием зелёных и синезелёных (по численности) и диатомовых (по биомассе) водорослей [6]. Он оказался очень близким к таковому днепровских водохранилищ (примерно 20–24 ° С).

Выводы

Связь содержания хлорофилла а фитопланктона с температурой воды в днепровских водохранилищах наиболее чётко прослеживается в сезонном аспекте. Кривая сезонных изменений температуры в поверхностном слое воды нижнего бьефа ГЭС Киевского водохранилища практически совпадает с кривой динамики хлорофилла а фитопланктона.

В летний сезон зависимость средних для водохранилищ величин содержания хлорофилла а фитопланктона а от температуры воды в многолетнем плане слабая и не достоверная, что может быть обусловлено как большой теплоёмкостью крупних водохранилищ Днепра, так и доминированием в фитопланктоне, наряду с Cyanophyta, представителей Bacillariophyta.

Установлено, что наиболее высокие концентрации хлорофилла а фитопланктона в днепровских водохранилищ в летний сезон наблюдаются в диапазоне температур 20-24 °С, низовьев р. Дунай – 20-24,5 °С.

1. *Девяткин В. Г.* Структура и продуктивность литоральных альгоценозов в водохранилищах верхней Волги : автореф. дис. на соиск. ученой степени докт. биол. наук : специальность 03.00.10 – Гидробиология / В. Г. Девяткин – М., 2003. – 43 с.
2. *Михеева. Т. М.* Сукцессии видов в фитопланктоне / Т. М. Михеева. – Минск: БГУ, 1983. – 70 с.
3. *Незбрицкая И. Н.* Механизмы устойчивости водорослей к повышенным температурам / И. Н. Незбрицкая, А. В. Курейшевич // Гидробиол. журн. – 2013. – Т.49, № 6. – С. 37–55.
4. *Сиренко Л. А*. Определение содержания хлорофилла в планктоне пресных водоемов / Л. А. Сиренко, А. В. Курейшевич – К.: Наукова думка, 1982. – 50 с.
5. *Ankita J.* Effects of Environmental Factors and Nutrient Availability on the Biochemical Composition of Algae for Biofuels Production: A Review / J. Ankita, M. C. Ruben, S. M. Ganti // Energies. – 2013. – Vol. 6. – P. 4607–4638.
6. *Kalchev R.* Influence of Division Predominance on Relationship between Chlorophyll-*a* and Biovolume of Phytoplankton / R. Kalchev, M. Beshkova, A. Kurejshevich, D. Saiz. // J. Balkan Ecology. – 2004. – Vol. **7**, № 1. – P. 59–65.
7. *Schabhu S.* Temperature and species richness effects in phytoplankton communities / S. Schabhu, P. Hingsamer, G. Weigelhofer, T. Hein, A. Weigert, M. Striebel // Oecologia. – 2013. – Vol. 171. – P. 527–536.
8. *Staehr P.A.* Temperature acclimation of growth, photosynthesis and respiration in two mesophilic phytoplankton species / P. A. Staehr, M. J. Birkeland // Phycologia. – 2006. – Vol. 45, № 6. – P. 648–656.

А.В. Курейшевич, В.О. Медведь
Інститут гідробіології НАН України, Київ

ЗВ'ЯЗОК МІЖ ВМІСТОМ ХЛОРОФІЛУ *А* ФІТОПЛАНКТОНУ ТА ТЕМПЕРАТУРОЮ ВОДИ У ВОДОСХОВИЩАХ ДНІПРА ТА р. ДУНАЙ

На підставі даних багаторічних спостережень досліджений зв'язок між вмістом хлорофілу а фітопланктону і температурою води в водосховищах Дніпра і пониззя р. Дунай. Встановлено, що найбільш високі концентрації хлорофілу а фітопланктону в дніпровських водосховищах у літній сезон спостерігаються в діапазоні температур 20–24 °С, у р. Дунай – 20–24,5 °С.

Ключові слова: хлорофіл а, температура, фітопланктон

A.V. Kureyshevich, V.A. Medved
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE RELATIONSHIP BETWEEN CHLOROPHYLL A CONTENT AND TEMPERATURE IN THE DNIEPER RESERVOIRS AND THE DANUBE RIVER

On the basis of the long-term observations the relationship between chlorophyll a content and water temperature in the Dnieper reservoirs and the lower reaches of Danube River was investigated. It is established that the highest concentrations of chlorophyll a in plankton of the Dnieper reservoirs in a summer season are observed in the range of temperatures of 20–24 °C, the Danube River – 20–24,5 °C.

Keywords: chlorophyll a, temperature, phytoplankton

УДК 551.468.4

Д.В. КУШНІР, Ю.С. ТУЧКОВЕНКО
Одеський державний екологічний університет
вул. Львівська, 15, Одеса, 65016, Україна

МОДЕЛЮВАННЯ ВПЛИВУ ВОДООБМІНУ З МОРЕМ НА МІНЛИВІСТЬ ГІДРОЛОГІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ

Приведені результати моделювання мінливості гідрологічних характеристик Тилігульського лиману за різних умов водообміну з морем з використанням гідротермодинамічної моделі Delft3D-FLOW. Оцінено вплив морфометричних характеристик з'єднувального каналу «лиман-море» на інтенсивність водообміну лиману з морем, мінливість рівня та солоності води в лимані за різних умов функціонування каналу.

Ключові слова: Північно-Західне Причорномор'я, Тилігульський лиман, моделювання

Тилігульський лиман (46° 39,3′ – 47° 05,3′ пн.ш., 30°57,3′ – 31°12,7′ сх.д.) розташований на кордоні Одеської та Миколаївської областей. Нині його довжина становить 52 км, ширина змінюється на окремих ділянках від 0,2 до 5,4 км. Південна та центральна частини лиману є улоговинами з переважаючими глибинами в діапазоні 10-16 м, розділені мілководною перемичкою (рис. 1). Північна частина лиману, в яку впадає р. Тилігул, мілководна, з глибинами менше 4 м. Південна частина лиману з'єднується з морем штучним каналом довжиною 3,3 км, який функціонує 3-4 місяці на рік. Глибина каналу на окремих ділянках не перевищує 0,25 м при відмітці рівня моря мінус 0,4 м БС (метрів Балтійської системи), а ширина становить 25-30 м.

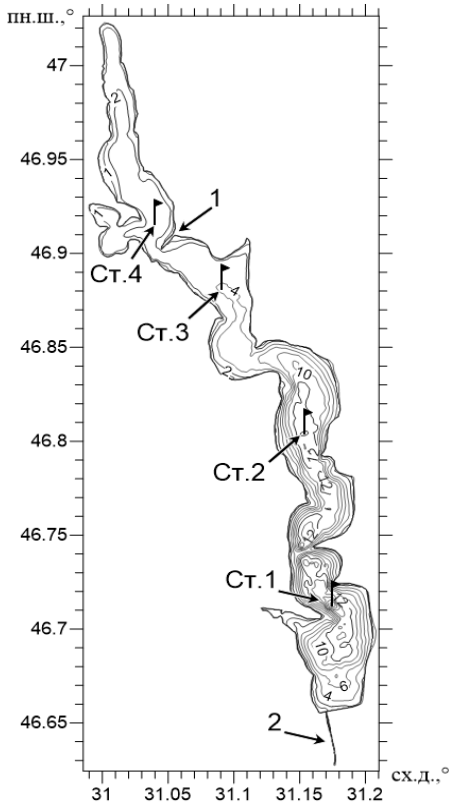


Рис. 1. Батиметрична карта Тилігульського лиману (глибини відповідають відмітці рівня моря мінус 0,4 м БС) та розташування точок аналізу результатів; 1 - Калинівська коса;
2 - з'єднувальний канал «лиман-море»

Нині в результаті кліматичних змін та антропогенної діяльності на водозбірному басейні Тилігульського лиману суттєво зменшився поверхневий приплив прісних вод до лиману, наслідком чого стало його осолонення та періодичне обміління. Більшість фахівців та

користувачів природними ресурсами Тилігульського лиману вважають, що для стабілізації гідроекологічного режиму лиману необхідно забезпечити стабільний водообмін з морем через штучний з'єднувальний канал у разі науково обґрунтованого регламенту його функціонування. Тому актуальною задачею є оцінка впливу морфометричних характеристик каналу «лиман-море» на інтенсивність водообміну з морем та проникнення морських вод в лиман, а також оцінки мінливості рівня і солоності води в лимані за різних умов функціонування каналу.

Матеріал і методи досліджень

При вирішенні вказаної задачі використовувалась гідродинамічна модель Delft3D-FLOW [3, 4]. Для проведення модельних розрахунків акваторія лиману (включно зі з'єднувальним каналом) покривалась горизонтальною криволінійною розрахунковою сіткою, що складалась з 314×53 розрахункових осередків, розміри яких плавно змінювались в межах 33-450 м вздовж повздовжньої осі лиману та 27-330 м – у поперечному напрямку. По вертикалі застосовувались 43 розрахункових рівня з перемінною товщиною шарів (від 0,2 до 1 м), реалізовані в прямолінійній Z-системі координат. Розрахунки проводились для метеорологічних умов типового для кліматичного періоду 2011-2041 рр. року, визначеного за найбільш вірогідним для регіону кліматичним сценарієм з бази даних ENSEMBLES (модель REMO Інституту метеорології ім. Макса Планка, м. Гамбург) [1, 2]. У якості вхідних даних для моделювання використовувались середньодобові значення температури, відносної вологості повітря, швидкості та напряму вітру, балу загальної хмарності, атмосферних опадів. Середньомісячні витрати (побутовий стік) річок Тилігул, Царега, Балайчук, Хуторська, які живлять лиман, задавались на підставі даних розрахунків проф. Н.С. Лободи з використанням моделі «клімат-стік» для середнього за водністю року періоду 2001-2040 рр., згідно обраного кліматичного сценарію [1].

Для завдання коливань рівня моря на відкритій морський границі каналу використовувались осереднені за 2001-2012 рр. середньомісячні значення відміток рівня моря за даними спостережень гідрометеорологічної станції «порт Южний». Щоденні значення відміток рівня визначались інтерполяцією середньомісячних значень, до яких додавались відхилення рівня викликані вітровою дією. Випаровування з водної поверхні розраховувалось в самій моделі.

Моделювання виконувалось для наступних варіантів водообміну з морем через з'єднувальний канал «лиман-море»:

- варіант в1 (сучасний): канал відкритий у квітні-липні, глибина з'єднувального каналу 0,25-1,3 м (при відмітці рівня води мінус 0,4 м БС);
- варіант в2: канал відкритий у квітні-липні, глибина з'єднувального каналу 1,6 м (при відмітці рівня води мінус 0,4 м БС);
- варіант в3: канал відкритий весь рік, глибина з'єднувального каналу 1,6 м (при відмітці рівня води мінус 0,4 м БС).

Ширина з'єднувального каналу покладалася незмінною та рівною 30 м, оскільки фахівці вважають поширення каналу малоймовірним через проблеми землевідводу та наявність автомобільного мосту через канал.

Результати досліджень та їх обговорення

Результати модельних розрахунків мінливості рівня води в лимані, витрат води через з'єднувальний канал наведені на рис. 2, 3. Аналіз результатів розрахунків, отриманих з використанням гідродинамічної моделі Delft3D-FLOW, показав, що при сучасній глибині з'єднувального каналу надходження морських вод через канал «лиман-море» протягом квітня-липня недостатньо для компенсації дефіциту прісного балансу лиману. Відмітка рівня води в лимані, яка формується наприкінці року, нижча ніж вихідна (рис. 2а).

Якщо при сучасній глибині з'єднувального каналу водообмін з морем, як правило, спрямований з моря в лиман (рис. 2а), то при поглибленні каналу, після періоду початкового наповнення лиману, відбувається інтенсивний різноспрямований водообмін (рис. 3 б,в), що буде сприяти виведенню з лиману накопичених запасів солей. Отже, поглиблення з'єднувального каналу до 1,6 м (при відмітці рівня води мінус 0,4 м БС) дозволить

стабілізувати річний цикл коливань рівня води в лимані (рис. 2б) у середній за водністю рік та сприятиме загальному зниженню солоності води (рис. 4). Наповнення лиману до рівня моря після відкриття каналу відбуватиметься протягом одного місяця.

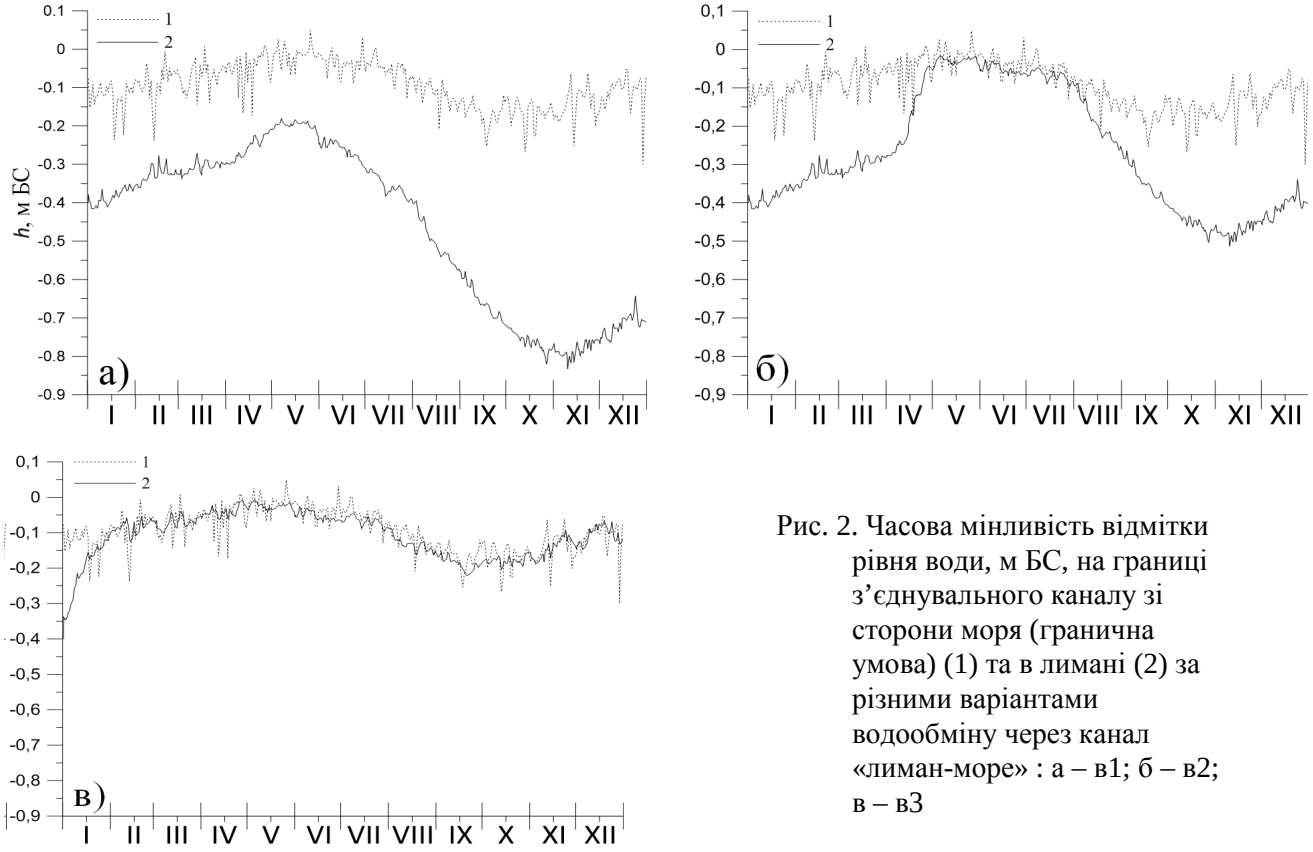


Рис. 2. Часова мінливість відмітки рівня води, м БС, на границі з'єднувального каналу зі сторони моря (гранична умова) (1) та в лимані (2) за різними варіантами водообміну через канал «лиман-море» : а – в1; б – в2; в – в3

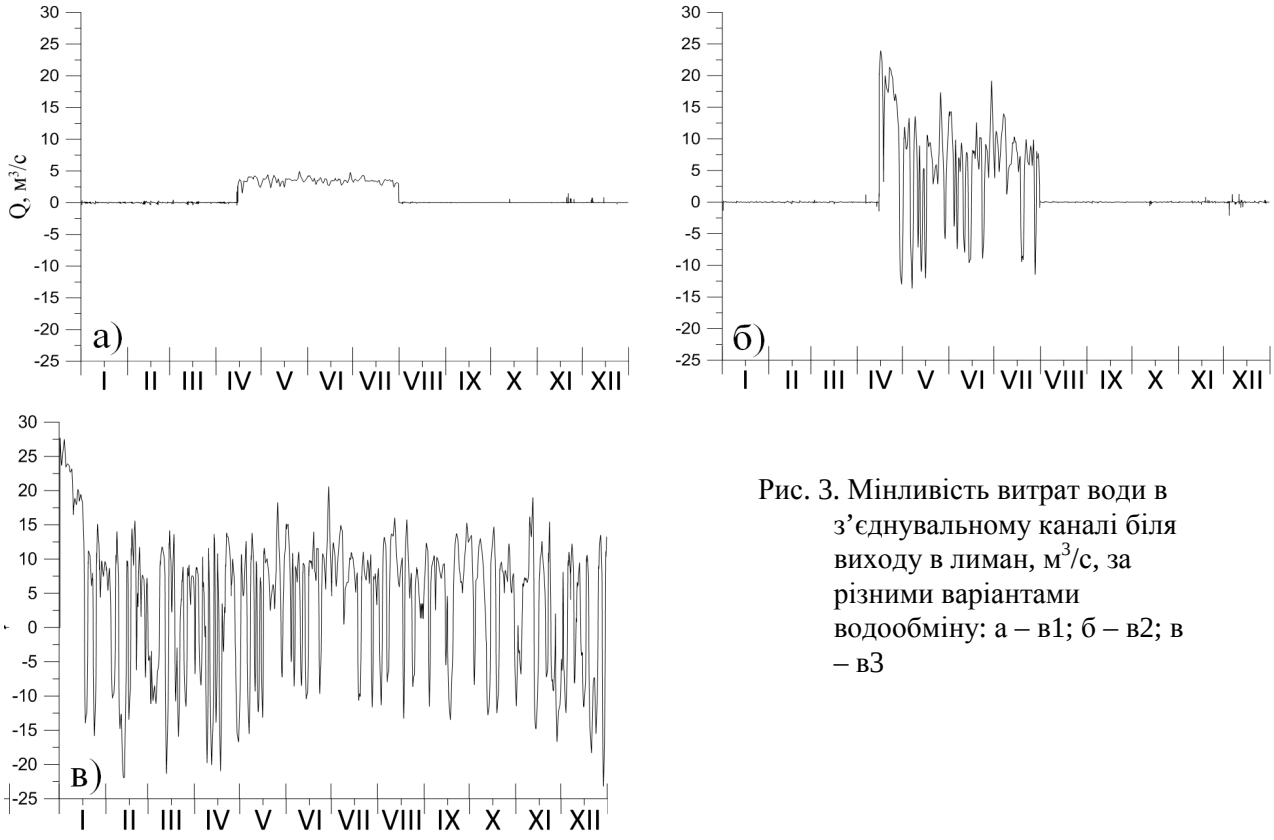


Рис. 3. Мінливість витрат води в з'єднувальному каналі біля виходу в лиман, $м^3/с$, за різними варіантами водообміну: а – в1; б – в2; в – в3

Забезпечення безперервної протягом року роботи каналу дозволить зменшити річну амплітуду коливань рівня води в лимані при більш високій середньорічній відмітці рівня (рис. 2в), а також сприятиме зменшенню солоності води на більшості акваторії лиману, окрім ділянки, розташованої північніше Калинівської коси (рис. 4). В умовах побутового стоку ця найбільш північна ділянка лиману є джерелом його засолення.

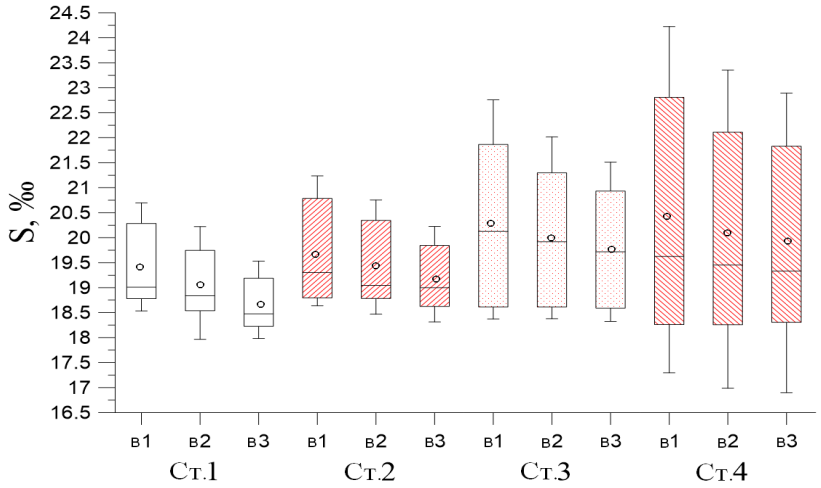


Рис. 4. Характеристики просторово-часової мінливості солоності води, ‰, у приповерхневому 5-метровому шарі в різних частинах Тилігульського лиману (точки Ст.1-4), отримані при моделюванні за різними варіантами водообміну з морем. Приведені мінімальні, максимальні, медіанні і середні (точки) значення, а також значення 25% та 75% квантілей

Висновки

Результати моделювання з використанням гідродинамічної моделі Delft3D-FLOW свідчать, що для зменшення темпів росту солоності та стабілізації рівня води в Тилігульському лимані необхідно, як мінімум, поглибити з'єднувальний канал «лиман-море» та, як максимум, забезпечити безперервне протягом року його функціонування.

1. *Водні* ресурси та гідроекологічний стан Тилігульського лиману: монографія / [Тучковенко Ю. С., Лобода Н. С., Гриб О. М. та ін.]; за ред. Ю. С. Тучковенко, Н. С. Лободи. – Одеса: ТЕС, 2014. – 277 с.
2. *Delft3D-FLOW*, вихідний код [Електронний ресурс]: Спільнота користувачів відкритого програмного забезпечення Delft3D. – Deltares, 2014. – Режим доступу: URL: http://oss.deltares.nl/web/delft3d/
3. *Delft3D-FLOW* – Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments: User Manual, version 3.15. Deltares systems. – Delft (Netherlands), 2013. – 702 p.
4. *Evaluation* of climate scenarios for the lagoons / [V. Wörner, C. Hesse, A. Stefanova, V. Krysanova]. – Potsdam: PIK, 2012. – 40 p.

Д.В. Кушнир, Ю.С. Тучковенко
Одесский государственный экологический университет, Украина

МОДЕЛИРОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ ВОДООБМЕНА С МОРЕМ НА ИЗМЕНЧИВОСТЬ ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК ТИЛИГУЛЬСКОГО ЛИМАНА

Приведены результаты моделирования изменчивости гидрологических характеристик Тилигульского лимана при разных условиях водообмена с морем с использованием гидротермодинамической модели Delft3D-FLOW. Оценено влияние морфометрических характеристик соединительного канала «лиман-море» на интенсивность водообмена лимана с морем, изменчивость уровня и солености воды в лимане при различных условиях функционирования канала.

Ключевые слова: Северо-Западное Причерноморье, Тилигульский лиман, моделирование

D. Kushnir, Yu. Tuchkovenko
Odesa State Environmental University, Ukraine

MODELLING OF THE INFLUENCE OF WATER EXCHANGE WITH SEA ON VARIABILITY OF THE HYDROLOGICAL CHARACTERISTICS OF THE TYLIGULSKYI ESTUARY

The results of the modeling of variability of hydrological characteristics of the Tyligulskyi estuary under different conditions of water exchange with the sea using hydrothermodynamic model Delft3D-FLOW are shown. An assessment of the influence of morphometric characteristics of the connecting channel «estuary-sea» on the intensity of the estuary water exchange with the sea and water level and salinity variability in the estuary under different operating conditions of the channel was made.

Keywords: North-Western Black Sea region, the Tyligulskyi estuary, modelling

УДК 595.324-113.311:57.082.2

О.В. КУШНІРИК, О.І. ХУДИЙ

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича
вул. Коцюбинського, 2, Чернівці, 58012, Україна

АМІНОКИСЛОТНИЙ СКЛАД *SIMOCEPHALUS VETULUS* (MULLER) ЗА УМОВ ВИКОРИСТАННЯ РІЗНИХ ВИДІВ ДРІЖДЖІВ ЯК КОРМОВИХ СУБСТРАТІВ

Досліджено амінокислотний склад *Simocephalus vetulus* за умов використання різних видів дріжджів (*Saccharomyces cerevisiae* та *Rhodotorula glutinis*) як кормових субстратів. Показано, що використання *R. glutinis* супроводжується підвищенням вмісту загальних протеїнів у досліджуваних організмів. Заміна дріжджів *S. cerevisiae* на *R. glutinis* у процесі культивування *S. vetulus* призводить до значної зміни співвідношення вмісту протеїногенних амінокислот досліджуваних ракоподібних. Зокрема, істотно підвищується частка метіоніну, гістидину та аргініну. Застосування каротинсинтезуючих дріжджів сприяє встановленню у культивованому в якості живого корму зоопланктоні оптимального для риб співвідношення замінних та незамінних амінокислот.

Ключові слова: амінокислоти, культивування, зоопланктон, дріжджі

Підвищення ефективності використання живих кормів як стартових для личинок риб можливе за рахунок залучення технологій оптимізації їх нутрієнтного складу. Аліментарна цінність живого корму залежить не тільки від генетично детермінованих властивостей виду, а й може бути скорегована шляхом застосування різних типів кормових субстратів. Традиційним кормовим об'єктом для культивування планктонних ракоподібних, які часто слугують стартовим кормом для личинок риб, є дріжджі *Saccharomyces cerevisiae*. Однак питання пошуку ефективніших кормових субстратів залишається досі відкритим. З огляду на вагому роль каротиноїдів у початкових етапах постембріонального розвитку риб [4] як альтернативного об'єкту для годівлі культури зоопланктону був обраний вид дріжджів *Rhodotorula glutinis*, здатний до каротиногенезу.

Для організму риб у період інтенсивного росту одним із лімітуючих факторів виживаності та подальшого нормального розвитку є збалансованість корму, включно за амінокислотним складом.

Метою дослідження було встановити амінокислотний склад *S. vetulus* як живого корму для ранньої молоді риб при заміні традиційного харчового субстрату – дріжджів *S. cerevisiae* – на каротинсинтезуючі дріжджі *R. glutinis*.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили на культурі *S. vetulus* (Cladocera). Культивування дафній здійснювали згідно загальноприйнятої методики [1] на середовищі ADaM [5] у ємностях об'ємом 0,5 дм^3 за 16-годинного фотоперіоду та температури 22±1 °С в умовах кліматичної кімнати.

В якості харчового субстрату для зоопланктону використовували водні суспензії двох видів дріжджів (*S. cerevisiae* та *R. glutinis*), стандартизовані за кількістю клітин 24×10^6 на 1 дм^3 культиваційного середовища. Підрахунок кількості клітин здійснювали з використанням камери Горяєва під бінокулярним мікроскопом MicroMed XS-3300. Попередньо проведеними дослідженнями була визначена оптимальна тривалість пасажування, що становила 28 діб, з інтервалом внесення суспензії дріжджів 56 годин.

Дріжджі культивували на рідкому живильному середовищі глибинним способом. Культивування посівного матеріалу тривало 48 годин, а основна ферментація – 5 діб при t = 28ºС на шейкері ЛАБ–ПУ–01 (160 об./хв).

Вміст загальних протеїнів оцінювали за методом Лоурі [6] та обраховували на 1 г сухої речовини. Загальний амінокислотний склад визначали методом іонообмінної рідинно-колонної хроматографії на автоматичному аналізаторі амінокислот Т 339 (Прага, Чехія). Для реєстрації амінокислот у елюатах використовували метод детекції нінгідрином [2]. Вміст окремих амінокислот виражали у відсотках від їх сумарної маси та в міліграмах на 1 г сухої речовини досліджуваних організмів. Визначення триптофану не проводили. Вираження вмісту аспарагіну та глутаміну здійснювали сукупно з аспарагіновою кислотою та глутаміновою кислотою, відповідно.

Результати досліджень та їх обговорення

Результати попередньо проведених нами досліджень показали, що заміна традиційних кормових дріжджів *S. cerevisiae* на каротинсинтезуючі дріжджі *R. glutinis* при культивуванні гіллястовусих ракоподібних *S. vetulus* сприяє підвищенню вмісту основних нутрієнтів та накопиченню каротиноїдів, не знижуючи при цьому динаміку наростання культури [3]. Так, зокрема, встановлено підвищення вмісту загальних протеїнів у досліді з використанням *R. glutinis* (рисунок).

Заміна дріжджів *S. cerevisiae* на каротинсинтезуючі у процесі культивування *S. vetulus* призводить до значної зміни співвідношення вмісту протеїногенних амінокислот досліджуваних ракоподібних. Зокрема, істотно підвищується частка метіоніну, гістидину та аргініну (табл.).

Відомо, що дріжджова біомаса *S. cerevisiae* характеризується низьким вмістом метіоніну та гістидину [4], що і пояснює низький рівень вказаних амінокислот у вирощуваних на *S. cerevisiae* організмів (табл.).

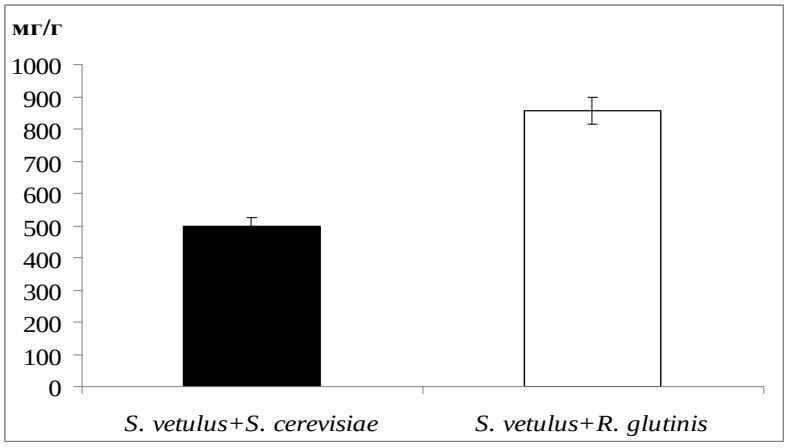


Рис. Вміст загальних протеїнів (мг/г сухої речовини) у *S. vetulus* при застосуванні різних кормових субстратів

Як відомо, метіонін разом з серином в організмі риб бере участь в утворенні цистеїну, компенсуючи тим самим дефіцит останнього [7]. Нестача сукупного вмісту метіоніну та цистеїну призводить до зниження загальної життєздатності риб [4].

Таблиця

Амінокислотний склад (%) *S. vetulus* при використанні різних видів дріжджів

Амінокислота	***S. vetulus* + *S.cerevisiae***	***S. vetulus* + *R. glutinis***
Lys	9,46	9,67
His	1,52	3,39
Arg	4,38	7,06
Asp+Asn	9,70	7,68
Thr	6,29	4,74
Ser	6,13	5,15
Glu+Gln	14,73	17,93
Pro	1,45	2,64
Gly	6,67	5,48
Ala	6,77	6,50
Cys2	5,81	1,06
Val	5,51	3,63
Met	0,62	4,06
Ile	3,50	3,89
Leu	7,82	9,44
Tyr	4,45	4,33
Phe	5,22	3,33

Вигодовування зоопланктону каротинсинтезуючими дріжджами супроводжується збільшенням рівня не лише метіоніну, а й гістидину та аргініну. Цих двох незамінних амінокислот організм риб особливо потребує у період активного росту [4]. Відповідно, застосування збагачених даними амінокислотами живих кормів забезпечує високий темп ростових процесів у молоді риб.

Зменшення частки фенілаланіну, треоніну, валіну та інших амінокислот не знижує поживної цінності вигодуваних родоторулою ракоподібних. Це пов’язано із зростанням абсолютного вмісту всіх амінокислот на фоні збільшеного рівня накопичення білка (рис.). Ефективність використання живих кормів при годівлі личинок риб залежить від збалансованості їх амінокислотного складу. Зокрема, вміст замінних амінокислот у кормах повинен становити не більше 33–50% від їх загальної маси [4]. Отримані нами результати показали, що даний показник у *S. vetulus*, вирощених на *S. cerevisiae*, не відповідає вказаним вимогам, тоді як застосування *R. glutinis* дозволяє вирівняти співвідношення замінних та незамінних амінокислот у культивованому зоопланктоні до оптимального значення.

Висновки

1. Використання *R. glutinis* як кормового субстрату при культивуванні *S. vetulus* супроводжується підвищенням вмісту загальних протеїнів у досліджуваних організмах. Встановлено зростання масової частки метіоніну, гістидину та аргініну.
2. Застосування каротинсинтезуючих дріжджів сприяє встановленню у культивованому в якості живого корму зоопланктоні оптимального для риб співвідношення замінних та незамінних амінокислот.

1. *Биотехнология* культивирования гидробионтов / В. Д. Романенко, Ю. Г. Крот, Л. А. Сиренко, В. Д. Соломатина. – К.: Институт гидробиологии НАН Украины, 1999. – 243 с.
2. *Козаренко Т. Д.* Ионообменная хроматография аминокислот / Т. Д. Козаренко. – Новосибирск: Наука, 1975. – 134 с.
3. *Кушнірик О. В.* Застосування каротинсинтезуючих дріжджів *Rhodotorula glutinis* для культивування *Simocephalus vetulus* (Müller, 1776) у лабораторних умовах / О. В. Кушнірик, М. М. Марченко, О. І. Худий [та ін.] // Біологічні системи. – 2014. – Т. 6., вип. 1. – С. 25–30.

4. *Остроумова И. Н.* Биологические основы кормления рыб / И. Н. Остроумова. – СПб.: Государственный научно-исследовательский институт озерного и речного хозяйства, 2012. – 564 с.
5. *Kluttgen B.* ADaM, an artificial fresh water for the culture of zooplankton / B. Kluttgen, U. Dulmer, M. Engels et al. // Wat. Res. – 1994. – Vol. 28, №. 3. – P. 743–746.
6. *Lowry O. H.* Protein measurement with the Folin phenol reagent / O. H. Lowry, N. J. Rosebrough, A. L. Farr, R. J. Randall // J. Biol. Chem.– 1951. – Vol. 193. – P. 265–275.
7. *Walton M. J.* Methionine metabolism in rainbow trout fed diets of differing methionine and cystine content / M. J. Walton, C. B. Cowey, J. W. Adron // J. Nutr. – 1982. – Vol. 112. – P. 1525–1535.

О.В. Кушнирык, А.И. Худый
Черновицкий национальный университет имени Юрия Федьковича, Украина

АМИНОКИСЛОТНЫЙ СОСТАВ *SIMOCEPHALUS VETULUS* (MULLER) ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ РАЗЛИЧНЫХ ВИДОВ ДРОЖЖЕЙ В КАЧЕСТВЕ КОРМОВЫХ СУБСТРАТОВ

Исследован аминокислотный состав *S. vetulus* при использовании в качестве кормовых субстратов различных видов дрожжей (*Saccharomyces cerevisiae* и *Rhodotorula glutinis*). Показано, что использование *R. glutinis* сопровождается повышением у исследуемых организмов содержания общих протеинов. Замена дрожжей *S. cerevisiae* на *R. glutinis* в процессе культивирования *S. vetulus* приводит к значительному изменению соотношения содержания протеиногенных аминокислот. В частности, существенно повышается доля метионина, гистидина и аргинина. Применение дрожжей способствует установлению в культивируемом в качестве живого корма зоопланктоне оптимального для рыб соотношения заменимых и незаменимых аминокислот.

Ключевые слова: аминокислоты, культивирование, зоопланктон, дрожжи

O. Kushniryk, O. Khudyi
Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University, Ukraine

THE AMINO ACID COMPOSITION OF SIMOCEPHALUS VETULUS (MULLER) UNDER CONDITIONS OF USING THE DIFFERENT TYPES OF YEAST AS A FOOD SUBSTRATES

The aminoacid composition of *S. vetulus* when using the different species of yeast (*Saccharomyces cerevisiae* & *Rhodotorula glutinis*) as food substrates was investigated. An increasing of total protein content in the experiment with usage of carotenogenic yeast *R. glutinis* was found. While feeding crustaceans with *R. glutinis* the greatly increased content of amino acids such as arginine, methionine and histidine was observed. The application of carotenigenic yeast provides the formation of balanced amino acid composition of the live feed at the ratio of the content of essential and non-essential aminoacids.

Keywords: aminoacids, cultivation, zooplankton, yeast

УДК 581.526.323(574.63:584.5)(285.3)(285.33)

Д.П. ЛАРІОНОВА, О.А. ДАВИДОВ

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ТРОФО-САПРОБІОЛОГІЧНИЙ СТАТУС РУСЛОВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ПРИДАТКОВОЇ МЕРЕЖІ РІЧКОВОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ЗА БІОМАСОЮ МІКРОФІТОБЕНТОСУ

Визначено трофо-сапробіологічний статус руслових водних об'єктів придаткової мережі річкової частини Канівського водосховища за біомасою мікрофітобентосу. Встановлено, що посилення антропогенного впливу у водних об'єктах призводить до зменшення рівня максимальних величин біомаси мікрофітобентосу, викликаючи зміну їх трофо-сапробіологічного статусу.

Ключові слова: мікрофітобентос, біомаса, трофо-сапробіологічний статус, водні об'єкти річкової частини Канівського водосховища

Водні об'єкти придаткової мережі річкової частини Канівського водосховища різною мірою зазнають багатофакторного антропогенного впливу в результаті забруднення розсіяним поверхневим стоком з території м. Києва та з точкових джерел, інтенсивного рекреаційного використання, а також нерівномірного гідрологічного режиму, обумовленого піковими попусками Київської ГЕС [2, 6, 7].

Мікрофітобентос досить чутливий до зміни абіотичних та біотичних чинників середовища та достатньо чітко реагує на різні види антропогенного впливу [3, 5], що дозволяє ефективно використовувати його в процесі санітарно-гідробіологічних досліджень, зокрема, при визначенні трофо-сапробіологічного статусу водних об'єктів [2, 4, 7].

Розроблені дев'ятирозрядні шкали кількісних показників мікрофітобентосу (за чисельністю, біомасою) дозволяють визначити трофо-сапробіологічний статус відповідних водних об'єктів [1, 3, 4].

Найбільш адекватним з кількісних критеріїв є біомаса мікрофітобентосу (особливо рівень її максимальних величин), яка достатньою мірою пов'язана з трофністю [3].

Тому, встановлення максимальних величин біомаси мікрофітобентосу у певний відрізок вегетаційного сезону і визначення за ними трофо-сапробіологічного статусу водних об'єктів є актуальним завданням.

До теперішнього часу трофо-сапробіологічний статус багатьох водних об'єктів придаткової мережі річкової частини Канівського водосховища за мікрофітобентосом залишався невизначеним.

Метою роботи є встановлення трофо-сапробіологічного статусу руслових водних об'єктів придаткової мережі річкової частини Канівського водосховища за біомасою мікрофітобентосу.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом послужили результати досліджень мікрофітобентосу руслових водних об'єктів придаткової мережі річкової частини Канівського водосховища – Десенки (стариці р. Десна) та Русанівської протоки у літній період 2011 – 2014 рр. Проби відбирали на чотирьох станціях: на Десенці – у її вершині та кінцевій ділянці, на Русанівській протоці – вище входу та нижче виходу Русанівського каналу.

Проби мікрофітобентосу відбирали мікробентометром МБ-ТЕ (загальна площа відбору 40 см^2) по вертикальному профілю дна від урізу води до глибини 3,0 м, а також на глибині 6,0 м у трьох повторностях на кожному горизонті. Підрахунок проводили на лічильній пластині у краплі об'ємом 0,1 см^3, відібраній штемпель-піпеткою. Біомасу водоростей визначали

методом геометричної подібності. Для ідентифікації діатомових водоростей виготовляли препарати з використанням спеціальних середовищ.

Трофо-сапробіологічний статус встановлювали за апробованою для мікрофітобентосу шкалою [1, 3, 4, 6], використовуючи максимальні величини біомаси мікрофітобентосу, зареєстровані у пунктах відбору проб.

Результати досліджень та їх обговорення

Дослідження, проведені на водних об'єктах придаткової мережі річкової частини Канівського водосховища показали, що в літній період рівень максимальних величин біомаси мікрофітобентосу відрізняється як між окремими водними об'єктами, так і в межах кожного з них.

Найбільшими максимальними величинами біомаси мікрофітобентосу характеризувалась вершина Десенки, що знаходиться в зеленій рекреаційній зоні м. Києва.

Внаслідок слабкої проточності та незначного антропогенного забруднення умови для розвитку мікрофітобентосу були найбільш сприятливими. Діапазон коливань величин показників біомаси мікрофітобентосу на різних глибинах складав від 0,055 до 0,285 мг/10 см², досягаючи максимальних значень на глибині 1,0 м.

Зміна умов проточності у кінцевій частині Десенки, посилення течії до помірної, збільшення антропогенного забруднення розсіяним поверхневим стоком з розташованих поблизу численних садово-дачних ділянок призвело до зниження рівня максимальних величин показників біомаси мікрофітобентосу. Діапазон коливань величин показників біомаси мікрофітобентосу на різних глибинах складав від 0,018 до 0,216 мг/10 см². Як і у вершині Десенки, максимальні величини показників біомаси мікрофітобентосу відмічені на глибині 1,0 м.

Таким чином, в цілому, за максимальними величинами біомаси мікрофітобентосу Десенка характеризується як мезотрофний водний об'єкт з деяким зміщенням до розряду мезо-евтрофний; сапробність коливається в межах олігосапробної – β-мезосапробної зон.

Заслуговує умаси той факт, що за минуле десятиріччя трофо-сапробіологічний статус Десенки, який був визначений за максимальними величинами біомаси мікрофітобентосу, не змінився, що свідчить про стабілізацію її екосистеми [3].

Русанівська протока, яка має тісний гідрологічний зв'язок з розташованою вище Десенкою, вирізняється швидкістю течії, що характеризується, особливо у період високих об'ємів попусків Київської ГЕС, як сильна.

Межуючи з густонаселеними житловими масивами міста, Русанівська протока зазнає сильного антропогенного впливу, особливо у нижній частині, куди потрапляє з Русанівського каналу акумульоване забруднення розсіяним та точковим стоком з прилеглих урбанізованих територій.

За таких умов у Русанівській протоці реєструється суттєве зниження рівня максимальних величин біомаси мікрофітобентосу. У пункті, розташованому вище входу у Русанівський канал**,** діапазон коливань величин показників біомаси мікрофітобентосу на різних глибинах складав від 0,012 до 0,134 мг/10 см², досягаючи максимальних значень на глибині 1,0 м.

У нижній частині Русанівської протоки в умовах сильного антропогенного забруднення діапазон коливань величин показників біомаси мікрофітобентосу на різних глибинах складав від 0,027 до 0,101 мг/10 см², тобто максимальні величини показників біомаси мікрофітобентосу, приурочені до глибини 1,0 м, були меншими за аналогічні у Десенці у 2,1-2,8 та в 1,3 рази, ніж на розташованій вище ділянці протоки.

За максимальними величинами біомаси мікрофітобентосу Русанівська протока на різних ділянках характеризується як оліготрофний та мезотрофний водний об'єкт з тенденцією зміщення від оліготрофного до мезотрофного розряду; сапробність відповідає олігосапробній зоні.

Отже, у літній період у водних об'єктах придаткової мережі річкової частини Канівського водосховища максимальні величини біомаси мікрофітобентосу відмічені на глибині 1,0 м. Отримані результати мають практичне значення для планування та проведення

гідроекологічного моніторингу з метою встановлення трофо-сапробіологічного статусу руслових водних об'єктів придаткової мережі річкової частини Канівського водосховища.

Висновки

Встановлено, що водні об'єкти придаткової мережі річкової частини Канівського водосховища за трофо-сапробіологічним статусом відрізняються. Десенка за максимальними величинами біомаси мікрофітобентосу характеризується як мезотрофний водний об'єкт з деяким зміщенням до розряду мезо-евтрофний; сапробність коливається в межах олігосапробної – β-мезосапробної зон. Русанівська протока характеризується на різних ділянках як оліготрофний та мезотрофний водний об'єкт з тенденцією зміщення від оліготрофного до мезотрофного розряду; сапробність відповідає олігосапробній зоні.

Посилення антропогенного впливу у водних об'єктах, що досліджувались, призводить до зменшення рівня максимальних величин біомаси мікрофітобентосу, викликаючи зміну їх трофо-сапробіологічного статусу.

1. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод/ Арсан О. М., Давидов О. А., Дьяченко Т. М. [та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – НАН України, Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
2. *Оксиюк О. П.* Донная растительность речного участка Каневского водохранилища / О. П. Оксиюк, О. А. Давыдов, Т. Н. Дьяченко, Г. В. Меленчук, О. С. Таращук. – К.: Институт гидробиологии НАНУ, 2005. – 40 с.
3. *Оксиюк О. П.* Оценка экологического состояния водных объектов по микрофитобентосу / О. П. Оксиюк, О. А.Давыдов. – К.: Институт гидробиологии НАНУ, 2006. – 32 с.
4. *Оксиюк О. П.* Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. Бентос, перифитон и зоофитос / О. П. Оксиюк, Л. Н. Зимбалевская, А. А. Протасов и др. // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, № 4. – С. 31–35.
5. *Оксиюк О. П.* Микрофитобентос как биоиндикатор состояния водных экосистем / О.П. Оксиюк, О.А. Давыдов, Ю.И. Карпезо // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, № 5. – С. 75–89.
6. *Оксиюк О. П.* Санитарно-гидробиологическая характеристика водных экосистем по микрофитобентосу / О. П. Оксиюк, О. А. Давыдов // Гидробиол. журн. – 2011. – Т. 47, № 4. – С. 66–79.
7. *Оксиюк О. П.* Санитарная гидробиология в современный период. Основные положения, методология, задачи / О. П. Оксиюк, О. А. Давыдов // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, № 6. – С. 50–65.

Д.П. Ларионова, О.А. Давыдов
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ТРОФО-САПРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ СТАТУС РУСЛОВЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ПРИДАТОЧНОЙ СЕТИ РЕЧНОЙ ЧАСТИ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО БИОМАССЕ МИКРОФИТОБЕНТОСА

Определен трофо-сапробиологический статус русловых водных объектов придаточной сети речной части Каневского водохранилища по биомассе микрофитобентоса. Установлено, что усиление антропогенного влияния на водные объекты приводит к уменьшению уровня максимальних величин биомассы микрофитобентоса, вызывая изменение их трофо-сапробиологического статуса.

Ключевые слова: микрофитобентос, биомасса, трофо-сапробиологический статус, водные объекты речной части Каневского водохранилища

D.P. Larionova, O.A. Davydov
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

TROPHIC-SAPROBIOLOGICAL STATUS OF STREAM WATER BODIES OF SUPPLEMENTARY NET OF THE RIVER SECTION OF THE KANIV RESERVOIR BY MICROPHYTOBENTHOS BIOMASS

Trophic-saprobiological status of stream water bodies of supplementary net of the river section of the Kaniv reservoir was determined on the basis of microphytobenthos biomass. It was established that

growth of anthropogenic impact leads to decrease of maximal levels of microphytobenthos biomass and the change of their trophic-saprobiological status.

Keywords: microphytobenthos, biomass, tropho-saprobiological status, water bodies of the river section of the Kaniv reservoir

УДК 556.114:574.64(28)

П.М. ЛИННИК[1], В.А. ЖЕЖЕРЯ[1], Р.П. ЛИННИК[2]

[1]Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
[2]Київський національний університет імені Тараса Шевченка
вул. Володимирська, 64/13, Київ, 01601, Україна

РОЗЧИННІ ФОРМИ МЕТАЛІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ: БІОДОСТУПНІСТЬ ТА ПОТЕНЦІЙНА ТОКСИЧНІСТЬ[2]

З екологічних позицій обґрунтовано актуальність досліджень співвідношення потенційно токсичних і малотоксичних форм металів, хімічної природи комплексних сполук та їхнього молекулярно-масового розподілу у поверхневих водах. Зазначено, що результати таких досліджень – важливе підґрунтя для з'ясування шляхів міграції металів і їхнього розподілу між абіотичними компонентами водних екосистем.

Ключові слова: метали, форми знаходження, поверхневі води

Серед різноманітних речовин хімічного складу природних поверхневих вод важливе місце займають сполуки металів, що знаходяться, зазвичай, у мікрограмових або навіть менших концентраціях, проте істотним чином впливають на якість водного середовища та на розвиток і функціонування водяних організмів. Певна частина з них належить до групи важливих мікроелементів, інша – до типових елементів-токсикантів, хоча такий поділ не завжди виправдовує себе, оскільки ще й дотепер не повністю з'ясовано особливості біологічної дії окремих із них [1].

До важливих етапів дослідження екологічного стану поверхневих водних об'єктів належить вивчення стану металів (їхніх співіснуючих форм) у водному середовищі. Це зумовлено тим, що наявна інформація щодо загальної концентрації хімічних елементів вкрай обмежена і дає змогу оцінити лише рівень та просторово-часову динаміку забруднення водного об'єкта. На підставі такої інформації практично неможливо оцінити шляхи міграції й розподілу металів у водній екосистемі за дії чинників середовища, їхню біодоступність і потенційну токсичність для гідробіонтів, оскільки ці характерні особливості металів залежать значною мірою від їхніх форм знаходження у воді та донних відкладах. Загальновідомо, що найбільша токсичність властива так званим вільним (гідратованим) іонам металів, їхнім гідроксокомплексам та металоорганічним сполукам (продуктам метилування окремих із них) з характерною для них ліпофільністю [1, 4]. Зв'язування іонів металів внаслідок комплексоутворення або адсорбції на поверхні завислих речовин зумовлює істотне зниження їхньої хімічної та біологічної активності, а заодно й токсичної дії. Токсичність полівалентних хімічних елементів залежить від їхнього ступеня окиснення [1]. З огляду на викладене вище, визначення концентрації різних форм металів у водному середовищі та встановлення співвідношення між потенційно токсичною і малотоксичною формами набуває все більшої актуальності.

[2] За матеріалами багаторічних досліджень.

Матеріал і методи досліджень

Дослідженнями було охоплено поверхневі водні об'єкти, що знаходяться у різних фізико-географічних зонах України і відрізняються гідрологічним режимом та хімічним складом води. Для вивчення стану металів у досліджуваних об'єктах залучались сучасні методи пробопідготовки і вилучення окремих їхніх форм та детектування, зокрема мембранна фільтрація, двохстадійна обробка зависі (мокре спалювання та гідротермальна обробка), іонообмінна і гель-хроматографія, анодна інверсійна вольтамперометрія, каталітичні (хемілюмінесцентні) та фотометричні методи аналізу [1, 3–6].

Результати досліджень та їх обговорення

Вважається, що у розчиненому стані метали існують як низка співіснуючих форм, що залежить від прояву чинників та процесів, які відбуваються у природному водному середовищі. Вони знаходяться у вигляді вільних іонів, гідроксокомплексів, комплексних сполук з неорганічними та природними органічними лігандами різної хімічної природи і молекулярної маси, металоорганічних сполук, що утворюються в процесі метилування. Полівалентні метали залежно від Eh і pH та деяких інших умов середовища здатні знаходитися у різному ступені окиснення [1]. Водночас, саме в розчиненому стані вони характеризуються найбільшою біологічною активністю та істотним впливом на гідробіонтів. Часто виділяють так звану лабільну фракцію металів, до якої відносять гідратовані іони, гідроксокомплекси та слабко стійкі комплексні сполуки як з неорганічними, так і з органічними лігандами [1]. Ця форма металів вважається потенційно токсичною для гідробіоти. Пряме її визначення у воді можливе за умови використання лише окремих фізико-хімічних методів аналізу, зокрема каталітичних (хемілюмінесцентних) та анодної інверсійної вольтамперометрії, що відрізняються високою чутливістю та вибірковістю [1, 3, 4]. Методи атомно-абсорбційної спектроскопії та фотометричні придатні для визначення лише загальної концентрації металів у воді, а дослідження співіснуючих форм за їхньої участі можливе після спеціальної пробопідготовки, що передбачає розділення та вилучення окремих із них. Нижче (рис. 1) наведено результати прямого визначення частки лабільної фракції металів у воді з використанням хемілюмінесцентних методів і анодної інверсійної вольтамперометрії.

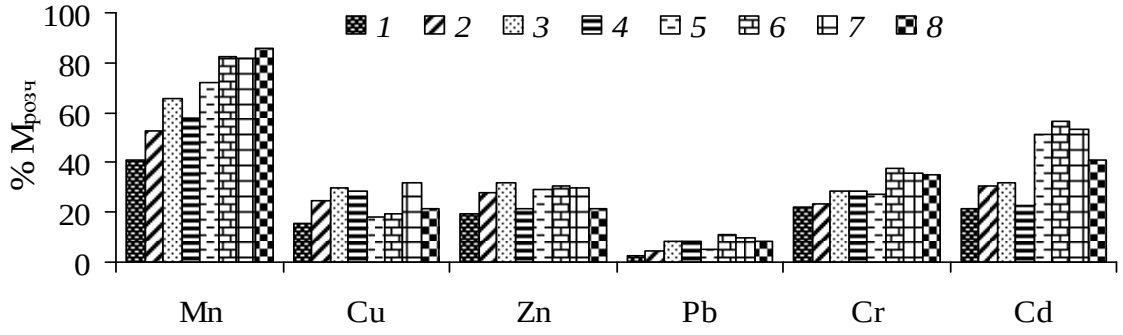


Рис. 1. Частка лабільної фракції металів у воді Київського (*1*), Кременчуцького (*2*), Запорізького (*3*) і Каховського (*4*) водосховищ, Дніпровсько-Бузького (*5*) і Дністровського (*6*) лиманів та гирлових ділянок Дністра (*7*) і Дунаю (*8*). $М_{розч}$ – концентрація розчиненої форми кожного з металів

Найменшою вона виявилася для Pb(II), Cu(II), Zn(II) і Cr(III), а найбільшою – для Cd(II) та Mn(II), що зумовлено властивостями самих металів. Так, іони Cd(II) і Mn(II) утворюють слабкі комплексні сполуки з природними органічними лігандами. Помітне їхнє зв'язування в комплекси, зокрема Mn(II), відбувається лише у водних об'єктах з високим вмістом гумусових речовин (ГР). У воді Київського водосховища і річок басейну Прип'яті, для яких характерні високі концентрації ГР, частка лабільної фракції Mn(II) не перевищує в середньому 40–42% $Mn_{розч}$ (див. рис. 1). Високий ступінь зв'язування в комплекси з природними органічними лігандами характерний для Al(III) і Fe(III), хоча у випадку прямого фотометричного їхнього детектування у фільтратах природної води певну частину цих металів було знайдено,

найвірогідніше, як слабкі комплекси, які, зазвичай, відносять до лабільної фракції. Водночас, у більшості випадків хемілюмінесцентне детектування Fe(III) у фільтрованій воді за відсутності деструкції розчинених органічних речовин (РОР) свідчить про відсутність вільних іонів Fe^{3+} і практично повне зв'язування феруму в комплекси.

Не менш важливе значення має проблема з'ясування розподілу металів між комплексними сполуками з РОР різної хімічної природи та молекулярної маси. Це зумовлено тим, що стійкість органічних комплексів металів істотно відрізняється залежно від того, з якими органічними лігандами вони зв'язані. У природних поверхневих водах першочергову роль у комплексоутворенні відіграють гумусові речовини (ГР) як найпоширеніша група РОР, що становить 50-80% $C_{орг}$ [1, 2, 4-6]. Серед інших груп РОР вони помітно стійкі до дії різних чинників середовища на відміну від вуглеводів і білковоподібних речовин (БПР). Тому саме ГР, зв'язуючи іони металів у комплекси, сприяють, з одного боку, їхній стабілізації в розчиненому стані та зростанню за рахунок цього міграційної рухливості. З іншого боку, вони істотним чином впливають на біодоступність металів для водяних організмів, яка залежить від величини молекулярної маси комплексних сполук. Високомолекулярні комплекси, як було вже доведено, не здатні проникати крізь клітинну мембрану.

Частка аніонних комплексів Al(III), Fe(III), Cu(II), Cr(III), Zn(II), Pb(II), Cd(II), Co(II), V(V) з ГР у поверхневих водах України становить відповідно 55,7-85,6% (в середньому 67,6% $Al_{розч}$), 23,5-82,5% (52,5% $Fe_{розч}$), 34,5-78,2% (62,3% $Cu_{розч}$), 41,6-58,5% (51,8% $Cr_{розч}$), 45,7-65,8% (57,9% $Zn_{розч}$), 57,5-74,0% (67,3% $Pb_{розч}$), 49,6-72,5% (54,6% $Cd_{розч}$), 50,8-77,6% (58,4% $Co_{розч}$), 61,0-66,0% $V_{розч}$ [1, 2, 5, 6]. Як приклад на рис. 2 наведено результати досліджень розподілу металів між аніонними, катіонними і нейтральними комплексами у деяких водних об'єктах.

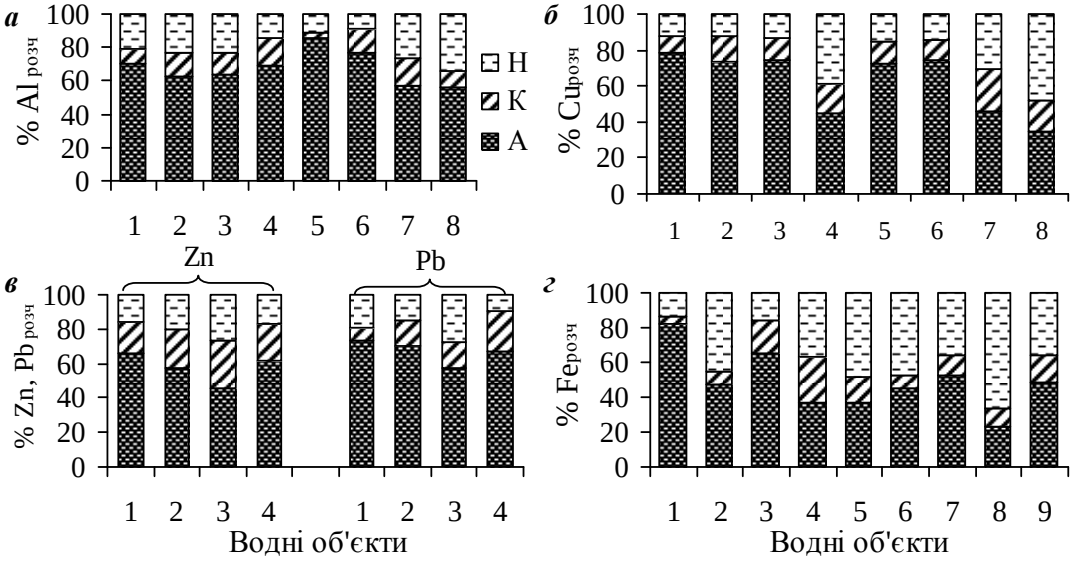


Рис. 2. Усереднені дані щодо розподілу розчинних алюмінію (*а*), купруму (*б*), цинку і плюмбуму (*в*) та феруму (*г*) між аніонними (А), катіонними (К) і нейтральними (Н) комплексними сполуками відповідно з ГР, БПР і вуглеводами. ***а, б***: водосховища Київське (1), Канівське (2), Запорізьке (3) і Сасицьке (4), річки Прип'ять (5), Ствига (6), Дунай (Кілійська дельта, 7) та оз. Тельбін (м. Київ, 8); ***в***: водосховища Київське (1) і Канівське (2), озера Вербне (3) і Тельбін (4), м. Київ; ***г***: водосховища Київське (1), Канівське (2), оз. Люцимир (3), р. Серет (4), Тернопільське водосховище (5), річки Гірський Тікич (6), Десна (7), Рось (8), Південний Буг (9).

Деяку частину металів виявлено також у складі нейтральних комплексних сполук з вуглеводами. Останнє характерне для тих водних об'єктів, де концентрація ГР порівняно невисока, а частка вуглеводів помітно зростає у загальному балансі РОР. Такий перерозподіл металів між органічними комплексними сполуками відбувається влітку й восени, коли у водному середовищі накопичуються вуглеводи. Зрештою, на цей розподіл впливає не лише

концентрація зазначеної групи РОР, але й властивості самих металів, у чому можна пересвідчитися на прикладі купруму й феруму (див. рис. 2, *б*, *г*) [6].

Домінування аніонних комплексів металів у поверхневих водах зумовлює необхідність досліджень їхньої молекулярної маси, оскільки від неї залежить біодоступність металів для гідробіонтів. Значний внесок у зв'язування іонів металів вносить фракція ГР з молекулярною масою 5-20 кДа як найпоширеніша серед них. Найвірогідніше, такі комплексні сполуки не здатні проникати крізь клітинну мембрану. Проте частка комплексів металів з ГР, молекулярна маса яких <1 кДа, також істотна: для Al(III) вона становить 29,1-51,2% $Al_{аніон}$, Fe(III) – 21,4-67,4% $Fe_{аніон}$ і Cu(II) – 25,9-50,0% $Cu_{аніон}$. Зазначені аніонні комплекси металів слід оцінювати як біодоступні. Найбільшою ж комплексоутворювальною здатністю з розрахунку на 1 мг ГР характеризуються фракції з молекулярною масою >20 кДа та < 1 кДа (рис. 3) [2].

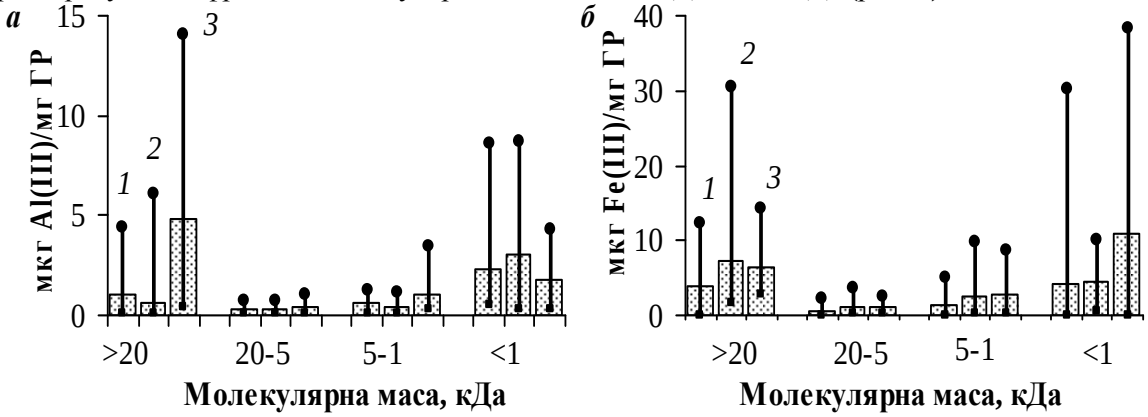


Рис. 3. Граничні та середні величини вмісту алюмінію (*а*) й феруму (*б*) у фракціях ГР з різною молекулярною масою: *1* – Канівське водосховище, *2* – Юрпільське (на р. Гірський Тікич) водосховище, *3* – р. Десна, гирло

Висновки

Дослідження форм знаходження металів у поверхневих водних об'єктах дає можливість зрозуміти їхні шляхи міграції та розподіл між абіотичними компонентами водних екосистем, а заодно оцінити потенційну стійкість останніх до антропогенного забруднення. Не менш важливого значення результати таких досліджень набувають з екологічних позицій. Інформація щодо співвідношення потенційно токсичних і нетоксичних форм металів та їхньої трансформації за дії чинників водного середовища і процесів, що відбуваються в ньому, а також молекулярно-масового розподілу комплексних сполук може бути важливим підґрунтям для оцінки біодоступності металів для водяних організмів та їхнього можливого накопичення останніми.

1. *Линник П. Н.* Сосуществующие формы тяжелых металлов в поверхностных водах Украины и роль органических веществ в их миграции / П. Н. Линник, Т. А. Васильчук, Р. П. Линник, И. И. Игнатенко // Методы и объекты химического анализа. – 2007. – Т. 2, № 2. – С. 130–145.
2. *Линник П. Н.* Сравнительная оценка связывающей способности различных фракций гумусовых веществ поверхностных вод по отношению к ионам Al(III), Fe(III) и Cu(II) / П. Н. Линник, В. А. Жежеря, Р. П. Линник // Экологическая химия. – 2014. – Т. 23, № 4. – С. 223–241.
3. *Линник Р. П.* Хемилюминесцентное определение растворенных форм меди (II) в природных водах / Р. П. Линник, О. А. Запорожец // Журн. аналит. химии. – 2014. – Т. 69, № 6. – С. 579–585.
4. *Linnik P. N.* Complexation as the most important factor in the fate and transport of heavy metals in the Dnieper water bodies / P. N. Linnik // Anal. Bioanal. Chem. – 2003. – Vol. 376, N 3. – P. 405–412.
5. *Linnik P.N.* Concentrations of aluminium, iron, and copper in water of some Shatskiye Lakes and specificity of their distribution among different forms of occurrence / P.N. Linnik, V.A. Zhezherya, R.P. Linnik, Ya.S. Ivanechko // Rus. J. Gen. Chem. – 2012. – Vol. 82, N 13. – P. 2226–2238.
6. *Linnik P. N.* Humic substances and their role in migration of metals in the high colored surface waters: the case study of rivers of the Pripyat' River basin / P. N. Linnik, V. A. Zhezherya, Ya. S. Ivanechko, R P. Linnik // Rus. J. Gen. Chem. – 2014. – Vol. 84, № 13. – P. 2572–2587.

П.М. Линник[1], В.А. Жежеря[1], Р.П. Линник[2]
[1]Институт гидробиологии НАН Украины, Киев
[2]Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко, Украина

РАСТВОРЕННЫЕ ФОРМЫ МЕТАЛЛОВ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ: БИОДОСТУПНОСТЬ И ПОТЕНЦИАЛЬНАЯ ТОКСИЧНОСТЬ

С экологических позиций обоснована актуальность исследований соотношения потенциально токсичных и малотоксичных форм металлов, химической природы комплексных соединений и их молекулярно-массового распределения в поверхностных водах. Отмечено, что результаты таких исследований – важное основание для выяснения путей миграции металлов и их распределения среди абиотических компонентов водных экосистем.

Ключевые слова: металлы, формы нахождения, поверхностные воды

P.M. Linnik[1], V.A. Zhezherya[1], R.P. Linnik[2]
[1]Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv
[2]Taras Shevchenko Kyiv National University, Ukraine

METAL DISSOLVED FORMS IN SURFACE WATER: BIOAVAILABILITY AND POTENTIAL TOXICITY

The actuality of investigating the relationship of potentially toxic and low-toxic forms of metals, chemical nature of complex compounds and their molecular weight distribution in the surface waters is substantiated with environmental positions. It is noted that the results of such research are an important basis to determine of metal migration ways and their distribution among the abiotic components of aquatic ecosystems.

Keywords: metals, forms of occurrence, surface water

УДК 577.126+582.263

А.І. ЛУЦІВ

Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна

ЕНЕРГЕТИЧНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ БІОСИНТЕЗУ ЛІПІДІВ У *CHLORELLA VULGARIS* BEIJ. ЗА ДІЇ ДИЗЕЛЬНОГО ПАЛИВА

Досліджували вплив дизельного палива (0,1 мг/дм^3; 0,5 і 1 мг/дм^3) на активність глюкозо-6-фосфатдегідрогенази, гліцерол-3-фосфатдегідрогенази, 2-оксоглутаратдегідрогенази, сукцинатдегідрогенази, цитохромоксидази у *Chlorella vulgaris* Beij. Дизельне паливо стимулює біосинтез ліпідів протягом 1, 3 і 7 доби дії. Обговорюється активність ферментів, а відтак і реакцій, процесів та циклів, особливості їх функціонування за умови поверхнево-активної дії дизпалива. Припускаємо, що субстратами для біосинтезу ліпідів є гліцерол-3-фосфат, утворений в результаті фосфорилювання гліцерину, а не глюкози, та ацил-КоА – утвореного з вуглецевих ланцюгів амінокислот.

Ключові слова: Chlorella vulgaris Beij., дизельне паливо, ліпіди, глюкозо-6-фосфатдегідрогеназа, гліцерол-3-фосфатдегідрогеназа, 2-оксоглутаратдігідрогеназа, сукцинатдегідрогеназа, цитохромоксидаза

Одним з найпоказовіших критеріїв успішності формування стратегій виживання за дії стресових факторів, включно токсичних, є ефективність функціонування метаболічних систем. В умовах культивування важливий аспект належить продукційно-енергетичним параметрам живих систем [1], а саме успішності біосинтезу біотехнологічно-корисних речовин, стійкості водоростей до несприятливих факторів, енергетичний статус клітини [9]. Враховуючи надзвичайно велику кількість ферментів, які беруть участь у метаболічних процесах,

виокремлюють рівень активності ключових ферментів пентозофосфатного шляху – глюкозо-6-фосфатдегідрогеназу (Гл-6-ФДГ), гліцеролфосфатного човникового механізму – гліцерол-3-фосфатдегідрогеназу (Г-3-ФДГ), циклу трикарбонових кислот – 2-оксоглутаратдегідрогеназу (2-ОГДГ), сукцинатдегідрогеназу (СДГ), електронно-транспортного ланцюга – цитохромоксидазу (ЦО), активність яких обумовлює рівень функціонування решти важливих реакцій, процесів та циклів [2].

Метою цього дослідження було з'ясувати джерело субстратів для біосинтезу ліпідів за допомогою аналізу активності енергетичних ферментів за дії дизельного палива.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом досліджень була одноклітинна зелена водорість *Chlorella vulgaris* Beij., культуру якої вирощували при температурі 20±1°С і освітленні 2500 лк в люменостаті у скляних колбах (250 $см^3$) на мінеральному середовищі Фітцжеральда в модифікації Цендера і Горхема [6]. В експериментальних умовах до культури водорості додавали дизельне паливо в кількості 0,1; 0,5 і 1 $мг/дм^3$, що згідно з показниками шкідливості речовин становить 10, 50 і 100 ГДК. Період інкубації культури водорості з дизельним паливом (ДП) становив 1, 3 і 7 діб. Контрольними були рослини, які росли у поживному середовищі без додавання дизпалива.

Загальний вміст ліпідів у клітинах визначали після їх екстрагуванням хлороформ-метаноловою сумішшю у відношенні 2:1 за методом Фолча [8]. При цьому до однієї масової частки тканини додавали 20 часток екстрагуючої суміші і залишали на 12 год. для екстракції. Неліпідні домішки з екстракту видаляли відмиванням 1% розчином KCl [5]. Кількість загальних ліпідів визначали ваговим методом після відгонки екстрагуючої суміші [3].

Досліджували активність Гл-6-ФДГ (КФ 1.1.1.49), Г-3-ФДГ(КФ 1.1.1.8), 2-ОГДГ(КФ 1.2.4.2), СДГ(КФ 1.3.99.1) [5], ЦО (КФ 1.9.3.1) згідно з прописами [10].

Одержані експериментальні дані опрацьовані методами варіаційної статистики [4].

Результати досліджень та їх обговорення

У клітинах хлорели, культуру якої культивували в середовищі із дизельним паливом, загальний вміст ліпідів зростає за дії усіх досліджених концентрацій: в кінці 1 доби дії їх вміст збільшується у 1,9 і 2,3 рази, 3 доби – у 1,6 і 3,2 рази, 7 доби – у 1,4 і 2,5 рази при дії концентрацій 50 і 100 ГДК ДП відповідно (рис. 1).

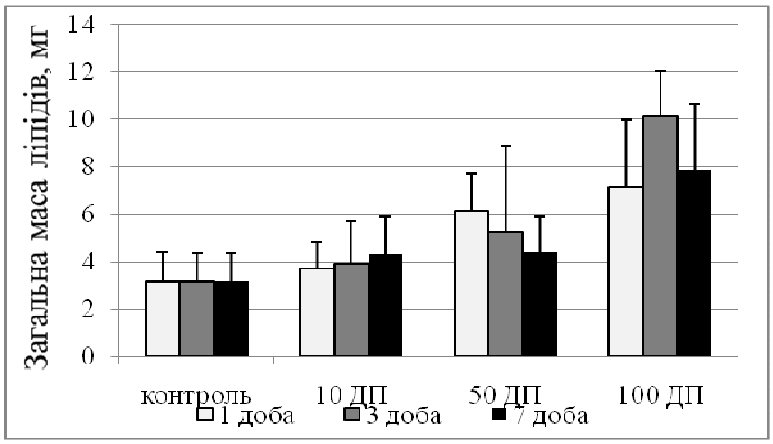


Рис. 1. Загальна маса ліпідів у *Chlorella vulgaris* Beij. за дії ДП

У зв'язку з отриманими даними представляло інтерес вивчення активності ферментів, які безпосередньо чи опосередковано беруть участь у біосинтезі ліпідів.

У результаті дослідження виявлено, що активність ключового ферменту пентозофосфатного шляху Гл-6-ФДГ пригнічується за дії досліджених концентрацій протягом усього терміну культивування водорості з дизельним паливом, за винятком 7 доби при 50 і 100 ГДК ДП. Основна роль пентозофосфатного шляху полягає в утворенні НАДФН, необхідного для підтримання активності глутатіонредуктази, для постачання гідрогену для синтезу жирних

кислот, нуклеотидів, а також захищає ненасичені жирні кислоти клітинних мембран від аномального впливу кисню [2]. Результатом зниження активності Гл-6-ФДГ є пригнічення розщеплення глюкози гліколітичним шляхом, кількість якої всередині клітини є недостатньою для використання її у наступних реакціях перетворення і синтезу ліпідів.

Таблиця 1

Активність ферментів енергетичного метаболізму у *Ch. vulgaris* Beij. за дії ДП (M±m, n = 3)

Активність	Тривалість дії ДП, діб	Контроль	Дія ДП (ГДК)		
			10	50	100
Гл-6-ФДГ, мкмоль НАДН/мг білка*хв.	1	25,53±12,53	23,24±2,39	9,19±1,13	11,81±2,02
	3		23,53±5,46	9,46±3,01	7,20±1,42
	7		11,59±1,97	26,13±8,84	28,33±5,68
Г-3-ФДГ, мкмоль НАДН/мг білка*хв.	1	12,79±4,63	3,77±2,61	2,66±0,11	7,19±0,46
	3		6,38±3,88	14,93±1,96	10,77±3,47
	7		8,70±0,56	6,86±0,60	4,85±0,67
α-КГДГ, мкмоль НАДН/мг білка*хв.	1	71,01±3,60	162,58±38,93	148,59±52,76	71,84±11,02
	3		68,87±2,57	45,37±2,60	83,31±8,57
	7		73,22±6,98	130,75±7,03	136,51±18,41
СДГ, нмоль сукцинату/1мг білка*хв.	1	250,24±149,19	84,98±2,62	139,31±53,73	162,10±85,97
	3		254,39±141,73	227,58±57,29	114,56±32,7
	7		66,09±11,08	105,54±41,7	139,31±17,65
ЦО, мкг індофенолу синього/ мг білка*хв.	1	72 179,15± 22 222,35	83 919,05± 5 115,41	137 916,67± 34 766,08	108 437,49± 32 220,98
	3		82 355,07± 17 656,38	95 123,31± 14 217,09	65 132,94± 15 733,36
	7		102 267,27± 15 942,40	160 648,15± 34 700,61	136 354,17± 32 556,37

Активність Гл-6-ФДГ співвідноситься із активністю НАД-залежного ферменту Г-3-ФДГ, що за дії досліджених концентрацій дизельного палива в основному зменшується. Найнижче значення активності цього ферменту спостерігається на 1 добу дії дизпалива при концентраціях 10 і 50 ГДК, також незначне підвищення активності – при 50 ГДК на 3-ю добу дії токсиканта. Г-3-ФДГ активність на 7-у добу дії пригнічується із збільшенням концентрації ДП. У зв'язку з виявленим можна припустити, що попередником біосинтезу ліпідів в умовах культивування водорості з дизпаливом, є гліцерол-3-фосфат, утворений шляхом фосфорилювання гліцерину, а не у результаті гліколізу [2].

Активність 2-ОГДГ на 1 добу дії зростає при концентрації 10 і 50 ГДК, а при концентрації ДП 100 ГДК зменшується. На 3 добу дії дизельного палива при концентрації 10 і 50 ГДК зменшується на 3% і 36% порівняно з контрольними показниками, а при концентрації 100 ГДК зростає на 17%. Підвищена активність ферменту спостерігається на 7 добу дії при концентраціях 10, 50 і 100 ГДК на 3%, 84% і 92% відповідно. Із збільшенням терміну культивування активність ферменту зростає при високій концентрації дизпалива. Оскільки α-КГДГ – це фермент циклу трикарбонових кислот, то субстратом для синтезу ліпідів є ацетил-КоА [2], утворений в результаті перетворення вуглецевих ланцюгів амінокислот.

Для характеристики забезпечення енергією процесів метаболізму у клітині досліджували активність сукцинатдегідрогенази (СДГ) та цитохромоксидази (ЦО). Протягом усього терміну дії дизпалива і спостерігається зниження активності СДГ, що свідчить про пригнічення токсикантом активності циклу Кребса, а тому і зниження утворення відновлених нікотинамідів і генерування енергії АТФ в ланцюгу окисного фосфорилювання.

Активність ЦО за дії низьких концентрацій дизпалива (10 і 50 ГДК) стрімко зростає із збільшенням тривалості експозиції порівняно з контрольними показниками. За дії високих концентрацій дизпалива (100 ГДК) активність ферменту знижується порівняно з низькими

концентраціями. Відомо, що ЦО відіграє ключову роль в регуляції швидкості окисного фосфорилювання, а також забезпечує енергією процеси проникнення, зв'язування і детоксикації [7], про що і свідчить зростання його активності протягом усього терміну культивування хлорели з дизпаливом.

Висновки

Між дослідженими ферментами проглядається тісний метаболічний зв'язок, оскільки продукти однієї реакції є субстратами для наступних послідовних перетворень, в тому числі біосинтезі ліпідів, а також продукування енергії АТФ. Встановлено, що за дії ДП відбувається пригнічення гліколізу і циклу трикарбонових кислот та зниження генерування енергії. Разом з тим, має місце формування нових шляхів підтримання енергетичного гомеостазу клітини, бо джерелами субстратів для біосинтезу ліпідів є гліцерол-3-фосфат, утворений в результаті фосфорилювання гліцерину, а не гліколітичного оксилення глюкози, а ацил-КоА – із окислених вуглецевих ланцюгів амінокислот. Спряжене функціонування досліджених ферментів спостерігається протягом усього періоду дії дизпалива.

1. *Гандзюра В. П.* Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами / В. П. Гандзюра. – К.: Вид-во "Обрій", 2002. – 247 с.
2. *Диксон М.* Ферменты. В 3-х т. / М. Диксон, Э. Уэбб. – М.: Мир, 1982. – Т. 1. – 392 с.
3. *Кейтс М.* Техника липидологии. Выделение, анализ и идентификация липидов / М. Кейтс. – М. : Мир, 1975. – 322 с.
4. *Лакин Г. Ф.* Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1990. – 352 с.
5. *Методы* биохимических исследований: Учеб. пособ. / Под ред. М. И. Прохоровой. – Л. : Изд-во ЛГУ, 1982. – 273 с.
6. *Методы* физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / под ред. А. В. Топачевского. – К.: Наукова думка, 1975. – 247 с.
7. *Хоменчук В. О.* Біохімічні особливості проникнення і розподілу деяких важких металів в організмі коропа лускатого : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. : спеціальність 03.00.04 – Біохімія / В. О. Хоменчук. – Львів, 2003. – 23 с.
8. *Hokin L. E.* Studies on the characterization of the sodium-potassium transport adenosine triphosphatase IX. On the role of phospholipids in the enzyme / L. E. Hokin, T. D. Hexum // Arch. Biochemand Biophys. – 1992 – Vol. 151, № 2 – P. 58–61.
9. *Schmid K. M.* Lipid metabolism in plants / Biochemistry of Lipids, Lipoproteins and Membranes / K. M. Schmid, J. B. Ohlrogge; ed. D. E. Vance, J. E. Vance. − Amsterdam: Elsevier, 2002 − P. 93–126.
10. *Straus W.* Colometric microdetermination of cytochrome oxidase / W. Straus // J. Biol. Chem. – 1954. – Vol. 207, № 2. – P. 733.

А.И. Луцив

Тернопольский национальный педагогический университет имени Владимира Гнатюка, Украина

ЭНЕРГЕТИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ БИОСИНТЕЗА ЛИПИДОВ В *CHLORELLA VULGARIS* BEIJ. ПРИ ДЕЙСТВИИ ДИЗЕЛЬНОГО ТОПЛИВА

Исследовали влияние дизельного топлива (0,1; 0,5 и 1 мг/дм^3) на активность глюкозо-6-фосфатдегидрогеназы, глицерол-3-фосфатдегидрогеназы, 2-оксоглутаратдегидрогеназы, сукцинатдегидрогеназы, цитохромоксидазы в *Chlorella vulgaris* Beij. Дизельное топливо стимулирует биосинтез липидов в течение 1, 3 и 7 суток действия. Обсуждается активность ферментов, а затем и реакций, процессов и циклов, особенности их функционирования при действии поверхностно-активного дизтоплива. Предполагаем, что субстратами для биосинтеза липидов могут бить глицерол-3-фосфат, образованный в результате фосфорилирования глицерола, а не глюкозы, и ацил-КоА – образованного из углеродистых цепей аминокислот.

Ключевые слова: Chlorella vulgaris Beij., дизельное топливо, липиды, глюкозо-6-фосфатдегидрогеназа, глицерол-3-фосфатдегидрогеназа, 2-оксоглутаратдегидрогеназа, сукцинатдегидрогеназа, цитохромоксидаза

A.I. Lutsiv
Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

ENERGY SUPPLY OF BIOSYNTHESIS OF LIPIDS IN CHLORELLA VULGARIS BEIJ. FOR ACTION OF DIESEL FUEL

We investigated the effect of diesel fuel (0.1, 0.5 and 1 mg/dm^3) on the enzyme activity of glucose-6-phosphate dehydrogenase, glycerol-3-phosphate dehydrogenase, 2-oxoglutarate dehydrogenase, succinate dehydrogenase, cytochrome oxidase in *Chlorella vulgaris* Beij. Diesel fuel stimulates the biosynthesis of lipids during 1, 3 and 7 days of action. We discuss the enzyme activity and thus reactions, processes and cycles, features of their functioning for action of diesel fuel. We assume that the substrates for the biosynthesis of lipids are glycerol-3-phosphate formed by phosphorylation of glycerol, and not of glucose, and acyl-CoA – formed from carbon chains of amino acids.

Keywords: Chlorella vulgaris Beij., diesel fuel, lipids, glucose-6-phosphate dehydrogenase, glycerol-3-phosphate dehydrogenase, 2-oxoglutarate dehydrogenase, succinate dehydrogenase, cytochrome oxidase

УДК [504.4.054, 504.064.3]

В.А. ЛЯШЕНКО, Д.В. ЛУКАШОВ
Навчально-науковий центр «Інститут біології»
вул. Володимирська, 64/13, Київ, 01601, Україна

ОЦІНКА РІВНЯ ТОКСИЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ р. УДАЙ У МЕЖАХ НПП «ПИРЯТИНСЬКИЙ» (ПОЛТАВСЬКА ОБЛ.)

Проведено багаторічне дослідження динаміки рівня токсичного забруднення водних об'єктів у межах новоутвореної природоохоронної території. Використано методи біологічного тестування із застосуванням тваринних та рослинних тест-організмів. Відмічено поступове зниження рівня токсичності донних відкладів за час спостереження. Інтегральна оцінка рівня токсичності вказує на переважно «низький» рівень забруднення.

Ключові слова: біологічний моніторинг, екотоксикологія, біологічне тестування, природоохоронні території

Річка Удай є однією з небагатьох річок лівобережжя Дніпра, яка не зазнала гідромеліоративного спрямлення русла та значного розорювання заплави. Це робить екосистему даної річки унікальним об'єктом, що зберіг максимально природний вигляд. Саме з метою збереження заплавних ландшафтів півночі Полтавської обл. у 2010 р. було створено НПП «Пирятинський». Проте, природоохоронна функція створеного національного парку ускладнюється тим, що основна водозбірна площа р. Удай знаходиться на території Чернігівської обл. Збираючи забруднені сільськогосподарські стоки та комунально-промислові стоки м. Ічня та м. Прилуки, на кордоні з Полтавською обл. ця річка потрапляє у межі НПП «Пирятинський» вже забрудненою.

Метою дослідження було з'ясувати рівень токсичного забруднення р. Удай в межах НПП та оцінити самоочисну здатність річкової екосистеми.

Матеріал і методи досліджень

Для оцінки токсичного забруднення було обрано донні відклади, як основне депо хімічних речовин у водних екосистемах. Було обрано 4 станції спостереження, розташованих за течією р. Удай в межах НПП «Пирятинський» (рисунок). Відстань між точками складала: № 1 (с. Кроти) - № 2 (с. Леляки) - 10,5 км за течією річки; № 2 - № 3 (міст нижче м. Пирятин) – 21,5 км за течією річки; № 3 - № 4 (с. Повстин) – 13 км за течією річки. Таке розміщення станцій спостереження дозволяє оцінити як рівень надходження забруднення, так і процес самоочищення екосистеми.

Проби донних відкладів відбирали щороку з 2011 по 2014 роки у літній період (липень) з центральної частини русла. Глибина в місцях відбору проб становила 2-3 м. Дно піщане, різного ступеню замулення. Усі зразки відібрано дночерпаком Петерсона площею 100 см^2. До проведення біологічного тестування донні відкладі транспортували та зберігали у холодильних камерах за температури + 4 ^{0}С не більше 3-х діб.

З отриманих донних відкладів виготовляли водну витяжку. Для цього наважку донних відкладів розчиняли у підготованій водопровідній воді у співвідношенні 1:4 (з урахуванням вологості донних відкладів). Розчин струшували у шейкері протягом 1 год. Після цього відстоювали протягом 24 год та використовували у дослідах надосадову рідину.

Біотестування токсичності водних витяжок донних відкладів проводили із використанням тест-об'єктів *Allium cepa* L., *Lactuca sativa* L. *Daphnia magna* Strauss [1, 2, 4]. Для тваринних тест-організмів час експозиції складав 96 годин (4 доби), для рослинних – 168 годин (7 діб) та 240 годин (10 діб) відповідно.

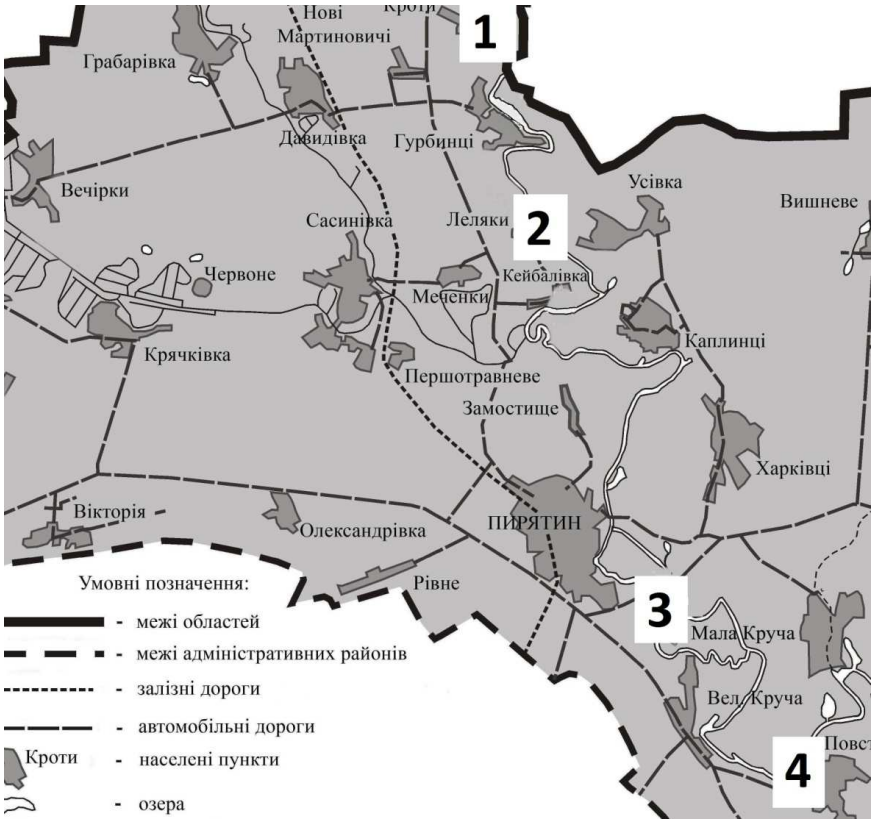


Рис. Карта-схема Пирятинського району із розташуванням станцій відбору проб

Для зручності аналізу отриманих даних оцінку результатів проведено за п'ятирівневою шкалою, згідно рекомендацій Водної Рамкової Директиви ЄС 2000 [3] (табл. 1).

Таблиця 1

Класифікація діапазонів токсичного впливу

Рівень забруднення	відсутнє	низьке	помірне	високе	дуже високе
Бал токсичності	1	2	3	4	5
Смертність тваринних тест-об'єктів, %	<10	10–20	21–33	34–50	>50
Інгібування або стимуляція росту рослинних тест-об'єктів (порівняно з контролем), %	<10	10–25	26–50	51–75	>75

Результати досліджень та їх обговорення

За результатами токсикологічних тестів за допомогою *A. cepa* за весь період дослідження зареєстровано здебільшого низький токсичний вплив водних витяжок донних відкладів, що може свідчити про низький рівень забруднення токсикантами різної природи. У 2014 році було відмічено зниження токсичності донних відкладів на один клас для усіх станцій спостереження.

Таблиця 2

Рівень токсичного забруднення на станціях спостереження (у балах токсичності)

Станція	2011			2012		
	A. cepa	L. sativa	D. magna	A. cepa	L. sativa	D. magna
1	--	5	2	2	4	5
2	--	5	1	2	1	3
3	--	5	1	3	1	4
4	--	5	2	2	3	2
Станція	2013			2014		
	A. cepa	L. sativa	D. magna	A. cepa	L. sativa	D. magna
1	2	2	1	1	3	2
2	3	3	1	2	1	2
3	3	2	2	2	3	1
4	2	1	1	1	2	2

Токсичність донних відкладів за дослідами з *Lactuca sativa* протягом досліджуваного періоду варіює у широких межах – від «дуже високого» забруднення для усіх станцій спостереження у 2011 році до «відсутнього» для деяких з них у наступних роках. Найвищий рівень забруднення протягом усього періоду дослідження за цим тест-організмом демонструє станція № 1 (початок р. Удай у межах НПП).

Порівнюючи результати, отримані за обома рослинними тест-організмами, можна зазначити, що обидва тести вказують на поступове зниження рівня забруднення. Середній інтегральний бал токсичного впливу для усієї дослідженої ділянки русла складає 2,5, тобто має проміжне значення між «низьким» та «помірним». Для кожної із станцій окремо – 2,7; 2,4; 2,7; 2,3 відповідно.

Результати визначення токсичності водних витяжок донних відкладів за допомогою *Daphnia magna* виявили найвищий рівень забруднення для дослідженої ділянки русла у 2012-му році. Також у цьому році зареєстровано найбільше коливання рівню токсичності – від «дуже високого» до «низького» для 1-ї та 4-ї станцій відповідно. Слід відмітити, що в цьому році спостерігали поступове зниження рівня токсичності донних відкладів в напрямку від верхньої ділянки русла, до нижньої. В 2011, та 2013-2014 рр. рівень токсичності донних відкладів для усіх станцій відповідав величині 1-2 бали, що відповідає рівню забруднення від «відсутнього» до «низького».

Оцінюючи рівень забруднення донних відкладів дослідженої ділянки русла р. Удай зазначимо, що найбільш забрудненою за увесь час дослідження виявилась станція № 1 (початок р. Удай у межах НПП). Наступною за рівнем забруднення є станція № 3, розташована нижче м.Пирятин – найбільшого міста досліджуваного району. Станції 2 та 4 мають приблизно однаковий та помітно нижчий рівень забруднення. Таким чином, станції 2 та 4 демонструють високу здатність екосистем р. Удай в межах НПП «Пирятинський» до самоочищення.

Висновки

Отримані результати вказують на надходження забруднення з водозбірної площі, розташованої вище за течією від НПП «Пирятинський». Причому таке забруднення має виражений токсичний ефект як для тваринних, так і для рослинних тест-систем, що може свідчити про його комплексний вплив та багатокомпонентність. Другим джерелом забруднення екосистеми р.Удай виступає районний центр – м.Пирятин, на відстані 4 км нижче якого відмічено підвищення токсичності донних відкладів. Проте, протягом наступних 13 км течії відмічено зниження рівня токсичності донних відкладів, що може свідчити про інтенсивні процеси

самоочищення від забруднення. На підставі отриманих даних можна стверджувати наявність факту забруднення екосистеми р. Удай в межах НПП «Пирятинський» нестійкими формами токсичних забруднювачів.

1. *Fiskesjo G.* Allium test for screening chemicals; evaluation of cytological parameters / G. Fiskesjo // Plants for Environmental Studies. – New York, 1997. – P. 308–333.
2. *Ho K. T.* Sediment Toxicity Assessment: Comparison of Standard and New Testing Designs / K. T. Ho, A. Kuhn, M. Pelletier, F. McGee, R. M. Burgess, J. Serbst // Environ. Contam. Toxicol. – 2000. – Vol. 39. – P. 462–468.
3. *Водна* Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення / EU Water Framework Directive 2000/60/EC. Definitions of Main Terms. – Київ. – 2006. – 240 с.
4. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.].; за ред. В. Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006 . – 408 с.

В.А. Ляшенко, Д.В. Лукашов
Учебно-научный центр «Институт биологии», Киев

ОЦЕНКА УРОВНЯ ТОКСИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ р. УДАЙ В ПРЕДЕЛАХ НПП «ПИРЯТИНСКИЙ» (ПОЛТАВСКОЙ ОБЛ.)

Проведено многолетнее исследование динамики уровня токсического загрязнения водных объектов в пределах новообразованной природоохранной территории. Использованы методы биологического тестирования с применением животных и растительных тест-объектов. Отмечено последовательное снижение уровня токсичности донных отложений в ряду лет. Интегральная оценка уровня токсичности указывает на преимущественно «низкий» его уровень.

Ключевые слова: биомониторинг, экотоксикология, биотестирование, заповедные территории

V.A. Liashenko, D.V. Lukashov
Educational and Scientific Centre Institute of Biology, Kyiv

THE POLLUTION LEVEL ASSESSMENT OF r. UDAY IN BOURDERS OF NNP “PYRIATYNSKIY” (POLTAVA REGION)

The study performs an assessment of toxic pollution level of main river in newborn national park. Methods of biological testing with animal and plantae test-organisms were used. The decrease of the pollution level in several years was found. Complex assessment of pollution level shows it as mainly “low-level”.

Keywords: biological monitoring, ecotoxicology, biological testing, protected lands

УДК 574.51: 556:53(001/891)

О.М. ЛЄТИЦЬКА
Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ВИВЧЕННЯ ДОННИХ МАКРОБЕЗХРЕБЕТНИХ ГІРСЬКИХ РІЧОК

Проведено порівняння методичних підходів щодо вивчення донних макробезхребетних гірських річок. Встановлено, що використання традиційних методів відбору проб, характерних для країн колишнього Радянського Союзу, з урахуванням лише рихлих ґрунтів – біотопів зообентосу, чи твердих – біотопів зооперифітону, суттєво зменшує таксономічне багатство тварин в гірських річках.

Ключові слова: методичні підходи, донні макробезхребетні, гірські річки

Важливою гідробіологічною проблемою є адекватний вибір сітки станцій та методу відбору матеріалу. Існує декілька підходів до її вирішення, що базуються на двох основних принципах. Перший – коли сітка станцій відносно рівномірно розташовується в межах водного об'єкту і другий – коли спочатку проводиться виділення однорідних біотопів і вже після цього відбираються проби. Перший принцип здебільше використовується у відносно одноманітних умовах великих за розміром водоймах, другий –коли тим чи іншим методом можливо виділити окремі біотопи.

Причиною широкого різноманіття угруповань гідробіонтів в гірських річкових системах є неоднорідність умов існування: контрастна зміна течії, турбулентність потоку, широкий спектр субстратів тощо. Розрізняють елементи середовища з використанням поняття біотоп з більш-менш однорідними екологічними чинниками. В класичному визначенні, біотоп є місцем мешкання невипадкового угруповання взаємодіючих організмів. В залежності від розміру, сукупність макробезхребетних, що його населяють, може зберігати відносно постійний склад, що дозволяє йому функціонувати протягом тривалого часу, тобто утворювати організоване угруповання або формувати тимчасові комплекси у складі угруповання [1]. В методичному аспекті це означає, що в умовах гірської річки розташування сітки станцій та власне відбір проб необхідно проводити з урахуванням всієї мозаїчної представленості розподілу біотопів. Нажаль, в методичній традиції країн колишнього СРСР такі підходи практично не використовуються за винятком деяких водолазних методів [3]. Проби відбирають у більш представлених типах біотопів, з яких, зазвичай, розуміють рихлі субстрати (фауна ґрунту) та тверді (фауна каміння) [4]. В кращому випадку, вказується на необхідність пропорційного відбору проб в межах різноманітних біотопів без чіткої класифікації останніх [2]. Відсіль, метою нашої роботи було провести порівняння традиційних та сучасних методичних підходів відбору донних макробезхребетних у гірських річках, що стандартизовані в Європейському Союзі і потребують виділення та кількісну оцінку кожного з визначених типів біотопів, з пропорційним відбором проб в межах кожного з них.

Матеріал і методи досліджень

Проведення оцінки ефективності кількісних методів відбору проб донних макробезхребетних нами були здійснені в 2007-2008 рр. у верхній частині річки Великий Бальзатул. Було обрано ділянку на висотах 969-975 метрів над рівнем моря (м.н.м.) з шириною від 3 до 7,5 м та глибинами 0,3-1,2 м. Використовували як традиційні методи відбору рихлих ґрунтів (фауна ґрунту) за допомогою пробовідбірників з площею відбору 0,01 м^2 (коробчастий та Петерсена дночерпак) та збір матеріалу шляхом змиву макробезхребетних з каміння найбільш представленої розмірної групи (фауна каміння) [4]. З іншого боку, нами застосований підхід регламентований в ЄС, а саме програма «AQEM/STAR» [5]. При цьому, проведено процентний розрахунок представленості усіх типів біотопів на визначеній ділянці, що для даного типу річок становить 100 м. Далі, згідно методики, проводився відбір 20 проб, кожна з яких відповідала 5% представленості мікробіотопа на даній ділянці, що необхідно об'єднувати в одну інтегральну пробу. Враховуючи, що на даній ділянці валуни та скельні виходи займали близько 30% площі дна; каміння розміром 40-60 см – 20%; розміром 20-40 см – 20%, 6-20 см – 15%; гравій – 5%; пісок – 5%, листяний детрит – 5%, загалом було відібрано проби: 6 з валунів, 4 з великих каменів, 4 з каменів середньої величини, 3 з дрібних, ще по 1 з гравію, піску та листяного детриту. З кам'янистих біотопів макробезхребетних відбирали згідно стандартного методу Євросоюзу, що розроблено для гірських річок («kick and sweep») за допомогою сачка (0.25х0.25 м). Зі скельних виходів та валунів тварини змивалися вручну [5]. З метою порівняння угруповань тварин, що формуються в/на різноманітних біотопах, кожна з 20 проб опрацьовувалася окремо, що дало нам змогу порівнювати їх як за типам субстратів, так і об'єднати дані для ділянки, вцілому (згідно «AQEM/STAR»).

Результати досліджень та їх обговорення

Різноманітні біотопи як періфітону, так і бентосу, в умовах гірської річки дуже тісно співіснують, а їх мешканці дуже часто вільно мігрують з біотопу на/у біотоп, що заважає класифікації організмів на традиційні для гідробіології екологічні угрупування. Усіх

макробезхребетних тварин, які були виявлені нами як на поверхні або в товщі ґрунту, у змивах з каміння, далі ми називаємо – макрофауна або донні макробезхребетні.

На даній ділянці річки Бальзатул за результатами відбору по схемі «AQEM/STAR» зареєстровано 146 видів макробезхребетних, що відносяться до 24 таксономічних груп. Найбільш широко представлені личинки амфібіотичних комах – 123 види, серед яких комарі-дзвінці – 41 вид, волохокрильці – 27, німфи одноденок і веснянок – 17 та 15, інші двокрилі комахи – 13 видами. Видове багатство інших груп тварин було в межах 1-8 видів.

На валунах та скелястих виходах було зареєстровано 49 видів тварин з 11 груп вищого рангу. Найбільш широко, на цих субстратах були представлені личинки комарів-дзвінців – 10 видів, німф одноденок – 8 та личинок волохокрильців – 7. За чисельністю та біомасою домінували німфи одноденок.

На камінні розміром 40-60 см зареєстровано 50 видів макробезхребетних з 12 груп. Найбільше видове багатство належало представникам груп волохокрильців – 12 та одноденок – 11 видів. За чисельністю та біомасою також домінували одноденки.

На камінні розміром 20-40 см було нараховано 47 видів тварин з 13 груп. Найбільш багатими на види була група комарів-дзвінців – 14, що домінували за чисельністю.

Найбільше видове багатство – 65 видів макробезхребетних з 12 таксономічних груп зареєстровано на камінні розміром 6-20 см. Більш широко представлені личинки комарів-дзвінців – 23 види. За чисельністю та біомасою домінували німфи одноденок.

Макробезхребетні, що мешкають на/в гравії мали невисоке видове багатство – всього 12 видів з 7 таксономічних груп. Вираженої домінуючої групи не виявлено, що пояснюється тим, що тварини, які населяють твердий субстрат, рідше оселяються на гравії через невеликий розмір часток, а організми, що люблять зариватися у ґрунт, не можуть вижити через постійний рух часток гравію під дією бурхливого потоку.

Мешканці піску, теж мали відносно невисоке видове багатство – 12 видів з 4 таксономічних груп. Серед яких комарі-дзвінці представлені 7 видами, інші таксономічні групи – 1-3 видами. За чисельністю та біомасою домінували личинки комарів-дзвінців. Мешканці піску були більш численні та з більшою біомасою, ніж організми, що населяють гравій.

В листяному детриті знайдено 17 видів макробезхребетних з 12 груп з невеликим багатством – 1-3 видами та найбільшою чисельністю – 19800 екз/м^2. Як за чисельністю так і біомасою домінували личинки комарів-дзвінців.

Відбір проб традиційними методами показав, що в умовах рихлих субстратів мешкало 28 видів макробезхребетних з 11 таксономічних груп, з яких найбільш багата на види були комарі-дзвінці – 10 видів, інші групи тварин нараховували 1-3 види.

На найбільш представленому каменистому субстраті виявлено 41 вид тварин з 12 таксономічних груп, з яких личинки комарів-дзвінців – 18 видів, що домінували за чисельністю та 7 видів німфи одноденок – за біомасою.

Загальна кількість макробезхребетних дна цієї ділянки (включаючи бентос та перифітон) не перевищувала 50 видів тварин з 15 таксономічних груп вищого рангу. Найбільш широко були представлені личинки амфібіотичних комах – 40 видів, серед яких личинки комарів-дзвінців – 21 та німф одноденок – 9, волохокрильців – 6 видів. Видове багатство інших груп було в межах 1-5 видів.

Проведений аналіз за індексом Чекановського-Серенсена показав найвищу подібність (43–53%) для мешканців усіх кам’янистих субстратів (від 6 см каміння до валунів та скельних виходів). Разом з тим, значимого рівня подібності між видовим складом безхребетних, що населяли каміння та пухкі субстрати, не відмічено. При цьому, відмічена майже повна ідентичність видового складу малощетинкових червів, що населяють гравій, дрібне каміння та пісок (до 90%). Подібним виявився склад личинок волохокрильців піску і листяного детриту; німф одноденок на гравійному субстраті та піску (85%). Одноденки, веснянки, комарі-дзвінці та волохокрильці на усіх кам’янистих субстратах мали менший ступінь подібності (50-82%). Подібність складу відмічена для личинок інших двокрилих, що населяли каміння розміром 6–60 см (від 40 до 55%) і тих, що населяють гравій та пісок (50-60%).

Аналіз динаміки кількісних показників в градієнті розміру субстрату показує, що чисельність макробезхребетних була зворотно пропорційна розмірам часток донних відкладів. Кореляція Спірмена між розміром субстрату та чисельністю досягала R = 0,929 при p-level = 0,003. Встановлено, що видове багатство макробезхребетних на камінні вдвічі більше, ніж на гравії та пухких субстратах. Кореляція розміру субстрату та кількості видів становила R= 0,75 при p-level = 0,052. Аналіз динаміка чисельності окремих груп тварин в градієнті розміру субстрату демонструє, що чисельність німф одноденок прямо корелювала з величиною субстрату (R = 0,76, p-level = 0,052), чисельність інших груп макробезхребетних була у зворотній залежності, особливо це характерно для личинок комарів-дзвінців.

У відносно стабільних умовах кожен з розглянутих біотопів має свої особливості представленості організмів, при чому, характерна повна відсутність строгої приуроченості конкретних видів до певного біотопу. В межах умовної «перифіталі» спостерігається деяка спільність угруповань тварин, що не можна сказати про умовну «бенталь».

Висновки

Отже, можна зазначити, що при використанні традиційних методів відбору проб макробезхребетних з урахуванням лише рихлих ґрунтів – «зообентосу», чи твердих – «зооперифітону», загальне видове та таксономічне багатство угруповань тварин в гірських річках складає не більше 30% існуючого. Кількісні показники угруповань макробезхребетних, також оцінюються некоректно і виявляються заниженими на 25-40%. Використання сучасних стандартизованих методів та пропорційного відбору проб, з урахуванням відносної представленості усіх типів біотопів та розмірних характеристик донних ґрунтів, значно розширює не лише видові списки як для ділянок досліджень, так і для басейну вцілому.

1. *Афанасьєв С. О.* Структура біотичних угруповань та оцінка екологічного статусу річок басейну Тиси / С. О. Афанасьєв. – К.: СП «Інтертехнодрук», 2006. – 101 с.
2. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
3. *Протасов А. А.* Водолазный метод исследования пресноводного перифитона / А. А. Протасов, К. Д. Стародуб, С. А. Афанасьев / Гидробиол. журн. – 1982. – № 4. – С. 91–93.
4. *Руководство* по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / [под ред. В. А. Абакумова]. – Л.: Гидрометеоиздат, 1983. – 240 с.
5. *Schmidt–Kloiber A.* The AQEM/STAR taxa list – a pan–European macroinvertebrate ecological database and taxa inventory / A. Schmidt–Kloiber et all // Hydrobiologia. – 2006. – Vol. 566, № 1. – P. 325–342.

Е.Н. Летицкая
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ИЗУЧЕНИЮ ДОННЫХ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫХ ГОРНЫХ РЕК

Проведено сравнение подходов к изучению донных макробеспозвоночных горных рек. Установлено, что использование традиционных методов отбора проб, характерных для стран бывшего Советского Союза, с учетом только рыхлых грунтов – зообентос, или твердых – зооперифитон, составляет лишь 30% от общего таксономического богатства животных и оценивается некорректно.

Ключевые слова: методические подходы, донные макробеспозвоночные, горные реки

O.M. Lietytska
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

METHODICAL APPROACHES ON STUDYING OF THE BENTHIC MACROINVERTEBRATES OF THE MOUNTAIN RIVERS

Assessment of the different approaches on studying of the benthic macroinvertebrates of the Mountain Rivers is conducted. It is set that the use of traditional sampling methods typical for former

Soviet Union countries, taking into account only loose soils – zoobenthos, or hard – zooperiphyton, are estimated incorrectly composing only 30% of total taxonomical richness assessed is incorrect.

Keywords: methodical approaches, benthic macroinvertebrates, Mountain Rivers

УДК 574.5:597.2(282.247.742)(005.962)

О.М. ЛЄТИЦЬКА, С.О. АФАНАСЬЄВ, Л.В. ГУЛЕЙКОВА, О.О. ГОЛУБ

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ГІДРОБІОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВОДОТОКІВ МЕЖИРІЧЧЯ ТИСА-ТУР ЗА УГРУПОВАНЯМИ ВОДНИХ ТВАРИН

Вивчено склад, розповсюдження, кількісні характеристики угруповань донних, фітофільних та планктонних безхребетних, а також склад іхтіофауни поверхневих водних об'єктів межиріччя Тиси і Туру. Проведено оцінку водотоків з використанням методів біоіндикації, що застосовуються країнами басейну р. Тиса.

Ключові слова: межиріччя річок Тиса-Тур, безхребетні, іхтіофауна, біоіндикація, екологічний стан.

Територія між річками Тиса і Тур розмежована кордонами трьох держав. В Україні вона розташована в межах Виноградівського району. Більшу частину територій межиріччя охоплює Ботарська осушувально-зволожувальна система, що була побудована наприкінці XIX ст. Сьогодні вона перехоплює стік ряду малих річок в Румунії та Україні, живить річки Тур і Тиса на території України та Угорщини, загальна її площа 500 км^2. В регіоні існує ряд комплексних гідроекологічних проблем, що виникли як результат незбалансованого використання водних та земельних ресурсів. Найголовніші серед них – проблеми паводків і дефіцит води для сільськогосподарських потреб, застарілі гідротехнічні споруди, забруднення водних об'єктів, гідроморфологічні зміни річкової мережі і, як результат – перебудова структури гідроекосистем водойм та водотоків й втрата біологічного різноманіття. Оскільки всі ці проблеми мають виражений транскордонний аспект, оцінка екологічного стану/потенціалу водних об'єктів межиріччя Тиса-Тур првинна базуватися на принципах Водної Рамкової директиви ЄС (ВРД) [2] і є надзвичайно актуальною для розробки механізмів раціонального використання та екологічно дружнього управління водними ресурсами. Крім того, дослідження природної структури угруповань водних тварин в річках різного типу є чи не найбільш важливим кроком для встановлення «точки відліку» при виконанні компаративної оцінки їх екологічного стану/потенціалу.

Матеріал і методи досліджень

Польові дослідження були проведені у 2013-2014 рр. в українській частині межиріччя Тиса-Тур. Було обстежено канал Новий Ботар, ставки біля с. Гудя та одинадцять річкових ділянок: 1 – гірська ділянка річки Ботар; 2 – передгірська ділянка р. Ботар нижче с. Новоселиця; 3 – низинна ділянка р. Ботар (до розподільчого шлюзу); 4 – рівнинна каналізована річка Старий Ботар; 5 – гірська річка Млиновиця; 6 – гірська річка Плешка; 7 – рівнинна каналізована частково пересихаюча р. Вештеге; 8 – рівнинна р. Холт; 9 –рівнинна р. Ботарч; 10 – рівнинна каналізована частково пересихаюча річка Егер; 11 – рівнинна частково каналізована пересихаюча річка Паладь.

Дослідження проводили у типових біотопах, що визначали за складом ґрунту, швидкістю течії, глибиною, типом руслових процесів, угрупованнями вищої водяної рослинності тощо. Проби зоопланктону та макробезхребетних дна і заростей відбирали, фіксували і опрацьовували за загальноприйнятими гідробіологічними методиками [3]. Для збору іхтіологічного матеріалу застосовували малькову волокушу, тканку, сітки, сачок (Дозвіл Держрибагенства № 1 від 05. 2013 р.). Ідентифікація риби проводилася безпосередньо на місці.

Дорослі особини та молодь, що не змогли визначити одразу, у подальшому підлягали лабораторному аналізу. Гідробіологічну оцінку водних об'єктів межиріччя Тиса-Тур, виконували на підставі аналізу структури угруповань зоопланктону, макробезхребетних і риб та біоіндикації якості води за індикаторними видами водних тварин. Були розраховані найбільш поширені індекси, що використовуються в країнах басейну р. Тиса [1, 5].

Результати досліджень та їх обговорення

Видовий склад безхребетних тварин товщі води у водних об'єктів межиріччя нараховував 79 видів. Найбільш різноманітно представлені родини Brachionidae, Cyclopidae та Chydoridae. Серед трофічних груп найбільшу частину складали мирні консументи (86%), до яких відносяться майже усі коловертки та гіллястовусі ракоподібні. До групи всеїдних (4%) належали циклопи *Eucyclops macrurus, E. serrulatus*, а хижі консументи були представлені дорослими формами веслоногих ракоподібних (10%). Кількість зареєстрованих видів у водних об'єктах була незначною, в малих гірських річках, таких як Ботар, Млиновиця, Холт, зоопланктону взагалі не виявлено. На окремих рівнинних ділянках річок та каналів з повільною течією кількість видів у пробах досягала 19-24. Найбільша кількість (25 видів) зареєстрована у ставках в районі с. Гудя. Річки Ботарч, Егер та Паладь, характеризувались значним розвитком планктонних ракоподібних *Simocephalus vetulus, Ceriodaphnia reticulata, C. affinis, Acanthocyclops viridis.* Як у весняно-літній, так і в осінній періоди до складу домінуючого комплексу входили науплiальні та копеподитні стадії Cyclopoida.

В ході досліджень водних макробезхребетних, що мешкають у/на дні та рослинності у водотоках та водоймах межиріччя було зареєстровано 274 види тварин з 24 таксономічних груп вищого рангу. Для усіх вивчених водних об'єктів характерна велика чисельність і значне видове багатство членистоногих тварин, особливо комах. Зокрема, значним різноманіттям представлені личинки та імаго жуків – 58 видів, личинки волохокрильців – 32 та хірономід – 30, німфи бабок – 21 та одноденок – 20 і клопів – 20, личинки інших двокрилих комах – 16 видів. Значною кількістю видів також були представлені молюски: черевоногі – 26 та двостулкові – 7 видів. Серед ракоподібних було знайдено 6 видів бокоплавів, 2 види десятиногих раків (зокрема рідкісний – широкопалий) і 7 видів рачків – гіллястовусих, веслоногих та ракушкових. Інші групи тварин мали незначне видове багатство, в межах 1-6 видів. Найбільше видів було відмічено для каналізованого русла річки Старий Ботар – 76 з 16 таксонів вищого рангу та річки низинної ділянки р. Ботар – 67 з 14 груп, а також каналізованої р. Паладь – 62 вида з 13 груп. Найменшу чисельність та видове різноманіття відмічено для малої річки Егер – всього 24 види з 12 груп вищого рангу і гірської річки Млиновиця – 25 видів з 10 груп.

Під час досліджень нами було зареєстровано 43 вида риб з 11 родин, з яких один вид відноситься до родини круглоротих – личинки міноги угорської *Eudontomyzon danfordi*. Найбільш представлена і поширена в усіх водних об'єктах була родина коропових – 30 видів. Родина лососевих – лише фореллю струмковою *(Salmo trutta fario)* в річках Ботар та Млиновиця. Родина щукових – щукою звичайною *(Esox lucius)* в каналі Новий Ботар. Окуневі: окунем звичайним *(Perca fluviatilis)* – майже в усіх рівнинних річках та каналі, а також молоддю судака *(Sander lucioperca)* в каналі Новий Ботар, де зустрічався сом європейський *(Silurus glanis)* з родини Сомових. Родина в'юнові представлена слижом європейським *(Barbatula barbatula)*, щипавкою звичайною *(Cobitis taenia)*, на гірських та передгірських ділянках та в'юном звичайним *(Misgurnus fossilis)* – в р. Старий Ботар. Бабець звичайний *(Gobius cobitis)* з родини бичкові зустрічався виключно в умовах гірських ділянок.

З інвазивних видів риб, а саме представники родини іктaлурових – сом американський (*Ictalurus nebulosus*) та окунь сонячний (*Lepomis gibbosus*) з родини центрархових і головешка ротань Глена *(Perccottus glenii)* з родини головешкові, зустрічалися у каналізованих ділянках річок та каналі Новий Ботар. Ще один інвазійний вид з родини коропових – чебачок амурський (*Pseudorasbora parva)* – у ставках біля с. Гудя. Слід відзначити, що види спійманий нами в каналі Новий Ботар – бабирець звичайний *(Petroleuciscus borysthenicus)*, раніше не вказувався для даного регіону, а новий вид для України – панонська плітка (*Rutilus virgo*), періодично траплявся в цьому каналі [4].

Так як, зоопланктон не входить до переліку біологічних дескрипторів рекомендованих ВРД, але зважаючи на те, що в мілководних водоймах Закарпатської низовини безхребетні планктону відіграють вкрай важливу індикаторну роль, нами було проведено біоіндикацію якості води за показниками цього угруповання. Індекси сапробності розраховані за даними зоопланктону змінювалися від 1,51 в каналі Новий Ботар до 1,81 – у р. Ботарч, що відповідає α–β-мезосапробній зоні.

Процес біологічної оцінки екологічного стану річки, згідно ВРД, представляє собою класифікацію ділянок на основі порівняння отриманих у ході натурних досліджень біологічних показників з референційними. З іншого боку, в Румунії та Угорщині такий підхід тільки задекларовано і поки переважає критеріальний підхід, коли обмежена кількість біологічних дескрипторів має чітко виражені числові значення, що відповідають відповідним класам якості води. На сьогодні, для узгодження результатів біологічної оцінки водотоків межиріччя ми вимушені спиратися на біологічні показники, саме якості води. Нами були розраховані індекси і метрики якості води за Угорською та Румунською класифікаціями, крім того, для порівняння були використані метрики інших країн ЄС басейну річки Тиса, що наведені в таблиці. Аналізуючи дані можна побачити, що оцінка водних об'єктів виконана за показниками, що широко використовуються в басейні р. Тиса, в цілому, співпадають. Деяка відмінність відзначається, в основному, незалежно від національних особливостей використання індексів, а в більшій мірі, залежить від вибору методу оцінки. Зокрема, індекси сапробності розраховані за показниками безхребетних тварин дна та рослинності дещо «занижує» клас якості вод, а розраховані за показниками зоопланктону, навпаки – завищують.

Таблиця

Значення індексів якості води для різних водотоків межиріччя Тиса-Тур, що використовуються країнами в басейні р. Тиса

Індекси / Водотоки*	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**
Number of indicator taxa invertebrate	12	11	14	16	10	12	7	10	9	12	13	11
Number of Taxa invasive fish	0	0	1	1	0	0	2	1	3	0	0	2
Saprobic P&B (zb)	1,5	1,9	2,4	2,5	1,7	1,6	2,7	2,0	2,2	2,5	2,5	2,2
Saprobic P&B (zpl)	–	1,55	1,71	1,8	–	–	1,77	–	1,85	1,68	1,69	1,51
Romania Saprobic Index	1,0	1,2	2,5	2,3	1,1	1,1	2,7	1,6	1,5	2,4	2,6	2,0
Slovakian Saprobic Index	1,1	1,5	2,4	2,4	1,4	1,2	2,5	1,8	1,7	2,5	2,5	2,3
BBI	9	9	9	8	9	9	5	6	5	5	5	8
TBI	9	8	8	8	8	8	6	7	7	7	8	8
Average score (Hungaria version)	5,3	5,8	4,9	4,3	6,1	5,1	3,7	5,5	3,7	4,1	4,0	4,4
BMWP Score (Hungarian version)	59	116	124	96	49	87	56	100	52	50	94	76
BMWP Score	65	124	133	111	47	89	56	105	58	50	88	82
BMWP Score (Romania version)	70	117	125	104	52	88	59	97	76	53	95	78
IBE	7,6	8	8,6	8	7,4	9	5	7	6,4	6	6,4	7
Quality Class (fish)	1	2	2	2	2	2	4	3	3	3	3	2

Примітка. *Водотоки: 1 – гірська ділянка річки Ботар; 2 – передгірська ділянка р. Ботар; 3 – низинна ділянка р. Ботар); 4 – рівнинна каналізована річка Старий Ботар; 5 – гірська річка Млиновиця; 6 – гірська річка Плешка; 7 – рівнинна річка Вештеге; 8 – рівнинна р. Холт; 9 – рівнинна р. Ботарч; 10 – рівнинна річка Егер; 11 – рівнинна річка Паладь; 12 – канал Новий Бота.

В цілому, усереднена оцінка вивчених водотоків за усіма наведеними показниками водних тварин (без урахування найгіршого та найкращого показника), наступна: перший клас якості «відмінний стан» має лише гірська ділянка р. Ботар. До другого класу якості «добрий стан» відноситься передгірська і низинна ділянка річки Ботар до розподільчого шлюзу та річки

Старий Ботар, Млиновиця, Холт і канал Новий Ботар. До третього класу «задовільний стан» річки Плешка, Ботарч та Паладь. Поганий стан з четвертим класом якості річки Вештеге та Егер.

1. *А.с. 31662 МОН України*. Комп'ютерна програма AquaBioBase / С.О. Афанасьєв, О.Є. Усов, О.О. Пілевич; заявка 18.11.2009. реєстр. 18.10.2010. бюл. № 21.
2. *Водна рамкова директива* ЄС 2000/60/ЄС: основні терміни та їх визначення / [підгот. Алієв К. та ін.]. – Вид. офіц. – К.: [б. в.], 2006. – 240 с.
3. *Методи гідроекологічних досліджень* поверхневих вод / [О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко та ін.]; за ред. В.Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
4. *Dolinskiy V.* Finding of Rutilus virgo (Heckel, 1852) (Pisces, Cyprinidae) in the Ukrainian section of the Upper Tisa basin / V. Dolinskiy, S. Afanasyev, E. Savchenko, I. Abramiuk, I. Velykopolskiy // 39th IAD Conference. – 21–24 August, 2012. God/Vacratot. – 2012. – P. 97.
5. *Schmidt–Kloiber A.* The AQEM/STAR taxa list – a pan–European macroinvertebrate ecological database and taxa inventory / A. Schmidt–Kloiber et al. // Hydrobiologia. – 2006. – Vol. 566, № 1. – P. 325–342.

Е.Н. Летицкая, С.А. Афанасьев, Л.В. Гулейкова, О.А. Голуб
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОДОТОКОВ МЕЖДУРЕЧЬЯ ТИСА-ТУР ПО СООБЩЕСТВАМ ВОДНЫХ ЖИВОТНЫХ

Детально изучены биологические элементы качества экологического состояния водных объектов междуречья Тиса-Тур, включая состав, структуру и распространение фауны (беспозвоночных сообществах на дне и растениях, а так же в планктоне), а также рыб. Установлено, что 1 класс состояния имеет горный участок реки Ботар. Реки Старый Ботар, Млиновиця и Холт, а так же предгорный и низинный участок р. Ботар и канал Новый Ботар – 2 класс. Реки Плешка, Ботарч и Паладь – 3, а Вештеге и Эгер – 4 класс экологического состояния.

Ключевые слова: междуречье рек Тиса-Тур, беспозвоночные, ихтиофауна, биоиндикация, экологическое состояние.

O.M. Lietytska, S.O. Afanasyev, L.V. Guleikova, O.O. Golub
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

HYDROBIOLOGICAL ASSESSMENT OF WATERCOURSES OF TISZA-TUR INTERSTREAM ACCORDING TO COMMUNITIES OF AQUATIC ANIMALS

Biological elements of the ecological state of water bodies of Tisza-Tur interstream, including composition, structure and distribution of fauna (invertebrate associations on the bottom and plants, as well as in plankton); and also structure and distribution of fish are studied particularly. It is shown that a mountain part of the River Botar has 1 class of ecological state. Old Botar, Mlunovitza and Holt Rivers, and also submontane and low-land area of Botar and New Botar channel – 2 class. For Pleshka, Botarch and Palad – 3 and for Veshtege and Eger Rivers – 4 class of ecological state.

Keywords: watercourses of Tisza-Tur, invertebrates, fish fauna, bioindication, ecological state

УДК 57.084.1

Б.Г. ЛИНЕЦКИЙ
Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

ВИЗУАЛЬНО НАБЛЮДАЕМЫЕ РЕАКЦИИ ТАЛИТРИД (CRUSTACEA: AMPHIPODA: TALITRIDAE) СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ПРИЧЕРНОМОРЬЯ НА ПОВЫШЕНИЕ СОЛЕНОСТИ

Супралиторальные талитриды (Talitridae) способны заселять берега временных водоемов, мигрируя по суше, но продолжают зависеть от водной среды. Это делает время наступления солевого анабиоза и долю выживших после него особей важными показателями при оценке возможности заселения исследуемой группой того или иного водоема. В экспериментах использовались виды *Talorchestia deshayesii* (Audouin, 1826), *Orchestia montaqui* Audouin, 1826 и *Orchestia cavimana* Heller, 1865. Они экспонировались в воде соленостью 50, 100 и 200 ‰ до наступления солевого анабиоза, время которого фиксировалось. Предлагается использование в качестве критерия солевого анабиоза у талитрид отсутствие дыхательной активности (движение жабр), как надежный и легко регистрируемый признак. Время его проявления и количество выживших особей имели отрицательную корреляцию с соленостью. Время наступления солевого анабиоза у лиманских *O. cavimana* оказалось значительно ниже, чем у морских видов (32 мин 24 сек, 10 мин 30 сек и 5 мин 48 сек при солености в 50, 100 и 200 ‰ соответственно, против 72 мин 15 сек, 35мин 36 сек и 28 мин 50 сек у *O. montaqui* и 64 мин, 29 мин 18 сек и 20 мин 12 сек у *T. deshayesii*). При этом убывание количества выживших особей с увеличением солености оказалось максимально выраженным у *O. montaqui* (70, 10 и 0 %), средне – у *O. cavimana* (60, 20, 10 %) и в наименьшей степени – у *T. deshayesii*, показавшей наибольшую долю выживших во всех концентрациях соли (100, 80 и 50 % соответственно).

Ключевые слова: Talorchestia deshayesii, Orchestia cavimana, Orchestia montaqui, солевой анабиоз.

Супралиторальные талитриды, хоть и ведут преимущественно наземный образ жизни, продолжают зависеть от водной среды [1]. Совершая миграции по суше, они способны заселять берега временных водоемов различной солености без постепенной адаптации. В связи с этим, время наступления солевого анабиоза и процент выживших после него при помещении в благоприятные условия особей являются важными показателями, позволяющими оценить возможность заселения супралиторальными талитридами того или иного водоема.

Использование визуально наблюдаемых реакций талитрид для индикации определенных физиологических процессов, вызванных влиянием внешней среды, дает обнадеживающие результаты из-за их надежности, дешевизны, простоты и чувствительности [3]. В связи с этим, нахождение поведенческих реакций, надежно маркирующих солевой анабиоз у морских блох представляется актуальным.

Целью этого исследования было выявление надежного визуально наблюдаемого маркера солевого анабиоза для супралиторальных талитрид, и нахождение закономерности изменения времени его проявления и доли выживших особей в зависимости от солености и вида.

Материал и методы исследований

Исследование проводили на трех видах талитрид, массовых в местах своего обитания на северо-западном побережье Черного моря: *Talorchestia deshayesii* (Audouin), которых собирали при помощи световой ловушки на песчаном морском пляже около села Григорьевка, Одесской обл., *Orchestia cavimana* Heller с побережья Днестровского лимана, собранных вблизи пгт. Овидиополь, и *Orchestia montaqui* Audouin – из выбросов зостеры с побережья

Джарылгацкого залива на о. Джарылгач (Черное море). До проведения экспериментов животных содержали в лабораторных условиях не более десяти суток вместе с естественным субстратом.

Растворы соли 50, 100 и 200‰ готовили путем разведения морской соли фирмы Sera в дистиллированной воде и контролировали с помощью оптического рефрактометра с автоматическим температурным компенсатором RHS-4ATC.

В экспозиционные сосуды помещали по одной особи тест-объектов в 10-ти повторностях для каждого варианта солености. Эксперимент выполнен при стандартных лабораторных условиях и температуре +25°С. Регистрировали время проявления визуальной реакции – остановки движения жабр. Талитрид, впавших в солевой анабиоз омывали морской водой (12,5‰), и помещали в пробирку. Количество выживших фиксировали. Статистическую обработку данных проводили в программе Microsoft Excel 2003 стандартными методами.

Результаты исследований и их обсуждение

Наиболее надежным признаком солевого анабиоза, регистрируемым визуально, оказалась полная остановка движения жабр. Между временем его проявления и соленостью во всех случаях наблюдали отрицательную корреляцию (табл.).

Таблица

Коэффициенты корреляции Пирсона между временем остановки движения жабр и соленостью (А), и долей выживших особей и соленостью (Б) для разных видов талитрид

Вид	А	Б
T. deshayesii	–0,87001	–0,99718
O. cavimana	–0,85387	–0,86603
O. montaqui	–0,84622	–0,83577

При этом *O. montaqui* и *T. deshayesii*, обитавшие на морском побережье выдерживали высокую соленость существенно дольше, чем *O. cavimana* с Днестровского лимана (рис. 1).

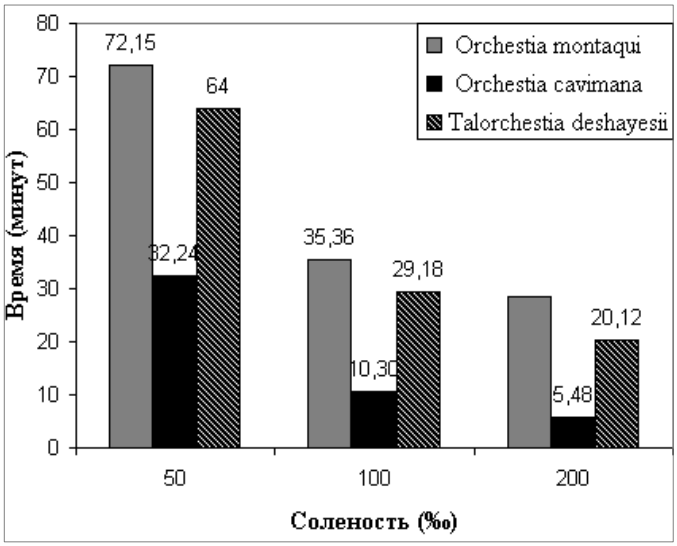


Рис. 1. Время (мин.) остановки движения жабр талитрид при разной солености

Процент особей, выживших после солевого анабиоза также отрицательно коррелировал с соленостью (см. табл.). У *O. montaqui* численность выживших экземпляров резко падала с возрастанием солености, у *T. deshayesii* ее снижение было постепенным, а *O. cavimana* заняла промежуточное положение (рис. 2).

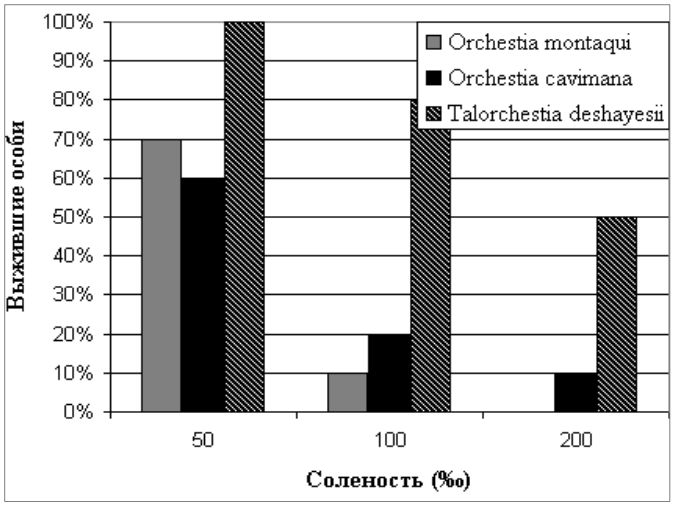


Рис. 2. Процент выживших талитрид после солевого анабиоза

Полученные данные дополняют информацию о соленостной толерантности супралиторальных талитрид, полученные на примере *Traskorchestia traskiana* (Stimpson, 1857) [2].

Выводы

1. Установлен надежный и легко фиксируемый визуально признак солевого анабиоза – полная остановка движения жабр.
2. Сравнение времени остановки движения жабр при разной солености выявило отрицательную корреляцию (от –0,84622 до –0,87001). У *O. montaqui* при солености 50‰ остановка движения жабр наблюдалась на 72 мин 15 сек экспозиции, при 100‰ – на 35 мин 36 сек, а при 200‰ – на 28 мин 50 сек. Для *O. cavimana* эти показатели равны 32мин 24 сек, и 10 мин 30 сек соответственно, а для *T. deshayesii* – 64 мин, 29 мин 18 сек и 20 мин 12 сек. Такая разница может объясняться тем, что особи *O. cavimana* с побережья Днестровского лимана обитали в условиях стабильной низкой солености.
3. Сравнение доли выживших особей при разной солености выявило отрицательную корреляцию (от –0,83577 до –0,99718). Количество выживших после солевого анабиоза особей у *O. montaqui* резко убывает от семи из десяти при 50‰ до одной при 100‰. Соленость 200‰ оказалась летальной. У *T. deshayesii* все особи восстановились после наступления анабиоза при 50‰, восемь выжило при 100‰ и пять – при 200‰. Для *O. cavimana* эти значения составили 6, 2 и 1 особь, соответственно.

1. *Булычева А. И.* Морские блохи морей СССР и сопредельных вод / А. И. Булычева. – М.: Изд-во АН СССР, 1957. – 187 с.
2. *Koch H.* Salinity tolerance and osmoregulation of *Traskorchestia traskiana* (Stimpson, 1857) (Amphipoda, Talitridae) / Helmut Koch. // Crustaceana. – 1991. – С. 21–37.
3. *Ugolini A.* Behavioral responses of the supralittoral amphipod *Talitrus saltator* (Montagu) to trace metals contamination / A. Ugolini, C. Pasquali, D. Baroni, G. Ungherese // Ecotoxicology. – 2012. – Т. 21, № 1. – С. 139–147.

Б.Г. Лінецький
Інститут морської біології НАН України, Одеса

РЕАКЦІЇ ТАЛІТРИД (CRUSTACEA: AMPHIPODA: TALITRIDAE) ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я НА ЗРОСТАННЯ СОЛОНОСТІ, ЩО ФІКСУЮТЬСЯ ВІЗУАЛЬНО

Розглянуто реакції талітрид північно-західного Причорномор'я, що надійно маркують певні фізіологічні процеси, що протікають при різкому збільшенні солоності та фіксуються візуально. Найбільш надійною ознакою сольового анабіозу, що спостерігається візуально у

Talorchestia deshayesii (Audouin), *Orchestia cavimana* Heller та *Orchestia montaqui* Audouin, визнано припинення руху зябер. У лабораторних умовах було експериментальним шляхом визначено час до прояву сольового анабіозу та відсотку особин, що вижили після нього за сприятливих умов для цих трьох видів. Аналіз виявив значну негативну кореляцію між цими параметрами та солоністю води. Особини, що були зібрані із морського узбережжя витримували високу солоність значно більший проміжок часу, ніж *O. cavimana* із узбережжя Дністровського лиману. Зменшення відсотку особин, що вижили зі збільшенням солоності сильно відрізнялось у різних видів.

Ключові слова: Talorchestia deshayesii, Orchestia cavimana, Orchestia montaqui, сольовий анабіоз

B.G. Linetskii
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

VISUAL OBSERVABLE RESPONSES OF TALITRIDAE SPECIES FROM THE NORTHWEST BLACK SEA COAST TO SALINITY INCREASE

Visually observable responses of the Talitridae species from the northwest Black sea coast, which reliably mark specific phisiological processes related to sharp increase of salinity was observed. The most reliable visually observable response of *Talorchestia deshayesii* (Audouin), *Orchestia cavimana* Heller and *Orchestia montaqui* Audouin to salinity anabiosis was recognized as stopping of gills movement. The time before salinity anabiosis demonstration and survival after it in favorable conditions was experimentally determined under laboratory conditions for these three species in 50, 100 and 200‰ saline. The analysis was revealed, significant correlation between this responses and salinity of water. Those individuals which were collected from a seashore are able to longer withstand this salinities, than *O. cavimana* from estuary. The decrease of survival with increase of salinity was different for this species.

Keywords: Talorchestia deshayesii, Orchestia cavimana, Orchestia montaqui, salinity anabiosis

УДК 504.454+551.468.4

Н.С. ЛОБОДА, О.М. ГРИБ

Одеський державний екологічний університет
вул. Львівська, 15, Одеса, 65016, Україна

ОЦІНКА ПЕРСПЕКТИВ ФУНКЦІОНУВАННЯ ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ В УМОВАХ ЗМІН ГЛОБАЛЬНОГО КЛІМАТУ (СЦЕНАРІЙ А1В) НА ОСНОВІ ІМІТАЦІЙНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ВОДНО-СОЛЬОВОГО БАЛАНСУ ВОДОЙМИ

За даними сценарію А1В глобального потепління клімату з використанням моделі «клімат-стік» оцінені можливі зміни водних ресурсів в басейні Тилігульського лиману. На основі імітаційного моделювання водно-сольового балансу водойми визначені перспективи функціонування лиману при різних варіантах водообміну з морем та рівнях водогосподарської діяльності на водозборі.

Ключові слова: Тилігульський лиман, модель «клімат-стік», зміни глобального клімату, водообмін, водно-сольовий баланс

Тилігульський лиман є закритим лиманом, який епізодично сполучається з морем через штучний канал. До Тилігульського лиману несуть свої води такі річки: Тилігул, Балайчук (Балай), Царега, а також декілька балок. Установлено, що до початку значущого впливу глобального потепління з водозбору річки Тилігул до лиману надходило 82% загального природного стоку річок. Саме річка Тилігул є єдиною з річок водозбору Тилігульського

лиману, на якій були організовані гідрометричні спостереження. Аналіз характеристик стоку (річного, максимального, мінімального) у створі р.Тилігул – с. Березівка дозволив виявити суттєві зміни у формуванні водного режиму, які відбулися у останні два десятиріччя. Річний стік за період 1989-2011 рр. зменшився на 39,3% [5]. Збільшення температур повітря, води, а разом із тим зростання випаровування з поверхні суші та водного дзеркала водойм на фоні незначної зміни або навіть зменшення річних опадів викликають зниження припливу поверхневого стоку від річок до лиману та сприяють його поступовому обмілінню й інтенсивному зростанню солоності. Зменшення стоку річок посилюється за рахунок водогосподарської діяльності, представленої, насамперед, штучними водоймами, які обумовлюють втрати стоку на їх заповнення та додаткове випаровування з водної поверхні.

Головна особливість формування водного та сольового балансів Тилігульського лиману полягає в тому, що навіть у середній за водністю рік річний об'єм випаровування з водної поверхні лиману перебільшує сумарне надходження прісних вод з атмосферними опадами та стоком річок, внаслідок чого прісний баланс водойми стає від'ємним. Зменшення об'єму вод лиману через інтенсивне випарування, при збереженні маси солей і біогенних речовин, призводить до підвищення їх концентрацій. Крім того, при низькому рівні води в лимані, внаслідок осушування і зникнення прибережних мілководь, зменшується площа кормових ділянок для деяких видів птахів, які охороняються, зростає доступність гніздівель для наземних хижаків та місцевого населення і рекреантів. Наслідком багаторічної тенденції збільшення солоності вод в лимані є зміна домінування у видовому складі водної флори і фауни прісноводно-солонуватоводних і солонуватоводних комплексів на морські і солонуватоводні-морські. Отже, утворилася реальна небезпека перетворення у XXI сторіччі Тилігульського лиману в гіпергалинну водойму зі значно меншим біорізноманіттям водної флори і фауни, ніж в теперішній час [2]. Показано, що для компенсування дефіциту «прісного» балансу необхідно поповнювати лиман морською водою через штучний з'єднувальний канал.

Метою даної роботи є оцінка можливих змін складових водно-сольового балансу Тилігульського лиману в умовах глобального потепління за даними сценарію глобального потепління A1B, реалізованого в регіональній кліматичній моделі REMO (сценарій M10) проекту ENSEMBLES при різних варіантах водообміну з морем та рівня водогосподарської діяльності на водозборі.

Матеріал і методи досліджень

Оцінка припливу прісних вод до Тилігульського лиману за метеорологічними даними, представленими в сценарії, виконувалась під керівництвом д. геогр. н., проф. Лободи Н. С. на основі застосування моделі «клімат-стік», розробленої для визначення характеристик стоку річок України у природних та порушених водогосподарською діяльністю умовах при відсутності або недостатності даних гідрологічних спостережень.

Для прогнозу водно-сольового режиму Тилігульського лиману шляхом імітаційного стохастичного моделювання була отримана вікова реалізація випадкового процесу стоку, представлена у виді щомісячних витрат. Для її побудови розрахунки виконувалися за такими етапами: визначення статистичних параметрів річного (природного або побутового) стоку за розрахунковий інтервал; установлення показника β_H посушливості (зволоженості) року; обчислення емпіричної забезпеченості β_H для кожного року та використання цієї величини для установлення забезпеченості водності року; розрахунки річного стоку установленої забезпеченості; розрахунки сезонного стоку у кожному році з використанням отриманих за моделлю «клімат-стік» внутрішньорічних розподілів; розрахунки місячного стоку з використанням розподілу стоку у межах кожного сезону [1].

Визначення змін рівнів та мінералізації Тилігульського лиману у сценарних кліматичних умовах відбувалося за моделлю водно-сольового балансу, розробленою О. М. Грибом [4]. Модель була калібрована та верифікована на ретроспективних даних за період 1953-2012 рр., в ній значна умаса приділялася установленню морфометричних характеристик лиману [2] та розробці методик визначення складових водно-сольового балансу, серед яких значне місце займають розрахунки випаровування з водної поверхні [3]. В результаті був запропонований поділ лиману на чотири частини. Найближча до Чорного моря частина I, найбільш віддалена

від нього – частина IV. Надходження прісних вод від водотоків до I частини лиману забезпечується стоком балок Кам'янистої (Кам'яної), Бесарабської та Ленінської, до II – стоком балок Кефалевої, Хуторської та Чабанської, до III – стоком річки Царега та балки Балгарської, до IV – стоком річок Тилігул та Балай (Балайчук). Наступне моделювання складових водного та сольового балансів виконувалося як окремо для кожної із частин, так і для усього лиману в цілому.

Визначення шарів атмосферних опадів та випаровування з водної поверхні лиману в умовах клімату майбутнього (до 2100 р.) виконувалося за даними вузла модельної сітки, розташованого поблизу південно-західної межі Тилігульського лиману.

Результати досліджень та їх обговорення

За даними сценарію змін глобального клімату (M10), застосованого до розрахунків природного стоку за моделлю «клімат-стік» [6], отримано, що водні ресурси річок, які живлять лиман, у період 2001-2040 рр. будуть зменшуватись від 56,1 млн. $м^3$ (минуле сторіччя, до початку глобального потепління, тобто до 1989 р.) до 29,0 млн. $м^3$, що становить 48,2%. У 2041-2070 рр. приплив дещо збільшиться за рахунок зростання опадів і становитиме 34,7 млн. $м^3$ (зменшення стоку порівняно із минулим сторіччям становитиме 38%). В останній третині XXI сторіччя (2071-2098 рр.) надходження річного стоку знову зменшиться до 22,4 млн. $м^3$, що означає зниження водних ресурсів на 60% відносно даних до 1989 року.

Моделювання водно-сольового балансу Тилігульського лиману було виконане для умов безперервного та періодичного (з квітня по червень) водообміну з морем у межах представленого сценарієм M10 періоду 2011-2100 рр. Отримані результати показали, що стабілізація рівнів і мінералізації води в лимані та його окремих частинах можлива лише в умовах безперервного водообміну лиману з морем через з'єднувальний канал. За умов збереження сучасного рівня водогосподарської діяльності у вигляді штучних водойм мінералізація (солоність) води Тилігульського лиману та його частин буде значно вищою ніж в умовах природного стоку. У цілому за 90 років (з 2011 по 2100 рр.) середня для лиману мінералізація води збільшиться на 28,24 $г/дм^3$ та буде дорівнювати наприкінці XXI сторіччя 51,24 $г/дм^3$. Найменший діапазон змін мінералізації води буде спостерігатися в I частині лиману – від 19,99 до 38,95 $г/дм^3$, а найбільший в IV частині – від 12,68 до 135,11 $г/дм^3$. Таким чином, при збереженні сучасного рівня водогосподарської діяльності на басейні лиману, навіть при безперервному водообміні з морем, у період з 2011 по 2100 рр. загалом буде відбуватися інтенсивне засолення лиману. Установлено, що ефект стабілізації мінералізації води при функціонуванні IV частини лиману як безстічної водойми (без водообміну з III частиною) може бути досягнутий лише в умовах надходження природного (непорушеного водогосподарською діяльністю) стоку річок. У такому випадку водно-сольовий режим цієї водойми значно поліпшиться й мінералізація води буде дорівнювати в середньому за період з 2011 по 2100 рр. 10,3 $г/дм^3$ [1].

Висновки

Найбільш перспективною визнана можливість функціонування IV частини лиману як відокремленої штучної водойми із науково обґрунтованою відміткою нормального підпорного рівня. Такий напрям розвитку життєдіяльності лиману можливий лише за рахунок оптимізації будівництва та експлуатації ставків і водосховищ. У такому випадку у багатоводні роки, коли надходження прісних вод опадів та стоку річок перевищуватиме втрати на випаровування з водної поверхні, можуть створюватися умови для накопичення прісної води у цій водоймі. Крім того, опріснення та збільшення об'єму води IV частини лиману надасть можливість її використання, наприклад, для вирощування в промислових масштабах багатьох видів прісноводних риб, що повністю компенсує втрати в галузі рибного господарства, пов'язані з ліквідацією ставків і водосховищ в річках і балках на водозбірному басейні.

1. *Водні* ресурси та гідроекологічний стан Тилігульського лиману: Монографія // Під ред. Ю. С. Тучковенко, Н. С. Лободи. – Одеса: ТЕС, 2014. – 278 с.
2. *Гриб О. М.* Оцінка морфометричних характеристик і рельєфу дна Тилігульського лиману та їх особливості / О. М. Гриб // Вісник Од. держ. еколог. ун-ту. – 2014. – Вип. 17. – С. 185–196.

3. *Гриб О. М.* Оцінка випаровування з водної поверхні в районі Тилігульського лиману / О. М. Гриб // Вісник Од. держ. еколог. ун-ту. – 2014. – Вип. 17. – С. 173–184.
4. *Гриб О. М.* Оцінка водно-сольового режиму Тилігульського лиману за різних умов водообміну з Чорним морем / О. М. Гриб, Н. С. Лобода, Ю. С. Тучковенко // Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології: Матер. 6-ої Всеукр. Наук. конф. з міжнар. уч. – Дніпропетровськ: ТОВ «Акцент ПП», 2014.– С. 72–75.
5. *Лобода Н. С.* Зміни кліматичних чинників та характеристик стоку р. Тилігул під впливом глобального потепління / Н. С. Лобода, Ю. В. Божок, А. М. Куза // Вісник Од. держ. еколог. ун-ту. – 2014. – Вип. 17. – С. 116–127.
6. *Лобода Н. С.* Оцінка водних ресурсів річок басейну Тилігульського лиману в умовах змін глобального клімату / Н. С. Лобода, Ю. В. Божок // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2014. – Т. 1 (32). – С. 32–40.

Н. С. Лобода, О. Н. Гриб
Одесский государственный экологический университет, Украина

ОЦЕНКА ПЕРСПЕКТИВ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ТИЛИГУЛЬСКОГО ЛИМАНА В УСЛОВИЯХ ИЗМЕНЕНИЯ ГЛОБАЛЬНОГО КЛИМАТА (СЦЕНАРИЙ А1В) НА ОСНОВЕ ИМИТАЦИОННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ ВОДНО-СОЛЕВОГО БАЛАНСА ВОДОЁМА

По данным сценария А1В глобального потепления с использованием модели «климат-сток» оценены возможные изменения водных ресурсов в бассейне Тилигульского лимана. На основе имитационного моделирования водно-солевого баланса водоёма определены перспективы функционирования лимана при разных вариантах водообмена с морем и уровнях хозяйственной деятельности на водосборе.

Ключевые слова: Тилигульский лиман, модель «климат-сток», изменения глобального климата, водообмен, водно-солевой баланс

N. S. Loboda, O. M. Grib
Odesa State Environmental University, Ukraine

ASSESSMENT OF THE PROSPECTS OF TILIGUL LIMAN FUNCTIONING ON CONDITIONS OF GLOBAL CLIMATE CHANGE (SCENARIO A1B) BASED ON THE SIMULATION OF WATER-SALT BALANCE OF THE RESERVOIR

According to the scenario A1B global warming the possible changes of water resources in the basin of Tyligul liman were estimated using the model of «climate-runoff». The prospects of the functioning of the liman were identified on the base of simulation of water-salt balance at different variants of water exchange with the sea and the levels of water management in the catchment area.

Keywords: Tyligul liman, model «climate-runoff», global climate changes, water exchange, water-salt balance

УДК 581.526.325(477)

Н.В. МАЙСТРОВА

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ВОДОРОСТІ ПЛАНКТОНУ ЯК ПРИРОДНИЙ ІНДИКАТОР СТАНУ ЕКОСИСТЕМИ ВОДОСХОВИЩА

На прикладі верхньої ділянки Канівського водосховища, яка перебуває в умовах постійного антропогенного забруднення різного походження, виявлені чутливі до встановлення зон локальних забруднень та меж їх поширення показники фітопланктону.

Ключові слова: фітопланктон, чисельність, біомаса, біоіндикація, водосховище, коефіцієнт (N/B), види-домінанти

Відомо, що біоіндикація базується на присутності і кількісному розвитку угруповань чи видів, толерантних до певних умов, за структурними або функціональними показниками яких у водних екосистемах характеризують стан і якість середовища існування гідробіонтів. Надійну інформацію про поточну екологічну ситуацію може надавати і планктонна альгофлора. Хоча існує велика ймовірність присутності у фітопланктоні занесених із інших місць існування «випадкових для планктону» видів, він достатньо швидко реагує на забруднення, доречно і успішно використовується у методиках екологічної оцінки якості вод, стану гідроекосистем та оцінки екологічного стану водного середовища [1-5]. Зміною видового складу, багатства та розвитку фітопланктон відповідає на надходження у водойму забруднення побутових, промислових, зливових стічних вод. Передусім вірогідніше подібну ситуацію можна відстежити у межах міст, де існують чимало джерел надходження забруднень у водну екосистему.

Така особливість притаманна фітопланктону верхньої ділянки Канівського водосховища, де формування планктонних угруповань річкової частини водосховища відбувається під дією багатьох потужних чинників, зокрема, впливом роботи Київської ГЕС, активним водообміном із придатковою системою водосховища, р. Десна, наявністю сталих джерел надходження забруднених вод [2, 4].

Метою цієї роботи було виявлення змін структурних показників фітопланктону у зонах екологічної напруги – зонах локальних забруднень та межах їх поширення.

Матеріал і методи досліджень

Як матеріалом для роботи скористалися результатами досліджень фітопланктону верхньої ділянки Канівського водосховища 2003-2007 рр., до яких застосовували прийняті у гідробіології методики відбору і опрацювання проб фітопланктону та визначення видового складу водоростей. Використовуючи підхід до дослідження біоти в зонах екологічної напруги з урахуванням ступеня забруднення, станції відбору проб розподілили на: фонові (I-III), місця локального забруднення – контакту стічних вод (IV), а також зони трансформації, де їхній вплив помітний (V) (таблиця).

Таблиця

Станції відбору проб, згруповані за ступенем забруднення

Групи станцій				
I	II	III	IV	V
Нижній б'єф Київської ГЕС	р. Десна	Вище скиду забруднення	Скид	Нижче скиду забруднення
Нижній б'єф Київського в-ща (право- і лівобережні)	р. Десна в районі 10-го км	Вище затоки Вовкувата	Скид очисних споруд (ОС) м. Вишгорода (вище ДВС)	Нижче Дніпровської водозабірної станції (ДВС)
	р. Десна в р-ні водозабору	Вище гирла р. Либідь	Скид р. Либіді	Нижче затоки Вовкувата
	Гирлова ділянка р. Десни	Вище Бортницької станції аерації (БСА)	Скид ОС Бортницької станції аерації	Нижче гирла р. Либідь
	Нижче гирла р. Десни	Вище Трипільської ДРЕС	Скид очисних споруд м. Українка	Нижче Бортницької станції аерації
				Нижче с. Трипілля

Результати досліджень та їх обговорення

Верхня ділянка Канівського водосховища – водойма із складною гідрологічною структурою, що об'єднує в собі різнорідні за морфометричними і біотопічними умовами ділянки із різною гідродинамічною активністю та включає води різного походження, зокрема і чимало локальних скидів, наприклад із очисних споруд міст Києва, Вишгорода, Українки. Для цієї ділянки притаманний річковий гідрологічний режим, а робота Київської ГЕС сприяє перемішуванню водних мас, посилюючи швидкість течії (до 1 м/с) [2]. Фітопланктон верхньої ділянки

водосховища формується за рахунок аллохтонного надходження фітопланктону із Київського водосховища, р. Десни, автохтонного планктону придаткової системи водосховища та специфічних водоростевих угруповань, які розвиваються у місцях постійного надходження і трансформації забруднених вод [2, 4].

Поширена думка [5], що так як більшість видів водоростей планктону є пасивними планктонтами і легко переносяться потоком води вниз за течією, то в умовах активного впливу гідрологічного чинника вони не завжди виступають достовірним показником забруднення. Для підтвердження чи спростування цього твердження масив даних багаторічних досліджень фітопланктону об'єднали у групи (див. табл.).

Для згрупованих станцій простежується гетерогенність основних гідрофізичних і гідрохімічних показників та їх відхилення у місцях локального забруднення, яке виражається у зниженні pH, вмісту у воді кисню та підвищенні температури води (рис. 1).

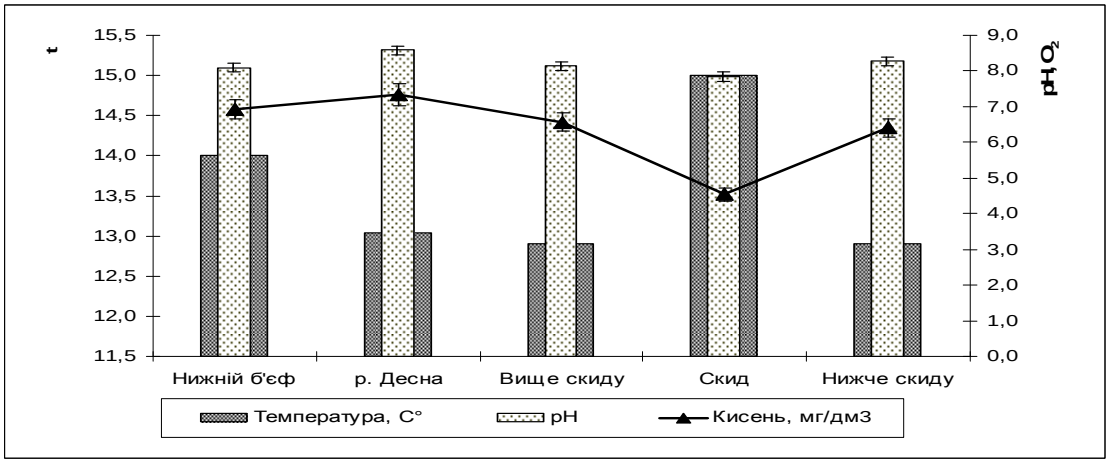


Рис. 1. Динаміка температури, pH та вмісту у воді кисню на станціях, згрупованих за ступенем забруднення

Окрім традиційних у індикаторній практиці показників видового багатства фітопланктону, кількісного розвитку – чисельності (*N*) і біомаси (*B*) – як показник в діагностуванні забруднених зон використали частку здатних до активного руху форм, коефіцієнт пропорційності між чисельністю і біомасою (*N/B*) або середню масу клітини (*m*) водоростей. Як виявилося, використані показники адекватно передають високу чутливість реагування фітопланктону на надходження у водойму забруднюючих речовин та дозволяють діагностувати їхню наявність у екосистемі (рис. 2).

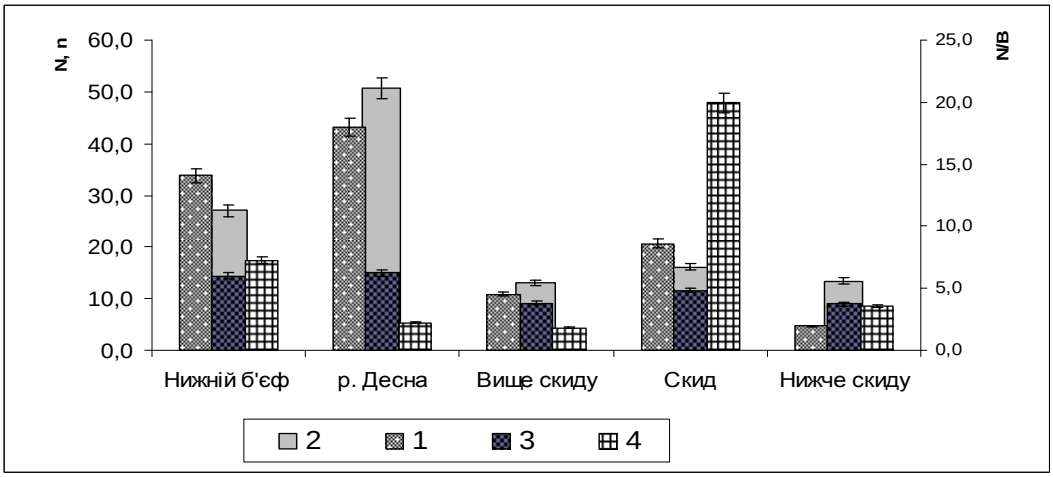


Рис. 2. Чисельність (1) (млн кл./дм^3), число видів (2), відділів (3) та коефіцієнт пропорційності *N/B* (4) водоростей планктону Канівського водосховища

Традиційно високими показниками розвитку фітопланктону р. Десни скористалися для порівняння. У водосховищі спостерігається трансформація потамопланктону, яка супроводжується зниженням всіх показників навіть на ділянках відносного благополуччя, що знаходяться вище відомих джерел постійного скиду забруднених вод.

Для місць локального забруднення відмічені зміни показників фітопланктону: зростання чисельності, видової і таксономічної різноманітності за рахунок дрібних водоростей (високий коефіцієнт *N/B*, відповідно, низька середня маса особини), часто здатних до активного руху (рис. 3).

Показано, що переважна частина стійких до постійного антропогенного навантаження видів водоростей виявилися джгутиковими за типом структури клітини та міксотрофами за способом живлення. Нижче зон постійного надходження у водойму стічних вод та вздовж градієнта дії цього фактора спостерігалося спрощення планктонних угруповань: зниження чисельності, видового багатства, а також зменшення видів, здатних до активного руху та зростання середньої маси клітини водоростей (рис. 3).

Основою фітопланктону водосховища виступають угруповання зелено-діатомових водоростей, але відповідно до ступеня та специфічності антропогенного навантаження перерозподіляється роль субдомінуючих відділів, що проявляється у зростанні в зонах екологічної напруги частки представників відділів евгленових, криптофітових та синьозелених.

Перебудова домінуючих угруповань водоростей планктону залежить від походження та типу хімічного забруднення вод.

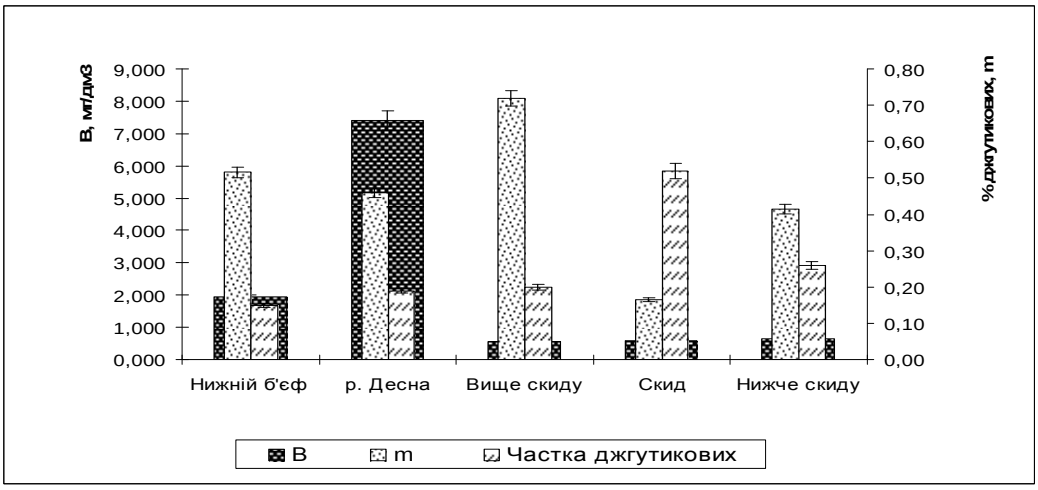


Рис. 3. Біомаса (*B*, мг/дм^3), середня маса клітини (*m*, мг/кл×10^{-6}) та частка здатних до активного руху (джгутикових) видів водоростей планктону фонових та забруднених ділянок Канівського водосховища

Домінування стійких до органічного забруднення представників родів джгутикових криптомонад *Cryptomonas* і *Rodomona*s, яке відмічали у місцях скиду очисних споруд міст Вишгорода і Українки, свідчить про приуроченість цих водоростей із змішаним типом живлення до зон водосховища, води яких характеризуються підвищеними концентраціями біогенних речовин.

У зоні впливу очисних споруд м. Києва мають перевагу полідомінантні угруповання із зелених вольвоксових, евгленових, криптофітових, чи діатомових (в осінньо-зимово-весняний період) водоростей, які стійкі до органічного та токсичного забруднення. Структуроутворюючими у таких випадках виступають види, що витримують підвищені концентрації органічної речовини: *α*–сапроби *Stephanodiscus hantzschii* і *Cyclotella meneghiniana, Euglena proxima*, *Oscillatoria tenuis*, *β-α*– і *β*–сапроби із родів *Chlamydomonas*, *Strombomonas*, та *Cryptomonas*, *Rodomonas.* Отже, домінування поряд із *S. hantzschii* і *C. meneghiniana* видів, здатних до активного руху чи міксотрофного живлення, є свідченням підвищеного біогенного навантаження.

У гирлі р. Либідь, незалежно від вегетаційного сезону, перевагу мали стійкі щодо мінералізації води види. Домінували види із широкою екологічною валентністю: індикатори органічного забруднення, підвищеної мінералізації, евритермні чи навіть теплолюбні види.

Показано, що фітопланктон із «фонових» і забруднених ділянок дуже різнорідний, з невисоким коефіцієнтом видової подібності за Серенсеном. Але схожі угрупування водоростей виокремлюються в спільні клади із місць розташованих на значній відстані: скиду очисних споруд (міст Вишгорода, Києва, Українки); ділянок, що знаходяться в зоні їх впливу; з фонових ділянок з домінуванням природних факторів.

Висновки

Отже, фітопланктон швидко і достовірно реагує на наявність забруднення в зонах екологічної напруги появою і ступенем розвитку у домінуючому комплексі стійких до певних типів забруднення видів, різким зростанням чисельності за рахунок дрібних водоростей (коефіцієнт *N/B* зростає в десятки-сотні разів), більшість яких здатна до активного руху і міксотрофного способу живлення.

1. *Методика* екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями // В. Д. Романенко, В. М. Жукинский, О. П. [та ін.]. – К.: Символ – Т, 1998. – 28 с.
2. *Оксиюк О. П.* Состояние экосистемы Киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования / О. П. Оксиюк, В. М. Тимченко, О. А. Давыдов [и др.]. – К.: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 1999. – 59 с.
3. *Шаров А. Н.* Индикаторная роль фитопланктона в оценке долговрменных изменений качества вод больших озер /А. Н. Шаров // Водные ресурсы. – 2008. – Т. 35, № 6. – С. 697–702.
4. *Щербак В. І.* Фітопланктон київської ділянки Канівського водоймища та чинники, що його визначають / В. І. Щербак, Н. В. Майстрова. – К.: Інститут гідробіології НАНУ, 2001. – 70 с.
5. *Dokulil M. T.* Algae as ecological bio-indicator / M. T. Dokulil // Bioindicators and biomonitors. – Elsevier Science Ltd., 2003. – P. 285–324.

Н.В. Майстрова
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ВОДОРОСЛИ ПЛАНКТОНА КАК ПРИРОДНЫЙ ИНДИКАТОР СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ВОДОХРАНИЛИЩА

Показано, что для выявления зон экологического напряжения – поступления и влияния локального загрязнения – наиболее восприимчивы следующие показатели фитопланктона: суммарная численность фитопланктона, коэффициент *N/B*, доля видового богатства и численности способных к активному движению видов, изменение видов-доминантов.

Ключевые слова: фитопланктон, биоиндикация, водохранилище, численность, биомасса, коэффициент (N/B), виды-доминанты

N.V. Maystrova
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE PLANKTON ALGAE AS A NATURAL INDICATOR OF RESERVOIR'S ECOSYSTEM STATE

On the example of the upper part of the Kaniv Reservoir it is shown that to identify the areas of environmental pressure – inputs and influence of local pollution – the most receptive indicators of phytoplankton are the following: the total number of phytoplankton, the coefficient N/B, the part of species richness and abundance of capable to active movement species, changes of dominant species.

Keywords: phytoplankton, bioindication, reservoir, abundance, biomass, coefficient (N/B), the dominant species

УДК 574.587 (262.5)

М.В. МАКАРОВ, М.А. КОВАЛЁВА, Н.А. БОЛТАЧЁВА, В.Г. КОПИЙ, Л.В. БОНДАРЕНКО

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского
пр. Нахимова, 2, Севастополь, АР Крым

МАКРОЗООБЕНТОС ЕСТЕСТВЕННЫХ ТВЁРДЫХ СУБСТРАТОВ В АКВАТОРИЯХ ПРИМЫМЫКАЮЩИХ К КЕРЧЕНСКОМУ ПОЛУОСТРОВУ (КРЫМ)

Впервые представлены данные по видовому составу и состоянию макробентоса на валунах и скалах осадочного происхождения в акваториях примыкающих к Керченскому полуострову. Идентифицировано 56 видов макрозообентоса. В акваториях Казантипа и Опука выделены сообщества *Mytilaster lineatus*.

Ключевые слова: макрозообентос, сообщества скал, Керченский полуостров, Mytilaster lineatus

Керченский полуостров уникален тем, что он омывается водами двух морей – Чёрного на юге и Азовского на севере. Это создаёт разные экологические условия в регионе, в частности различную солёность, что накладывает отпечаток на местную фауну. Макрозообентос обрастаний твёрдых поверхностей естественного происхождения в акваториях примыкающих к Керченскому полуострову ранее не исследовали.

Цель данной работы изучение качественного и количественного состава макрозообентоса обрастаний известняковых валунов и скал в двух районах акватории вдоль побережья Керченского полуострова.

Материал и методы исследований

Пробы отбирали в августе 2013 г. в районах: Азовское море – Казантипский природный заповедник на валунах (глубины 0 и 1 м) и Чёрное море – Опукский природный заповедник (скалы на отметках 0, 1 и 2 м). С валунов и скал пробы брали с помощью рамки, площадью 0,04 м^2, обшитой мельничным газом, диаметром ячеи 0,5 мм. Материал фиксировали 4 % раствором формальдегида. В лабораторных условиях макробентос разбирали по основным систематическим группам. Представителей Bivalvia и Polyplacophora идентифицировала М. А. Ковалёва, Gastropoda – М. В. Макаров, Annelida – Н. А. Болтачёва и В. Г. Копий, Arthropoda – Л. В. Бондаренко, Chironomidae (larvae) – Е. А. Колесникова, Actinaria – Н. К. Ревков. Platyhelmintes и Nemertea до вида не определяли. Рассчитывали среднюю численность (N, экз./м^2), среднюю биомассу (B, г/м^2), встречаемость (P, %) каждого вида, а также анализировали трофическую структуру биоценозов [2, 3, 7]. Сообщества выделяли по доминирующему по биомассе виду [1]. Сходство фаун определяли по индексу Чекановского – Серенсена [6], где *a* – число общих видов, *b* и *c* – число видов в сравниваемых списках. Солёность воды (‰) измеряли с помощью портативного прибора «SENSION – 5».

Результаты исследований и их обсуждение

На валунах и скалах в акватории Казантипа обнаружено 18 видов, в районе Опука – 44 вида макрозообентоса (табл.).

Средняя численность макрофауны в водах, примыкающих к мысу Опук составила 33302±995 экз./м^2, биомасса – 2634,4±66,9 г/м^2, а в районе м. Казантип эти показатели были 9399±179 экз./м^2 и 125±3,9 г/м^2 соответственно. Численность и биомасса ракообразных несколько выше в районе м. Казантип, чем на м. Опук благодаря большому количеству *I. balthica*.

В обоих исследуемых районах выделены сообщества двустворчатого моллюска *M. lineatus*. Их видовой состав значительно различается: индекс общности видов Чекановского-Серенсена составил 0,19 (6 общих видов). Важно отметить, что на подобных субстратах в

других районах верхней сублиторали Крыма, в частности, в акваториях Карадага [4] и Тарханкута также отмечено сообщество *M. lineatus*.

Таблица

Качественный состав и количественные показатели (N, экз./м^2, B, г/м^2, P, %) макрозообентоса обрастаний валунов и скал в акваториях, примыкающих к Керченскому полуострову

Видовой состав	Казантип			Опук		
	N	B	P	N	B	P
1	2	3	4	5	6	7
CNIDARIA						
Actinia equina (Linnaeus, 1758)	92	0,28	33	192	0,61	50
PLATYHELMINTES g.sp.	58	0,06	100	29	0,42	83
NEMERTEA g.sp.	0	0	0	50	0,08	67
ANNELIDA						
Capitella capitata (Fabricius, 1780)	0	0	0	4	0,01	17
Capitellidae gen. sp.	0	0	0	171	0,28	83
Cirrophorus harpagoneus Storch, 1967	25	0,03	67	0	0	0
Fabricia stellaris (Müller, 1774)	8	0,01	33	0	0	0
Harmothoë reticulata (Claparède, 1870)	0	0	0	21	0,07	67
Nereidae gen. sp.	0	0	0	704	0,27	100
Nereis zonata Malmgren, 1867	0	0	0	104	1,92	100
Perinereis cultrifera (Grube, 1840)	0	0	0	21	1,98	33
Platynereis dumerilii (Audouin & Milne Edwards, 1834)	0	0	0	58	0,55	67
Pholoe inornata Johnston, 1839	0	0	0	167	0,01	67
Phyllodocidae gen.sp.	0	0	0	13	0,01	17
Polyophthalmus pictus (Dujardin, 1839)	0	0	0	17	0,04	33
Salvatoria clavata (Claparède, 1863)	83	0,01	67	0	0	0
Syllidae gen. sp.	0	0	0	4	0,01	17
Syllis hyalina Grube, 1863	0	0	0	4	0,01	17
MOLLUSCA						
Lepidochitona cinerea (Linnaeus, 1767)	0	0	0	8	0,03	17
Lentidium mideteraneum (O. G. Costa, 1830)	8	0,01	33	0	0	0
Mytilaster lineatus (Gmelin, 1791)	4492	109,3	100	28213	1822,08	100
Mytilus galloprovincialis Lamarck, 1819	0	0	0	400	344,21	100
Bittium reticulatum Da Costa, 1788	0	0	0	4	0,01	17
Hydrobia acuta Draparnaud	300	0,3	33	0	0	0
Parthenina interstincta (J. Adams, 1797)	8	0,01	33	0	0	0
Rapana venosa (Valenciennes, 1846)	0	0	0	17	457,75	50
Rissoa membranacea J. Adams, 1800	0	0	0	4	0,01	17
Theodoxus pallasi Lindholm,1924	692	4,84	100	0	0	0
Tricolia pullus (Linnaeus, 1758)	0	0	0	117	0,14	100
ARTHROPODA						
A. hellery G. Karaman, 1975	0	0	0	13	0,01	20
Amphyithoe ramondi Audouin, 1826	0	0	0	710	0,38	100
Athanas nitescens (Leach, 1813)	0	0	0	60	0,02	40
Apherusa bispinosa (Bate, 1857)	0	0	0	6	0,01	20
Apohyale prevostii (Milne Edwards, 1830)	350	1,89	67	0	0	0
Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)	192	4,27	67	0	0	0
Caprella acanthifera (Czernjavski, 1868)	0	0	0	495	0,17	100
Dynamene bidentata (Adams, 1800)	0	0	0	30	0,04	60

Продолжение таблицы						
1	2	3	4	5	6	7
Echinogammarus foxi (Milne-Edwards, 1830)	383	0,13	67	0	0	0
Eurydice pontica (Czerniavsky, 1868)	8	0,01	67	0	0	0
Hyale perieri (Lucas, 1846)	0	0	0	15	0,01	20
Idotea balthica Pallas, 1772	2067	7,99	100	10	0,01	40
Jassa ocia (Bate, 1862)	0	0	0	6	0,01	20
Leptochelia savignii (Kroyer, 1842)	0	0	0	45	0,01	40
Melita palmata Montagu, 1804	100	0,08	33	5	0,01	20
Microdeotopus gryllotalpa Costa, 1853	0	0	0	90	0,05	20
Microdeotopus sp.	0	0	0	31	0,04	20
Monocorophium acherusicum (Costa, 1853)	0	0	0	6	0,01	80
Nototropis guttatus Costa, 1853	0	0	0	5	0,02	20
Palemon elegans Rathke, 1837	0	0	0	6	0,21	20
Pilumnus hirtellus (Linnaeus, 1761)	0	0	0	20	2,49	20
Pisidia longimana (Risso, 1816)	0	0	0	6	0,01	40
Stenothoe monoculoides Montagu, 1815	0	0	0	480	0,17	100
Stenosoma capito (Rathke, 1837)	0	0	0	5	0,01	20
Tanais dulongii (Audouin, 1826)	0	0	0	815	0,34	100
Tylos ponticus Grebnitsky, 1874	8	0,11	67	0	0	0
CHIRONOMIDAE LAR.						
Chironomus salinarius Kieffer, 1915	525	0,48	100	117	0,02	67

При рассмотрении структуры сообщества акватории района м. Казантип выявлено, что к числу руководящих в сообществе (встречаемость более 50%) относятся 12 видов, характерных (встречаемость 25-50%) – 6, редкие виды (встречаемость менее 25%) не отмечены. В водах, примыкающих к м. Опук – руководящих видов 18, характерных – 6, редких – 18. В целом, мы имеем структуру, позволяющую говорить о высоком таксономическом разнообразии макрофауны в обоих исследуемых районах.

Представлены все основные трофические группировки. По количеству видов в районе м. Казантип преобладают фитофаги, а в акватории м. Опук – полифаги. По численности и биомассе в обоих районах в связи с преобладением митилястера доминируют сестонофаги.

Впервые в Азовском море обнаружена полихета *C. harpagoneus*. Найден редкий вид гастропод из семейства Pyramidellidae – *P. interstincta*, впервые отмеченный в районе м. Казантип. Этот вид может встречаться в районах с пониженной солёностью. Так, он был обнаружен в устье р. Чёрная в Севастопольской бухте (при солёности около 13,0‰) [5]. В прибрежье м. Опук солёность воды была 15,8‰, м. Казантип – 13,0‰.

Выводы

Всего в обрастаниях естественных твёрдых субстратов акватории Керченского полуострова обнаружено 56 видов макрозообентоса. В прибрежье м. Казантип отмечено 18 видов, м. Опук – 44, общих видов – 6. Средняя численность макрофауны в водах, примыкающих к м. Опук составила 33302 экз./м^2, биомасса – 2634 г/м^2, в районе м. Казантип – 9399 экз./м^2 и 125 г/м^2 соответственно. В обоих районах выделен биоценоз *M. lineatus*.

1. *Воробьёв В. П.* Бентос Азовского моря / В. П. Воробьёв // Труды Азово-Черноморского научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии. – 1949. – Вып. 13. – С. 5–95.
2. *Грезе И. И.* Амфиподы Чёрного моря и их биология / И. И. Грезе. – К.: Наукова думка, 1977. – 156 с.
3. *Киселёва М. И.* Многощетинковые черви (Polychaeta) Чёрного и Азовского морей / М. И. Киселёва. – Апатиты: Изд. Кольского научного центра РАН, 2004. – 409 с.
4. *Ковалёва М. А.* Обрастания естественных твёрдых субстратов (скал) акватории Карадагского природного заповедника (Чёрное море) / М. А. Ковалёва, Н. А. Болтачёва, М. В. Макаров,

Л. В. Бондаренко // Экосистемы: их оптимизация и охрана. – Симферополь: ТНУ, 2014. – Вып. 10. – С. 77 – 81.
5. *Макаров М. В.* Межгодовая динамика качественного состава и количественного развития макрозообентоса в контактной зоне «река-море» (юго-западный Крым) / М. В. Макаров // Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень: Мат. Першої міжн. науково-практ. конфер. (10-12 квітня 2014 р., м. Хотин). відп. ред. І. В. Скільський; М-во екології та прир. ресурсів України, Нац. прир. парк «Хотинський» та ін. – Чернівці: Друк Арт, 2014. – С. 215–217.
6. *Одум Ю.* Экология / Ю. Одум. – М.: Мир, 1986. – 376 с.
7. *Чухчин В. Д.* Экология брюхоногих моллюсков Черного моря / В. Д. Чухчин. – К.: Наукова думка, 1984. – 176 с.

М.В. Макаров, М.А. Ковальова, Н.А. Болтачова, В.Г. Копій, Л.В. Бондаренко
Інститут біології південних морів ім. О. О. Ковалевського, Севастополь

МАКРОЗООБЕНТОС ПРИРОДНИХ ТВЕРДИХ СУБСТРАТІВ В АКВАТОРІЯХ, ПРИЛЕГЛИХ ДО КЕРЧЕНСЬКОГО ПІВОСТРОВУ (КРИМ)

Вперше представлені дані що до видового складу і стану макробентосу на валунах і скелях осадочного походження в акваторії Керченського півострову. Ідентіфіковано 56 видів макрозообентосу. В акваторіях, прилеглих до районів м. Казантип та Опук визначено угруповання *Mytilaster lineatus.*

Ключові слова: макрозообентос, угруповання скель, Керченський півострів, Mytilaster lineatus.

M.V. Makarov, M.A. Kovalova, N.A. Boltacheva, V.G. Kopiy, L.V. Bondarenko
Institute of biology of the southerrn seas, Sevastopol

MACROZOOBENTHOS OF NATURAL HARD SUBSTRATES IN AQUATORIUM OF THE KERCH PENINSULA (THE CRIMEA)

Data about species composition and state of macrobenthos on rocks of fallouts origin in aquatorium Kerch peninsula were presented. The 56 species of macrozoobenthos were identified. The community of *Mytilaster lineatus* was distinguished in aquatoriums of Kazantip and Opuk.

Keywords: macrozoobenthos, community of rocks, Kerch peninsula, Mytilaster lineatus

УДК 582.263:57.082.2:628.3.034.3

І.В. МАЛІЩУК, Л.М. ЧЕБАН, М.М. МАРЧЕНКО

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича
вул. Коцюбинського, 2, Чернівці, 58012, Україна

ОСОБЛИВОСТІ КУЛЬТИВУВАННЯ *ACUTODESMUS DIMORPHUS* (TURPIN) TSARENKO НА СКИДНІЙ ВОДІ ІЗ РИБОВОДНОЇ УСТАНОВКИ ЗАМКНУТОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

Показана можливість використання скидної води із рибоводної установки замкнутого водопостачання (УЗВ) в якості живильного середовища для культивування *Acutodesmus dimorphus* (Turpin) Tsarenko. Для порівняння використовували середовище Фітцджеральда № 11 в модифікації Цендера і Горхема. В процесі культивування *A. dimorphus* спостерігали поступове збільшення кількості біомаси і загального білку, що сягали свого максимуму в стаціонарній фазі росту культури. На 40-ву добу культивування також був відмічений максимальний вміст хлорофілу *a, b* та каротиноїдів, що становив відповідно 11,23, 7,01 та 14,01 мг/г сухої маси водоростей. При вирощуванні на скидній воді із УЗВ культура *A. dimorphus* відзначається дещо нижчими продукційними та біохімічними характеристиками, проте вартість її біомаси значно нижча, ніж на стандартному живильному середовищі.

Ключові слова: скидна вода з УЗВ, Acutodesmus dimorphus, білки, пігменти, каротиноїди

Біомаса протококових водоростей є цінним джерелом білків, амінокислот, пігментів, зокрема каротиноїдів, вітамінів та поліненасичених жирних кислот [7]. Така альгомаса може бути використана як збалансована кормова добавка чи стартові живі корми для молоді риб, як безпосередньо, так і опосередковано (через збагачення зоопланктону) [8].

Висока пластичність метаболізму мікроводоростей, що регулюється умовами зовнішнього середовища, дозволяє застосовувати різнокомпонентні середовища [3]. Це дає змогу використовувати для культивування представників зелених водоростей альтернативні живильні середовища, зокрема стічні води різного походження [2]. В якості живильного середовища можна розглядати скидну воду із рибоводних установок, яка збагачена біогенними елементами, зокрема різними формами азоту [5]. Кількість засвоєних біогенних елементів буде лімітувати біосинтез основних метаболітів, змінюючи при цьому фракційний склад білків, ліпідів, співвідношення фотосинтетичних пігментів [8]. В зв'язку з цим проведено оцінку продуктивності культури *A. dimorphus* за умови використання як живильного середовища скидної води із рибоводної установки замкнутого водопостачання (УЗВ).

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили з використанням альгологічно чистої культури зеленої водорості *A. dimorphus* (Turpin) Tsarenko (IBASH-A), отриманої з колекції Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України.

Як живильне середовище використовували скидну воду із рибоводної установки замкнутого водопостачання, стандартизовану за показниками pH (іономір U-160 MU) та загальної мінералізації (кондуктомір Water Quality Tester COM – 100) [5]. Для порівняння використовували середовище Фітцджеральда № 11 в модифікації Цендера і Горхема [3].

Кількість біомаси визначали за густиною культури з використанням оптичного показника при 750 нм на СФ-46 та ваговим методом на дрібнопористому мембранному фільтрі [11]. Підрахунок кількості клітин здійснювали з використанням камери Горяєва під бінокулярним мікроскопом MicroMed XS-3300. Суспензію мікроводорості центрифугували при 8 тис. об./хв. протягом 15 хв на Biofuga stratos "Herauses". У клітинній масі визначали кількість білку [1], хлорофілу a, b [6] та сумарних каротиноїдів [9]. Розрахунок концентрації пігментів проводили за формулами та перераховували на абсолютну суху масу.

Вірогідність відмінностей отриманих результатів оцінювали за допомогою методу однофакторного дисперсного аналізу (1-way ANOVA Tukey HSD test). Статистичну обробку результатів проводили з використанням програмного забезпечення Microsoft Excel.

Результати досліджень та їх обговорення

Забезпечення мікроводоростей мінеральними елементами – одна з необхідних умов досягнення високої продуктивності культур. Швидкість росту мікроводоростей в першу чергу залежить від складу живильного середовища та умов культивування. В наших дослідах впродовж перших діб культивування на обох середовищах спостерігалась низька ростова активність культури *A. dimorhus*, причому на скидній воді із УЗВ відмічено незначне тимчасове посилення ростових процесів водорості. (рис. 1а.).

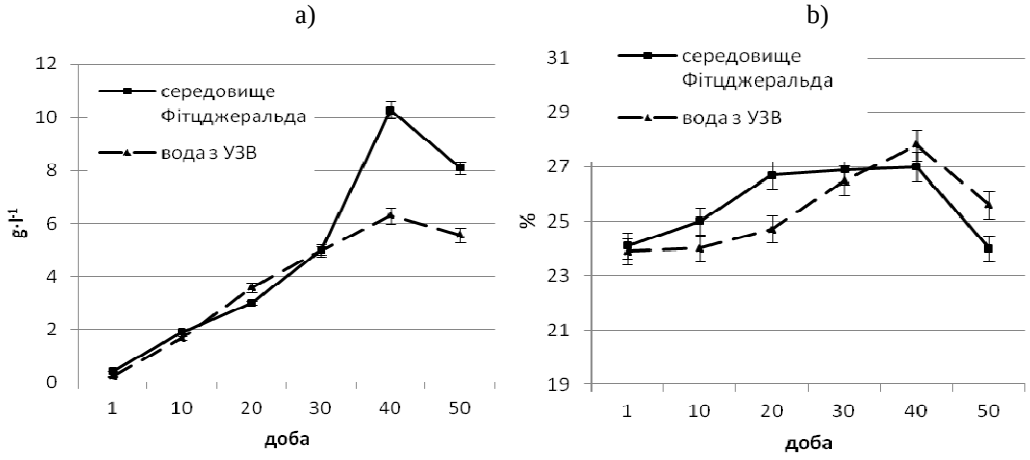


Рис. 1. Кількість біомаси (a) та загального білку (b) в культурі *A. dimorphus*

Збільшення біомаси водорості спостерігалось до 40-ї доби, на яку припадає і її максимальна продуктивність за біохімічними показниками. Після 40-ї доби ріст культури припинився, очевидно, внаслідок зменшення доступних живильних елементів та накопичення продуктів метаболізму в культуральній рідині.

У експоненційній фазі паралельно з приростом біомаси активно відбувались також процеси біосинтезу. Нами відзначене поступове збільшення вмісту білку в клітинах *A. dimorphus* (рис. 1 b). Як на воді із УЗВ, так і на середовищі Фітцджеральда на 40 добу експерименту цей показник досяг максимальних значень і становив 27 та 28 % відповідно. При культивуванні *A. dimorphus* на скидній воді також спостерігали поступове збільшення кількості хлорофілу *a*, *b* та каротиноїдів, що сягали свого максимуму на кінець експоненційної фази росту культури (рис. 2).

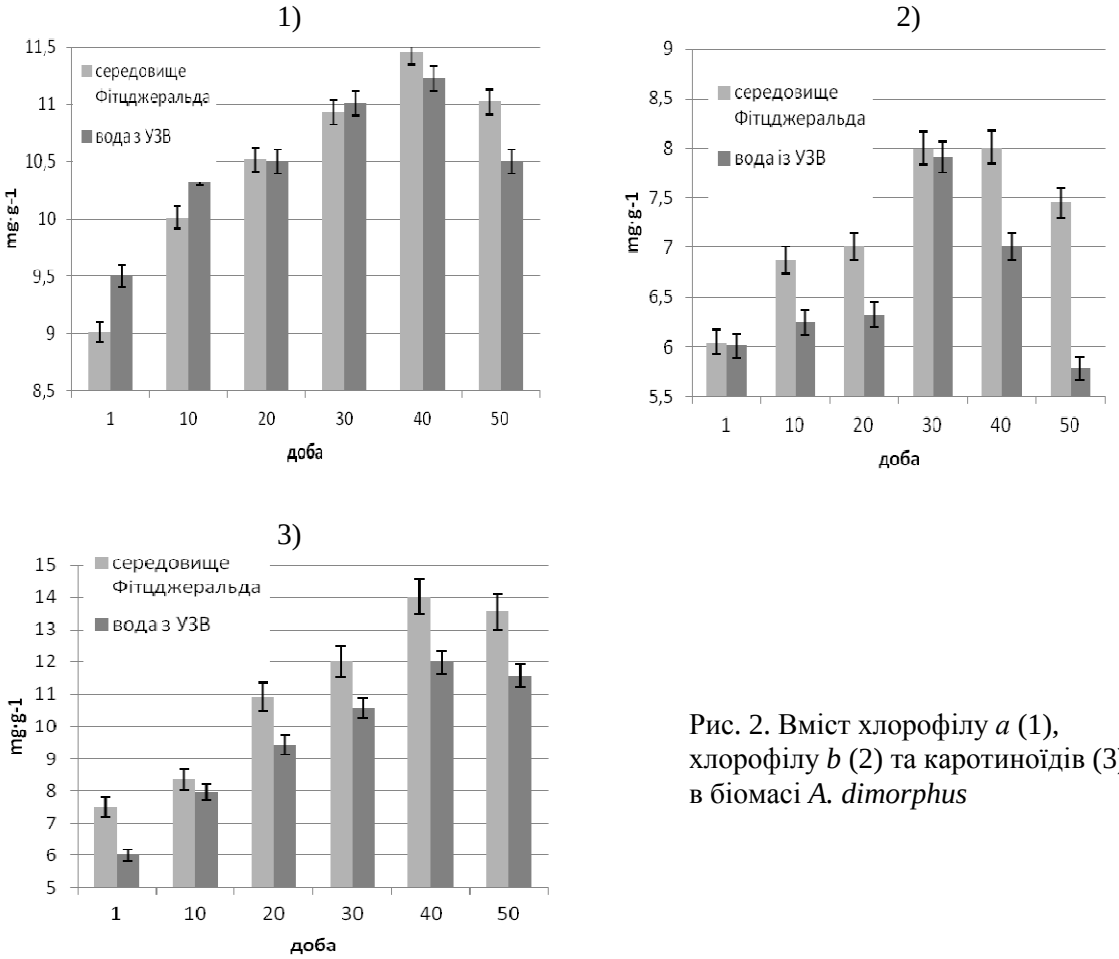


Рис. 2. Вміст хлорофілу *a* (1), хлорофілу *b* (2) та каротиноїдів (3) в біомасі *A. dimorphus*

Динаміка змін вмісту пігментів в процесі росту культури пояснюється особливостями накопичувального культивування. Так, при тривалому культивуванні збільшення кількості клітин водоростей призводить до виснаження живильного середовища та дефіциту деяких мінеральних речовин. Водночас, спостерігається затінення клітин мікроводоростей внаслідок високої щільності суспензії, що може негативно впливати на стан культури.

Висновки

Отже, культивування *A. dimorphus* на скидній воді з рибоводної установки дозволяє отримати активну культуру, що характеризується постійним приростом біомаси, високим вмістом загального білку та основних фотосинтетичних пігментів. При вирощуванні на скидній воді із УЗВ культура *A. dimorphus* відзначається дещо нижчими продукційними та біохімічними

характеристиками, проте вартість її біомаси значно нижча, ніж при використанні стандартного живильного середовища.

1. *Біохімія* гідробіонтів / Л. П. Вогнівенко, М. Ю. Євтушенко, М. В. Шевряков [та ін.]. – Херсон: Олді-плюс, 2009. – 536 с.
2. *Голуб Н. Б.* Культивування мікроводоростей за використання відходів / Н. Б. Голуб // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. – 2013. – №. 6/10 (66). – С. 4–9.
3. *Золотарьова О. К.* Перспективи використання мікроводоростей у біотехнології / О. К. Золотарьова, Є. І. Шнюкова, О. О. Сиваш, Н. Ф. Михайленко / Під ред. О.К. Золотарьової. – К.: Альтерпрес, 2008. – 234 с.
4. *Отурина И. П.* Особенности динамики основных фотосинтетических пигментов и накопление биомассы у микроводоросли *Scenedesmus sp.* – представителя микроальгофлоры пресноводных экосистем. / И. П. Отурина, Е. И. Макарова, А. И. Сидякин // Экосистемы, их оптимизация и охрана. – 2010. – Вып. 2. – С. 84–91.
5. *Чебан Л. М.* Ефективність вирощування *Anabaena hassalii* (Kutz.) Wittr. за різних умов культивування / Л. М. Чебан, І. В. Маліщук, В. Р. Лисак, М. М. Марченко // Біологічні системи. – 2014. – Т.6, № 2. – С. 145–149.
6. *Geffrey S. W.* New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*1 and *c*2 in higher plants, algae and natural phytoplankton / S. W. Geffrey, G.F. Humphrey // Biochem. Physiol. Pflanzen. – 1975. – Vol. 167. – P. 191–194.
7. *Cetin A. K.* Rate of *Scenedesmus acutus* (Meyen) in Cultures Exposed to Trifluralin / A. K. Cetin, N. M. Growth // Polish J. Environ. Stud. – Vol. 15, № 4. – P. 631–663.
8. *Mallick N. M.* Biotechnological potential of immobilized algae for wastewater N, P and metal removal: a review / N. M. Mallick // BioMetals. – 2002. – № 15. – P. 377–390.
9. *Sanchez D. M.* Extraction of carotenoids and chlorophyll from microalgae with supercritical carbon dioxide and ethanol as cosolvent / D. M. Sanchez, C. M. Serrano, M. R. Rodriguez [at al.] // J. Separation Science. – 2008. – № 31. – P. 1352–1362.
10. *Toyub M. A.* Growth performance and nutritional value of *Scenedesmus obliquus* cultured in different concentrations of sweetmeat factory waste media / M. A. Toyub, M. I. Miah, M. A. Habib // Bang. J. Anim. Sci. – 2008. – № 37 (1). – P. 86–93.

И.В. Малищук, Л.М. Чебан, М.М. Марченко
Черновицкий национальный университет имени Юрия Федьковича, Украина

ОСОБЕННОСТИ КУЛЬТИВИРОВАНИЕ *ACUTODESMUS DIMORPHUS* (TURPIN) TSARENKO НА СБРОСНОЙ ВОДЕ С РЫБОВОДНОЙ УСТАНОВКИ ЗАМКНУТОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ

Показана возможность использования сбросной воды с УЗВ в качестве питательной среды для культивирования *Acutodesmus dimorphus* (Turpin) Tsarenko. Для сравнения использовали среду Фитцджеральда № 11 в модификации Цендера и Горема. В процессе культивирования *A. dimorphus* наблюдали постепенное увеличение количества биомассы, а также общего белка, достигавшие своего максимума в стационарной фазе роста культуры. На 40-е сутки культивирования отмечено максимальное содержание хлорофилла *a*, *b* и каротиноидов, что составляло соответственно 11,23, 7,01 и 14,01 мг/г сухой массы. При выращивании на сбросной воде с УЗВ продукционные и биохимические характеристики культуры *A. dimorphus* несколько снижаются, однако стоимость такой биомассы значительно меньше, чем при использовании стандартной питательной среды.

Ключевые слова: сбросная вода с УЗВ, Acutodesmus dimorphus, белок, пигменты, каротиноиды

I.V. Malischuk, L.M. Cheban, M.M. Marchenko
Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University, Ukraine

PECULIARITIES OF CULTIVATION *ACUTODESMUS DIMORPHUS* (TURPIN) TSARENKO IN THE WASTE WATER FROM RECIRCULATING AQUACULTURE SYSTEM

It was shown the possibility of using the waste water from RAS as a culture medium for *Acutodesmus dimorphus* (Turpin) Tsarenko cultivation. The Fitzgerald's medium № 11 in Zehnder's and Gorham's modification was used as a comparing medium. A gradual increase of the biomass amount and the total proteins which reached their peak in the stationary phase of culture growth was noticed during the cultivation of *A. dimorphus*. The content of chlorophyll *a*, *b* and carotenoids was also the highest at the 40th day of experiment and reached 11.23, 7.01 and 14.01 mg • g^{-1} of dry weight respectively. While growing on the waste water from RAS lower productive and biochemical characteristics of *A. dimorphus* culture were observed, but the mentioned way of cultivation is also more cheaper compared to standard medium.

Keywords: waste water from RAS, Acutodesmus dimorphus, proteins, pigments, carotenoids.

УДК: 639.215.42

О.М. МАРЕНКОВ, О.В. ФЕДОНЕНКО

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара
пр. Гагаріна,72, Дніпропетровськ 49000, Україна

СТАН ПОПУЛЯЦІЇ ТА ОЦІНКА ЗАПАСІВ ЛЯЩА (*ABRAMIS BRAMA* LINNAEUS, 1758) ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Розглянуто проблему впливу гідробудівництва на промислові види риб. Надана характеристика промислових уловів ляща в Запорізькому водосховищі. Відзначається незначне підвищення частки ляща в загальних уловах з 6% до 9,4%. Представлена інформація про сучасний стан нерестової популяції ляща. Описана вікова структура популяції – відмічається обмеженість кількості вікових класів і низька чисельність особин старших вікових груп. Наведено дані лінійно-вагових показників особин ляща, величини плодючості риб і природного поповнення популяції. Відзначається низьке природне поповнення популяції ляща. Розрахований запас ляща в Запорізькому водосховищі та обсяг його допустимого вилову на 2015 рік – 390 і 80 т відповідно.

Ключові слова: лящ, Запорізьке водосховище, динаміка промислових уловів, запас, ліміт вилову.

В перші роки існування Запорізького водосховища воно відносилося до судачно-лящового типу, тоді лящ займав лідируюче положення серед промислових видів риб, а його щорічні улови сягали більш ніж 280 т, що складало майже 60% від загального обсягу вилову [2]. Після спорудження вищерозташованих Кременчуцького і Дніпродзержинського водосховищ, умови нересту ляща суттєво погіршилися [2]. В результаті дії антропогенних факторів запаси ляща в Запорізькому водосховищі різко скоротилися, а обсяги його вилову зменшилися майже в 10 разів. На сьогоднішній день простежується тенденція до їх поступового збільшення, хоча в загальних уловах відсоток вилову ляща виріс лише з 6% (показник 2003 року) до 9,4% (показник 2013 року). Промислова рибопродуктивність ляща в Запорізькому водосховищі сягає 1,2 кг/га. Для порівняння: в Канівському водосховищі – 0,5 кг/га, Київському – 0,5 кг/га, Кременчуцькому – 5,5 кг/га [1, 2].

Метою проведених науково-дослідних робіт було дослідження стану промислових запасів ляща (*Abramis brama* Linnaeus, 1758) Запорізького водосховища в умовах рибогосподарської експлуатації.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для роботи послугували молодь та статевозрілі особини ляща Запорізького водосховища. Дослідження приводилися на контрольно-спостережних пунктах і ділянках, де проводиться промисел водних біоресурсів. Контрольний лов здійснювали стандартним набором ставних сіток з кроком вічка а=30-150 мм на підставі дозволів, виданих Державним агентством рибного господарства України. Молодь риб відловлювали мальковою волокушею за загальноприйнятими методиками [4]. Біологічний аналіз риб здійснювався класичними іхтіологічними методиками [5, 7]. Для розробки прогнозів допустимого вилову риби на 2015 рік використовували метод П.В. Тюріна [8] з додатковими методичними вказівками [4].

Результати досліджень та їх обговорення

Граничний вік обловлюваної частини популяції ляща в 2010 році становив 12 років. Риби старших вікових груп зустрічалися в незначній кількості 0,5-2%. У 2011 році граничний вік ляща становив 11 років для самок і 10 років для самців. Кількість вікових класів залишалася на рівні попередніх років – 9. Риби старше 10 років становили 0,8-1,0%. Мінімальні вікові групи, що брали участь у нересті: у самок – 3-річки (4%), у самців – дворічки (1%). В уловах контрольного порядку 2012 року граничний вік ляща становив 11 років, як у самок так і у самців [3]. Риб у віці 10-11 років налічувалося близько 1,5%. Мінімальні вікові групи, які брали участь у нересті були 3-річки: самок – 2,1%, самців – 4,6%. Граничний вік в уловах 2013 року становив 11 років у самок і 12 років у самців. Порівняно з 2012 роком кількість вікових класів збільшилась з 9 до 10. Ядром популяції ляща були особини віком від 5 до 8 років (81% в промислі). Риби віком 10-12 років складали близько 4%. Мінімальні вікові групи, що брали участь у нересті, були у самок 3-річки – 2,6 %,: у самців 4-річки –3,8 % (рис. 1).

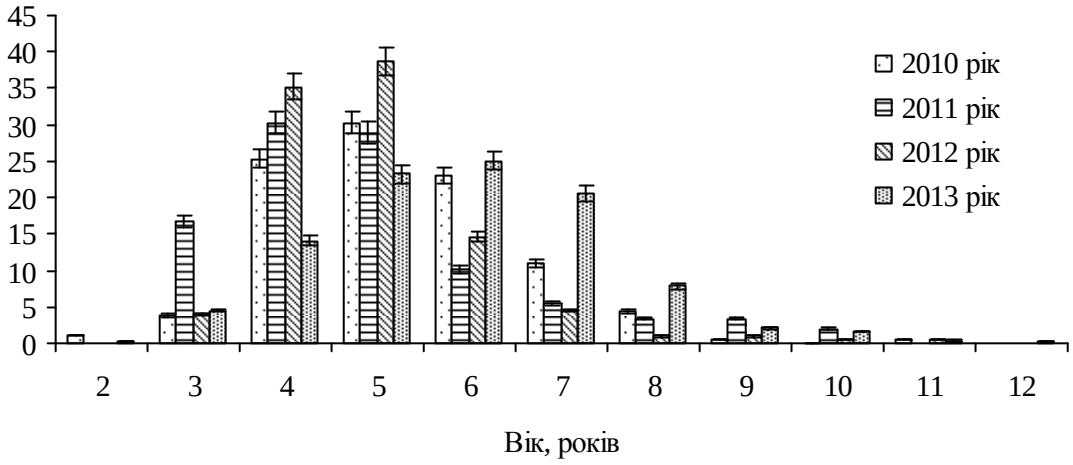


Рис. 1. Віковий склад нерестової популяції ляща Запорізького водосховища, %

Динаміка лінійно-вікових показників ляща свідчить, що протягом останніх 20 років вони залишаються практично на одному рівні [2]. Максимальні показники приросту довжини та маси ляща відзначаються у особин у віці 3-4 років. У 2010 році за даними контрольних обловів промислова довжина ляща склала 39,62±1,54 см у самок і 37,24±1,37 см у самців, маса – 1557,43±173,03 г і 1214,89±133, 28 г відповідно. У 2011 році середньовиважена довжина самок ляща знаходилася на рівні 39,2±1,14 см, а самців – 35,6±0,88 см, середньовиважена маса відповідно – 1540,6±130,1 г і 1089,3±86, 7 г. У 2012 році середньовиважена довжина самок склала 38,00±1,44 см, а самців – 35,21±0,48 см, відповідно маса – 1370,6±141,4 г і 1013,2±38,8 г. У 2013 році середньовиважена довжина самок склала 37,16±0,55 см, а самців – 35,62±0,31 см, відповідно маса – 1260,99±65,29 г і 997,30±26,71 г [3]. Довжина промислових особин ляща становила 36,4±0,44 см, середньовиважена маса – 1129,4±48,11 г. Коливання мінімальних та максимальних показників за масою у самок ляща становило від 600 до 3200 г, у самців – від 350 до 3200 г. У 2013 році середньовиважені показники особин нерестового стада ляща майже

залишились на рівні 2012 року: довжина – 36,39±0,43 см, маса – 1140,15±45,2 г. Середньовікові значення коефіцієнта вгодованості по Фультону характеризуються стабільністю протягом останніх чотирьох років і тримаються на рівні 2,2-3,2. Таким чином, показники росту та фізіологічного стану свідчать про сприятливі умови нагулу, достатню забезпеченість кормовими ресурсами і стабільний стан популяції ляща.

Останні кілька років у структурі нерестової популяції ляща відмічається домінування кількості самців над кількістю самок: у 2010 році даний показник був близький до оптимального співвідношення самок (♀) до самців (♂): ♀1,5:1♂. Починаючи з 2011 року кількість самок, які брали участь у нересті знизилася: 2011 – ♀1,2:1♂, 2012 – ♀1:3♂, 2013 – ♀1:2,3♂. Подібний дисбаланс статевої структури популяції ляща може бути наслідком негативних природних процесів, які відбуваються на акваторії Запорізького водосховища, або ж комплексів інших факторів, що обумовлюють низький рівень міграції самок до нерестовищ.

Статевозрілими самки ляща Запорізького водосховища стають на третьому-четвертому році життя, самці – на третьому році життя. Репродуктивне ядро популяції ляща складають 5–6-річки. У 2010 році показник середньої абсолютної плодючості дорівнював 210,0±75,6 тис. ікринок. У 2011 році за рахунок зсуву вікового варіаційного ряду вправо (збільшення кількості старших вікових груп – самок у віці 6-7 років), середня абсолютна плодючість збільшилася до 314,2±114,42 тис. ікринок. У 2012 році на ряду з самками старших вікових груп (до 23%) в нерестовому стаді відзначено велику кількість чотирьохрічних самок (близько 34%), через це показник середньої абсолютної плодючості склав 148,2±38,42 тис. ікринок. За даними науково-дослідних ловів 2013 року середня абсолютна плодючість ляща дорівнювала 151,36±37,43 тис. ікринок. Рівень плодючості пояснюються збільшенням у нерестовому стаді самок старших вікових груп 8-11-річного віку (38,7%). В умовах Запорізького водосховища кратність нересту самиць ляща – 8 разів. Коефіцієнт промислового повернення від ікри складає 0,0025%. Порівняно з плодючістю ляща, який заселяв район порожистої ділянки Дніпра до створення Запорізького водосховища, показники плодючості ляща підвищилися [2].

У середньому по водосховищу улов ляща на 100 сіткодіб контрольного порядку склав 1008,3 екз. (1050,6 кг), у 2013 році цей показник був 1446,4 екз. (1100,1 кг). Останні три роки спостерігається незначна варіація даного показника, що свідчить про стабільний стан промислової популяції. Відсоток засвоєння квот на вилов ляща тримається на рівні 83-87 %. Близько 90% уловів ляща припадало на сітки з вічком 70-85 мм. Протягом останніх 4-х років простежується чітка тенденція до зменшення улову дрібновічкових сіток з а=40-50. У 2015 році запас ляща будуть формувати генерації 2010 та 2011 років, які відзначались як маловрожайні – 6,5 та 7,7 екз./100 м^2 відповідно. Освоєння ліміту вилову ляща останні роки тримається на рівні 90%. Враховуючи коефіцієнт природної смертності (0,18), коефіцієнт вилову (0,37), кількість старших вікових груп, розрахунковий запас ляща на сьогодні становить 390 т. Але низькі показники поповнення молоддю, зміщення середнього віку самиць в бік молодших вікових груп, свідчать про доцільність встановити ліміт вилову ляща в 2015 році не вище, ніж 80 т.

Результати гідробіологічних та іхтіологічних досліджень показують, що Запорізьке водосховище має високий природний потенціал для поповнення промислового запасу ляща. На сьогоднішній день спостерігається поступове поліпшення ситуації з запасами ляща, але суттєвих позитивних змін у віковій структурі популяції ляща не спостерігається. Головними обмежуючими факторами залишаються значні коливання води і незадовільний стан нерестовищ. Так само не виключене високе промнавантаження на молодші вікові групи з боку рибалок-аматорів і фактор браконьєрства. Результати досліджень лягли в основу розробок біологічного обґрунтування ведення рибного господарства на акваторії Запорізького водосховища та встановлення обсягів допустимого вилову ляща в Запорізькому водосховищі [6].

Висновки

Протягом 2003-2013 років частка ляща в загальних уловах по водосховищу зросла з 6% до 9,4%. Віковий склад ляща в промислі залишається обмеженим і включає 10 вікових класів. Кількість старших вікових груп не перевищує 2%. Репродуктивне ядро популяції ляща складають 5-6-річки. Показники абсолютної плодючості різновікових особин ляща

коливаються в межах від 54,31 до 856,0 тисяч ікринок. Природне поповнення популяцій ляща молоддю знаходиться на низькому рівні, що пов'язано з незадовільними умовами нерестовищ і місць нагулу молоді. Запас ляща в Запорізькому водосховищі оцінений в 390 т. Ліміт вилову ляща в 2015 році не повинен перевищувати 80 т.

1. *Бузевич І. Ю.* Стан та перспективи використання промислової іхтіофауни великих рівнинних водосховищ України: автореф. дис. на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук: 03.00.10 – Іхтіологія. Ін-т риб. госп-ва. – К., 2012. – 40 с.
2. *Екологічний стан* біоценозів Запорізького водосховища в сучасних умовах / О. В. Федоненко, Н. Б. Єсіпова, Т.С. Шарамок [та ін.]. – Дніпропетровськ: Вид-во Дніпропетр. ун-ту, 2008. – 232 с.
3. *Маренков О. Н.* Динамика промысловых уловов и современное состояние леща (*Abramis brama* Linnaeus, 1758) Запорожского водохранилища / О. Н. Маренков // Рыбоводство и рыбное хозяйство №1. – 2013. – С. 10–17.
4. *Методика* збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України / С. П. Озінковська, В. М. Єрко, Г. Д. Коханова [та ін.]. – К.: ІРГ УААН, 1998. – 47 с.
5. *Методические* рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях. – Л.: ГосНИОРХ, 1984. – 25 с.
6. *Наказ* Міністерства аграрної політики та продовольства України №428 от 27.10.2014 «Про затвердження лімітів та прогнозів допустимого спеціального використання водних біоресурсів загальнодержавного значення на 2015 рік» (http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/z1432-14). Перевірено: 28.02.2015.
7. *Правдин И. Ф.* Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных) / И. Ф. Правдин. – М.: Пищ. пром-сть, 1966. – 376 с.
8. *Тюрин П. В.* Теоретические основания рационального регулирования рыболовства / П. В. Тюрин // Изв. ГосНИОРХ, 1973. – Т. 86. – С. 7–25.

О.Н. Маренков, Е.В. Федоненко
Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара, Украина

СОСТОЯНИЕ ПОПУЛЯЦИИ И ОЦЕНКА ЗАПАСОВ ЛЕЩА (*ABRAMIS BRAMA* LINNAEUS, 1758) ЗАПОРОЖСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Рассмотрена проблема влияния гидростроительства на промысловые виды рыб. Дана характеристика промысловых уловов леща в Запорожском водохранилище. Отмечается незначительное повышение доли леща в общих уловах с показателя 6% до показателя 9,4%. Представлена информация о современном состоянии нерестовой популяции леща. Описана возрастная структура популяции – отмечается ограниченность количества возрастных классов и низкая численность особей старших возрастных групп. Приведены данные линейно-весовых показателей особей леща, величины плодовитости рыб и природного пополнения популяции. Отмечается низкое природное пополнение популяции леща. Рассчитан запас леща в Запорожском водохранилище и объем его допустимого вылова на 2015 год – 390 и 80 т соответственно.

Ключевые слова: лещ, Запорожское водохранилище, динамика промысловых уловов, запас, лимит вылова

O.N. Marenkov, E.V. Fedonenko
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine

THE POPULATION STATUS AND EVALUATION OF BREAM (*ABRAMIS BRAMA* LINNAEUS, 1758) IN THE ZAPOROZHIAN RESERVOIR

The problem of the impact of construction on the commercial species of fish is examined. Characteristics of commercial catches of bream in the Zaporozhian Reservoir were given. Slight increase (from 6% to 9.4%) in the proportion of the total catches of bream is noted. Information about the current state of the spawning population of bream was provided. The age structure of the population – at the limited number of age classes and the low number of individuals in older age

groups was described. The data of linear weights bream species, quantities of fish fertility and natural replenishment of populations are presented. It was found that the natural replenishment of bream population is low. It is concluded that the reserve of bream in the Zaporozhian reservoir and the volume of its allowable catch in 2015 year are 390 and 80 tons respectively.

Keywords: bream, the Zaporozhian Reservoir, dynamics of commercial catches, the fishing stock, limit of catches

УДК [597:619:576.89]

Н.М. МАТВІЄНКО, С.В. КУРГАНСЬКИЙ, Л.П. БУЧАЦЬКИЙ

Інститут рибного господарства НААН України
вул. Обухівська, 135, Київ, 03164, Україна

ЗАХВОРЮВАННЯ ЛИНА *(TINCA TINCA* L.*),* ТА ЛЯЩА (*ABRAMIS BRAMA* L.) У КИЇВСЬКОМУ ТА КАНІВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩАХ

Представлені результати іхтіопатологічного обстеження ляща (*Abramis brama* L.) та лина (*Tinca tinca* L.), у період 2011-2013 років на Канівському та Київському водосховищах Дніпровського каскаду. Зафіксоване ураження цих видів риб інвазійними захворюваннями та пухлинами. Проведені дослідження продемонстрували, що для збереження існуючого біорізноманіття Дніпровських водосховищ, необхідно постійно контролювати іхтіопатологічну ситуацію стосовно основних промислових видів риб.

Ключові слова: лин, лящ, паразити риб, пухлини, Київське та Канівське водосховища.

Дніпровські водосховища – водні об’єкти комплексного призначення, одним з аспектів експлуатації яких є рибогосподарське використання. У дніпровських водосховищах акумульовано майже 70% водних ресурсів країни. Іхтіофауна дніпровських водосховищ сформована за рахунок – осетрових, щукових, оселедцевих, сомових, коропових, окуневих, атеринових, бичкових, в’юнових, тріскових, колючкових та іглецевих риб. До її складу входять більше 40 видів, з них промисловою статистикою фіксується 21 вид риб [2].

Серед цих видів риб лящ займає важливе промислове значення, так у Київському та Канівському водосховищі його середньорічний вилов складає 179 т. [7].

Особливий інтерес становить линь *(Tinca tinca* L.*)*, оскільки саме він вважається одним з перших європейських видів коропових, чисельність якого помітно знизилась у відкритих водоймах по всій Європі впродовж останніх років. Причини цього зменшення досі лишаються невизначеними [9]. Лин це специфічний не мігруючий вид, який зустрічається на мілині. У Київському водосховищі його основними біотопами є гирлові ділянки річок Тетерів, Прип’ять, Ірпінь; у Канівському – гирлові ділянки річок Десна, Стугна і Трубіж. Лин є цінним об’єктом любительського лову, використовується у їжу, а також як декоративна риба і індикатор якості води [6, 9]. Середньорічний вилов за каскадом водосховищ цієї риби становить 1,9 тон, хоча в 2014 фіксували максимум у 3,5 тони [6].

Для оптимізації умов існування та відтворення риб, а також збереження існуючого біорізноманіття Дніпровських водосховищ, необхідно контролювати іхтіопатологічну ситуацію стосовно основних промислових видів риб, що і було визначальним чинником наших досліджень.

Матеріал і методи досліджень

Матеріал і методи загальноприйняті в іхтіопатології та рибництві [5]. Паразитологічні дослідження проводились з березня по листопад. Кожна з обстежених риб була піддана паразитологічному аналізу за методом Биховської – Павловської [4].

Вік риби визначали за розмірно-ваговими показниками, а також за наявністю річних кілець на лусці [8]. Для визначення видової приналежності паразитів були використані визначники [1] та навчально-методична література [3, 5].

Результати досліджень та їх обговорення.

Ситуація на водосховищах стосовно захворювань ляща та лина оцінювалась у весняний (квітень-травень) та осінній (вересень-жовтень) періоди впродовж 2011-2013 років.

При огляді уловів ляща було виявлено ураження риби ектопаразитарною інвазією зокрема ракоподібних роду *Lernea* (рис.1 А). При цьому екстенсивність інвазії складала від 60 до 96 %, при інтенсивності ураження 5-12 паразитів на рибу. Така ситуація фіксувалась впродовж всього періоду обстежень, при чому максимальне ураження риби фіксували у період коли риба не мала активного живлення. Крім цього, в різний час було зафіксовано ураження ляща паразитами (від 4 до 25%) та паразитоносійство: з моногеней – *Diplostomum spathaceum, Dactylogyrus vastator, Dactylogyrus anchoratus, Gyrodactylus elegans, Gyrodactylus medius*; з трематод – *Ichthyocotylurus* sp.; з ракоподібних – *Lernea cyprinacea, Argulus foliaceus, Ergasilus sieboldin;* з цестод – *Ligula intestinalis, Digramma interrupta;* із нематод - представники роду *Philometroides* та пявки - *Piscicola geometra.*

Було виявлено значну кількість (до 50 %) ляща старших вікових груп, що мали в районі хвостового плавця новоутворення на шкірі які зовні виглядали як гелеподібна маса (рис.1 В). При злущуванні пухлини у окремих особин та поверхні на місці утворення пухлини утворювались виразки. Цей матеріал переданий онкологам для дослідження природи новоутворень. При гістологічному дослідженні виявлялись численні комплекси пухлинної паренхіми із неопластичних клітин плоского епітелію, що розділені тонкими прошарками сполучної тканини.

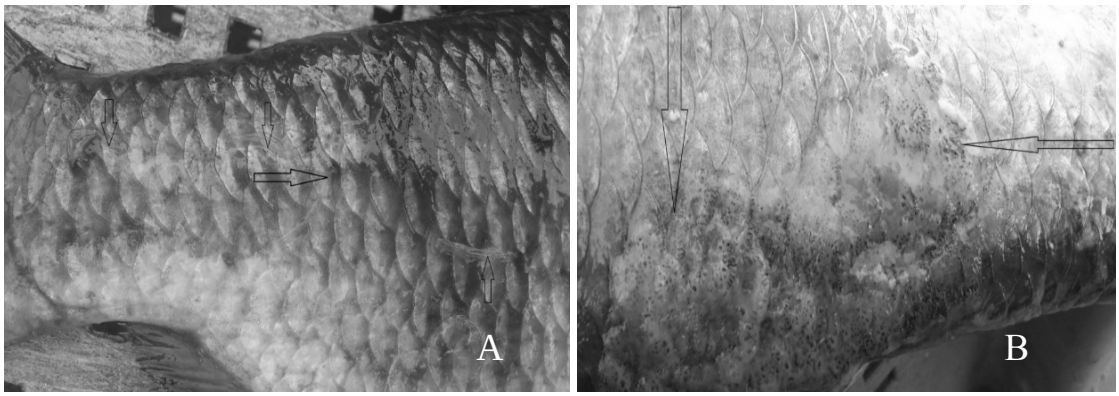


Рис. 1. А) Ураження ляща ектопаразитами; В) Новоутворення на шкірі ляща

Захворювання у лина (*Tinca tinca)* зустрічається рідше, в порівнянні з іншими видами рибам, при цьому інтенсивність інфекцій, як правило, є досить низькою. Лин має високу чутливість до травм слизового шару та зябер, саме тому у цієї риби часто зустрічаються грибкові захворювання. Виникнення вірусних та бактеріальні захворювання в лина (*T. tinca*) має дуже спорадичний характер [9].

Паразитарні хвороби є найбільш поширеними захворюваннями у лина. Спектр паразитів у цієї риби практично збігається зі спектром паразитів коропа. Під час наших обстежень було зафіксовано ураження лина та паразитоносійство: з найпростіших – *Ichtyophthirius multifiliis, Trichodina* sp., *;* з моногеней - *Dactylogyrus macracanthus і Dactylogyrus tincae, Gyrodactylus tincae;* з ракоподібних – *Argulus* sp. *Ergasilus sieboldi.;* з цестод – *Caryophyllaeus fimbriceps.* та пявки- *Piscicola geometra.* Фіксували ураження зябер риби та поверхні сапролегнієвими грибами, особливо у весняний період.

На Канівському водосховищі фіксували пухлини у лина, при екстенсивності інвазії 6% (рис 2.).

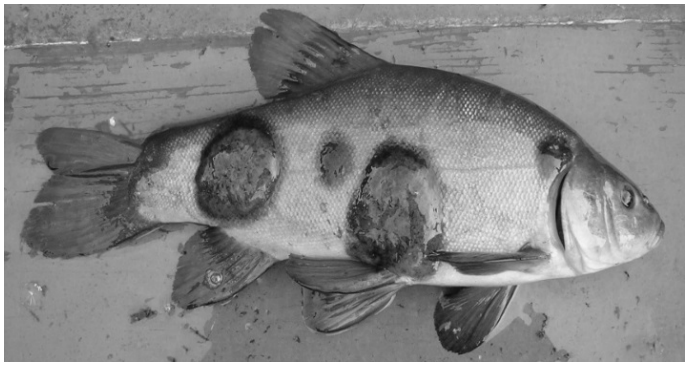


Рис. 2. Новоутворення на шкірі у лина

Пухлина у лина мала щільну консистенцію, на розрізі сіробрудного кольору з матовим відтінком, у вогнищі ураження спостерігали наявність слизу. При її гістологічному дослідженні у структурі пухлини виявляли поліморфно-округлі та веретеноподібні пухлинні клітини. В пухлині спостерігали багаточисельні фігури патологічних мітозів та округлі слизовмісні клітини сполучнотканинної природи. Морфологічно пухлина була веріфікована як поліморфноклітинна саркома з міксоматозом строми.

Висновки

Іхтіопаразитологічні дослідження ляща та лина у Канівському та Київському водосховищах встановили напружену епізоотичну ситуацію. У вищевказаних риб виявлений широкий видовий спектр ураження паразитами. Так як лин є чутливим індикатором стану середовища в якому він мешкає, то поява риби з новоутвореннями може сигналізувати про значне антропогенне навантаження на екосистему водосховищ. Проведені дослідження продемонстрували, що для збереження існуючого біорізноманіття Дніпровських водосховищ необхідно постійно контролювати іхтіопатологічну ситуацію стосовно основних промислових видів риб.

1. *Бауер О. Н.* Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР. т. 3. Паразитические многоклеточные (Вторая часть). Общая редакция и предисловие. — Л.: Наука, 1987. —583 с.
2. *Бузевич І. Ю.* Стан та перспективи рибогосподарського використання промислової іхтіофауни великих рівнинних водосховищ України : дис. доктора біол. наук : 03.00.10 – Іхтіологія / І. Ю. Бузевич. — К., 2012. — 297 с.
3. *Бучацкий Л. П.* Опухоли рыб водоемов Украины: монография / Л. П. Бучацкий, К. А. Галахин. – К.: ДИА, 2009, – 144 с.
4. *Быховская-Павловская И. Е.* Паразиты рыб. Руководство по изучению / И. Е. Быховская-Павловская. – Л. : Наука, 1985. – 121 с.
5. *Ихтиопатология* / Н. А. Головина, Ю. А. Стрелков, В. Н. Воронин [и др.]; под ред. Н. А. Головиной, О. Н. Бауера. – М. Мир, 2003. – 448 с.
6. *Курганський С. В.* Сучасний стан промислової іхтіофауни Київського водосховища та оцінка наслідків екстремальної зимівлі 2010 року / С. В. Курганський, О. А. Бузевич // Рибогосподарська наука України. – 2010. – № 4. – С. 58–65.
7. *Наукові* дослідження стану запасів водних біоресурсів, визначення щорічних прогнозів вилову у Київському, Канівському, Кременчуцькому, Дніпродзержинському, Каховському водосховищах і Дніпровсько-Бузькому лимані на період 2013-2017 рр. та розробка оптимального режиму їх рибопромислової експлуатації : звіт по НДР (етап 2012 р.). — К.: ІРГ УААН, 2012. — № ДР 0111U004823. — 98 с.
8. *Чугунова Н. И.* Руководство по изучению возраста и роста рыб / Н. И. Чугунова. – М.: Изд-во Академии наук СССР, 1959. – 164 с
9. *Svobodova Z. A* review of the diseases and contaminant related mortalities of tench (*Tinca tinca* L.) / Z. Svobodova , J. Kolarova // Vet. Med. – Czech.– 2004. – Vol. 49, № 1. – P. 19–34.

Н.М. Матвиенко, С.В. Курганский, Л.П. Бучацкий
Институт рыбного хозяйства НААН Украины, Киев

ЗАБОЛЕВАНИЯ ЛИНЯ (*TINCA TINCA L.*) И ЛЕЩА (*ABRAMIS BRAMA L.*) В КИЕВСКОМ И КАНЕВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩАХ

Представлены результаты ихтиопатологических обследования леща (*Abramis brama* L.) и линя (*Tinca tinca* L.), в период 2011-2013 годов на Каневском и Киевском водохранилищах Днепровского каскада. Зафиксировано поражение этих видов рыб инвазионными заболеваниями и опухолями. Проведенные исследования показали, что для сохранения существующего биоразнообразия Днепровских водохранилищ, необходимо постоянно контролировать ихтиопатологическую ситуацию относительно основных промысловых видов рыб.

Ключевые слова: линь, лещ, паразиты рыб, опухоли, Киевское и Каневское водохранилища

N. Matvienko, S. Kurganskiy, L. Buchatskiy
Institute of Fisheries of NAAS of Ukraine, Kyiv

DISEASE TENCH (*TINCA TINCA L.*) AND BREAM (*ABRAMIS BRAMA L.*) IN KIEV AND KANEV RESERVOIR

The results of the ichtyopatological survey of bream (*Abramis brama* L.) and tench (*Tinca tinca* L.), in 2011-2013 in Kiev and Kanev reservoirs of Dnipro River. The lesions of these fish species by invasive diseases and tumors are observed. The obtained results suggest that the maintaining of the existing biodiversity of Dnipro River reservoirs should be based on constant monitoring of the ichtyopatological situation on the main commercial species.

Keywords: tench, bream, fish parasites, tumors, Kyiv and Kaniv Reservoir

УДК 504.064.36:574(262.5)

С.В. МЕДІНЕЦЬ[1], В.М. МОРОЗОВ[2], В.М. БОЙКО[3], С.С. КОТОГУРА[1], А.П. МІЛЕВА[1], І.Л. ГРУЗОВА[1]

[1]Одеський національний університет імені І. І. Мечникова
пров. Маяковського, 7, Одеса, 65082, Україна
[2]Дунайська гідрометобсерваторія
пр. Героїв Сталінграда, 36, Ізмаїл, 68609, Україна
[3]Український Гідрометцентр
вул. Золотоворітська, 6-В, Київ, 01601, Україна

ОЦІНКА ТА СКЛАДОВІ РІЧКОВОГО СТОКУ СПОЛУК АЗОТУ ТА ФОСФОРУ ДО ДНІСТРОВСЬКОГО ЛИМАНУ

Презентовано результати оцінки річкових потоків біогенних сполук азоту та фосфору, що потрапляли до Дністровського лиману у 2010-2013 рр. Визначено внесок їхніх мінеральної та органічної складових за досліджуваний період. Показано, що повінь 2010 р. викликала різке зростання потоку біогенних сполук азоту і фосфору, насамперед їхньої органічної складової. З'ясовано, що води р. Турунчук за концентрацією загального азоту та фосфору в 1,4 рази більше забруднені, ніж водна маса р. Дністер. Оцінено, що майже 90% біогенних сполук азоту та фосфору потрапляє до водної маси р. Дністер та р. Турунчук з території Молдови.

Ключові слова: азот, фосфор, р. Дністер, річковий стік, біогенні сполуки

Інтенсивність евтрофікаційних процесів залежить, насамперед, від кількості біогенних сполук азоту та фосфору, які постійно потрапляють у водну екосистему і є основним чинником евтрофікації та гіпоксії [1-2]. Оцінка змін потоків та балансу біогенних сполук в водних екосистемах – важливий критерій ефективності управлінських рішень.

Мета роботи – оцінка потоків біогенних сполук, що потрапляли до Дністровського лиману з річковим стоком у 2010-2013 рр., а також визначення внесків їхніх окремих складових.

Матеріал і методи досліджень

Як первинні матеріали нами використано результати регулярних гідрологічних та гідрохімічних обстежень і аналізів проб води, що проводились у 2010-2013 рр. на трьох станціях поблизу с. Паланка (ПС), м. Біляївка (БС) та с. Маяки (МС) двічі на місяць [3]. Для оцінки водного стоку річок Дністер та Турунчук нами використано дані Українського Гідрометцентру, які були отримані у 2010-2013 рр. для станцій Незавертайлівка та Олонешти за міжнародним обміном з Гідрометслужбою Молдови. Методики відборів проб води та проведення гідрохімічних аналізів описано нами в роботах [2, 3].

Концентрації органічних складових азоту і фосфору розраховувались як різниця між загальним їхнім вмістом та сумою мінеральних складових.

Результати досліджень та їх обговорення

За величинами щомісячного водного стоку на станціях Незавертайлівка (р. Турунчук) та Олонешти (р. Дністер) нами було розраховано загальний водний щомісячний стік р. Дністер у Дністровський лиман (рис. 1).

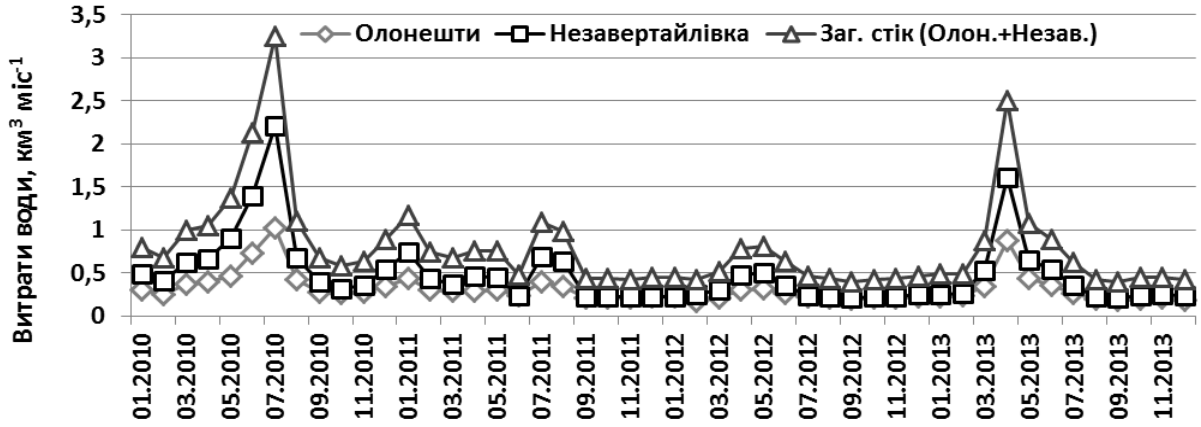


Рис. 1. Величини водного стоку річок Дністер (с. Олонешти), Турунчук (с. Незавертайлівка) та р. Дністер у цілому після злиття поблизу с. Маяки

Аналіз динаміки річкового стоку у 2010-2013 рр. показав, що у 2010 р. внаслідок повені у червні–липні спостерігався аномально високий річковий стік – 14,15 км^3 рік$^{-1}$. В 2011-2013 рр. цей показник коливався в межах 6,25-9,10 км^3 рік$^{-1}$. В середньому на ділянці від українсько-молдовського кордону до с. Маяки стік через р. Турунчук складав майже 60% від загального річкового стоку та був у 1,5 рази більшим, ніж через р. Дністер. За результатами аналізу проб води, що відбирались на трьох станціях моніторингу БС, ПС та МС [5] у 2010-2013 рр., здійснено оцінку середньомісячних потоків сполук азоту і фосфору в річки Дністер і Турунчук та Дністровський лиман (рис. 2-3).

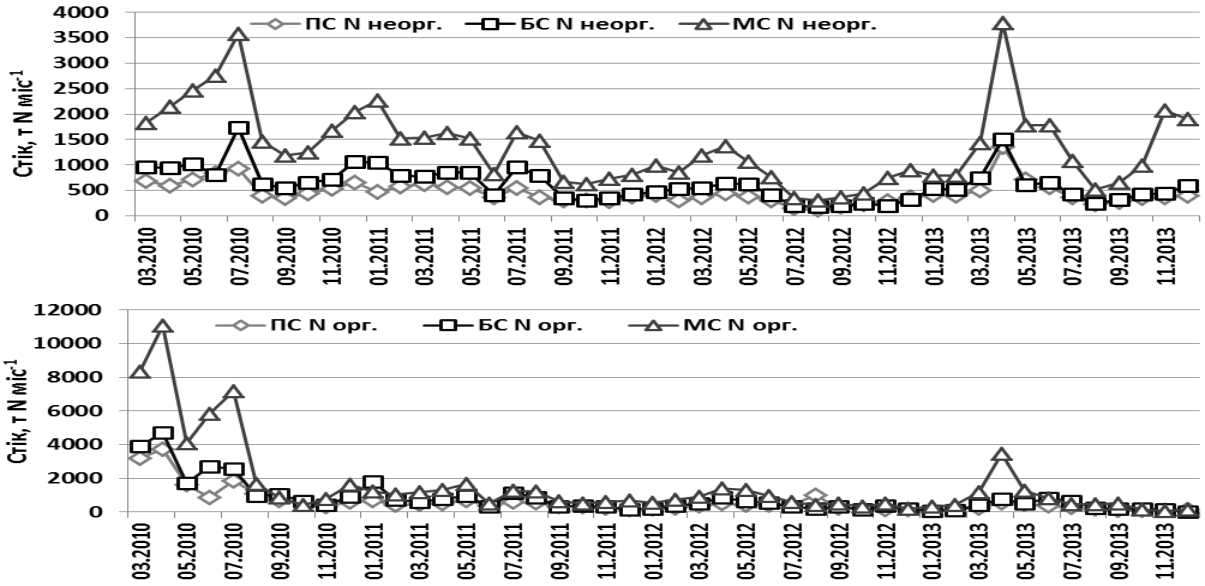


Рис. 2. Щомісячний стік неорганічного азоту (верхній) та органічного азоту (нижній) в Дністровський лиман річками Дністер та Турунчук

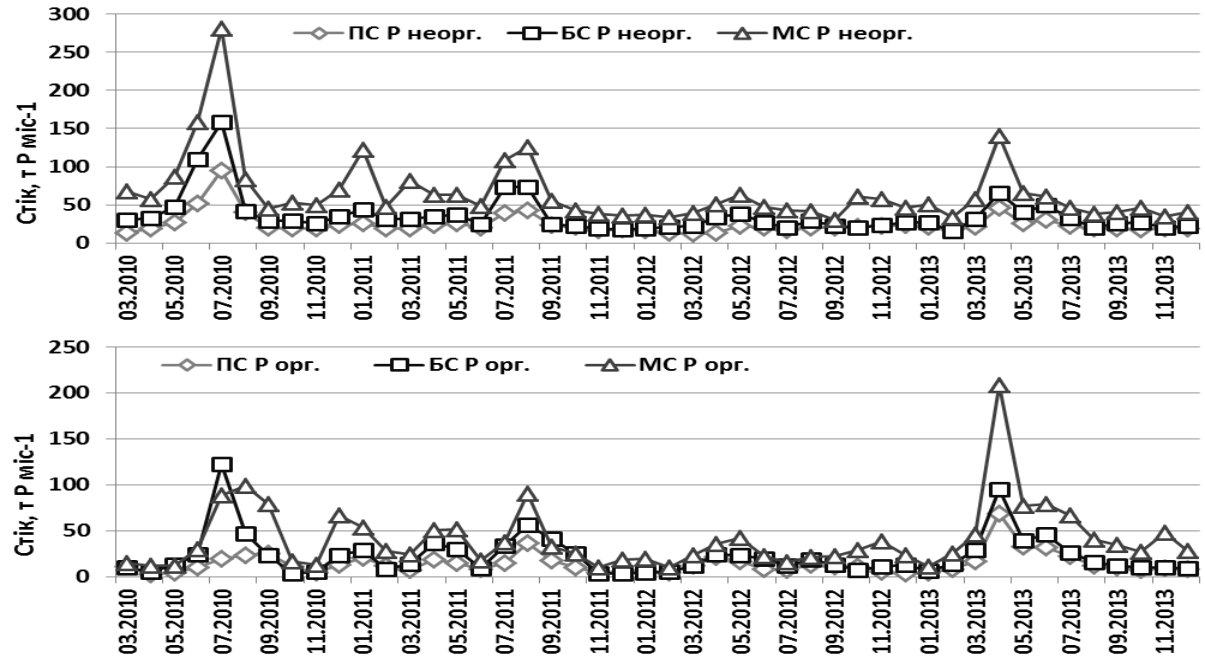


Рис. 3. Щомісячний стік неорганічного (верхній) і органічного (нижній) фосфору річками Дністер та Турунчук в Дністровський лиман

Аналіз динаміки щомісячних величин потоків біогенних сполук азоту та фосфору показав, що чіткого сезонного ходу не було виявлено. Однак, слід відмітити, що максимальні потоки частіше реєструвались навесні у період повеней. Середні потоки загального азоту та фосфору у Дністровський лиман (а потім і в Чорне море) у 2010-2013 рр. склали 36,6±25,7 тис. т N рік$^{-1}$ та 1,3±0,3 тис. т P рік$^{-1}$ відповідно. Аналіз річних змін сумарних потоків показав, що за рахунок великих повеней у 2010 р. сумарний потік загального азоту ($N_{неорг}$+ $N_{орг}$) був майже в 2,8 рази більшим, ніж у 2011 та 2013 рр. та навіть в 4,2 рази більшим, ніж в «сухий» 2012 р. Слід відмітити, що основну частку (майже 67%) в період повені у 2010 році складали органічні сполуки азоту, тоді як в інші роки цей показник був значно нижчим та коливався в межах 34–47% (рис. 4).

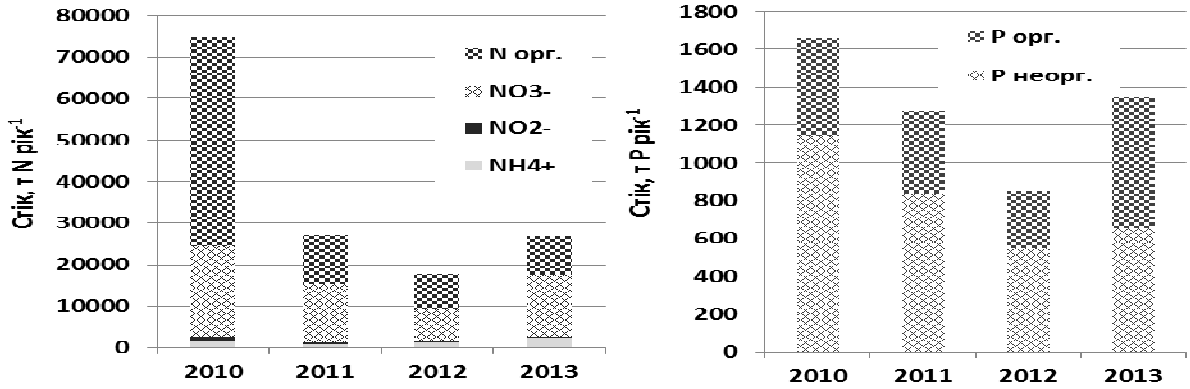


Рис. 4. Річні потоки загального азоту та фосфору (за складовими) в Дністровський лиман у 2010–2013 рр.

Кількість потоку фосфору в 2010 р. була в середньому в 1,25 рази більшою, ніж у 2011 та 2013 рр., та майже в 2 рази, ніж у 2012 р. Цікаво, що на відміну від азотних сполук, органічна складова сполук фосфору в цей багатоводний 2010 рік склала всього 31%, в той час як в інші роки була дещо вищою – з максимумом (52%) у 2013 р. Порівняння інтенсивності водного стоку та потоків сполук азоту і фосфору показало (рис. 4), що інтенсивність стоку біогенних сполук залежить головним чином від водного стоку. Аналіз експериментальних даних по р. Дністер та р. Турунчук показав, що через р. Турунчук на ділянці від Молдови до с. Маяки до Дністровського лиману надходить в 1,4 рази більше азотних сполук як органічного, так і мінерального походження, ніж через р. Дністер. Для фосфатів і загального фосфору ця різниця склала 1,4 та в 1,6 разів. Причини таких розбіжностей можуть бути пояснені більш високими величинами річкового стоку р. Турунчук, а також залповими скидами в р. Турунчук вод Кучурганського водосховища, з Дністровської ГРЕС та забрудненням, яке вноситься в річкову воду селищами, що знаходяться на березі р. Турунчук. Конкретні обсяги внеску кожного з перелічених вище джерел біогенного забруднення р. Турунчук від українсько-молдовського кордону до с. Маяки потребують детальнішого вивчення.

За припущенням, що в р. Дністер від с. Олонешти до с. Маяки концентрації біогенних сполук не змінюються, нами було розраховано, що джерелом приблизно 88% всього азоту та 90% всього фосфору, що стікає до Дністровського лиману з водними масами річок Дністер та Турунчук, є молдовська територія. Решта потоків (12% азоту та 10% фосфору) мають локальне походження, яке формує поверхневий і, частково, підземний боковий стік з басейну водозбору.

Отже, на закінчення можна зазначити наступне. Потоки біогенних сполук азоту і фосфору в Дністровський лиман та Чорне море залежать від інтенсивності та динаміки водного стоку та склали у 2010–2013 рр. в середньому 36,6±25,7 тис. т N рік$^{-1}$ та 1,3±0,3 тис. т P рік$^{-1}$ відповідно. Періоди інтенсивних повеней (наприклад у 2010 р.) характеризуються різким збагаченням водної маси органічними сполуками азоту та фосфатів. З водним стоком р. Турунчук привноситься в 1,4 рази більше загального азоту та фосфору, ніж через р. Дністер. При цьому майже 90% біогенних сполук азоту та фосфору потрапляє до водної маси річок Дністер та Турунчук з молдовської території.

1. *Медінець В. І.* Оцінка річного стоку біогенних сполук до Дністровського лиману у 2010-2011 рр. / Матеріали Всеукраїнської наук.-практ. конф. «Лимани північно-західного Причорномор'я: сучасний гідроекологічний стан; проблеми водного та екологічного менеджменту, рекомендації щодо їх вирішення» (Одеса, 1-3 жовтня 2014 р.) / В. І. Медінець, В. М. Морозов, В. М. Бойко, С. В. Медінець, С. С.Котогура, І. Л. Грузова. – Одеса: ТЕС, 2014. – С. 81–83.
2. *Медінець В. І.* Особливості динаміки біогенного режиму вод Дністровського лиману влітку 2003-2013 рр. / Там само / В. І. Медінець, С. С. Котогура, І. Л. Грузова, А. П. Мілєва [і ін.]. – Одеса: ТЕС, 2014. – С. 102–104.

3. *Оцінити* вплив агропромислової діяльності та пожеж на екосистеми Нижнього Дністра та емісію парникових газів в атмосферу: звіт НДР 505 (заключний) / ОНУ ім. І. І Мечникова; Керівник Медінець В. І. - №ДР0113U003074; Інв.№0715U003287. – Одеса, 2014. – 960 с.: ил. – Відпов. виконав. Н. В. Ковальова.

С.В. Мединец[1], В.Н. Морозов[2], В.М. Бойко[3], С.С. Котогура[1], А.П. Милева[1], И.Л. Грузова[1]
[1]Одесский национальный университет им. И. И. Мечникова, Украина
[2]Дунайская гидрометобсерватория, Измаил, Украина
[3]Украинский Гидрометцентр, Киев, Украина

ОЦЕНКА И СОСТАВЛЯЮЩИЕ РЕЧНОГО СТОКА АЗОТА И ФОСФОРА В ДНЕСТРОВСКИЙ ЛИМАН

Представлены результаты оценки потоков биогенных соединений азота и фосфора, привнесенных речными водами в Днестровский лиман в 2010-2013 гг. Определен вклад их минеральной и органической составляющих. Показано, что половодье 2010 г. вызвало резкое увеличение потока биогенных соединений азота и фосфора, и, прежде всего, их органической составляющей. Выявлено, что вода р. Турунчук загрязнена соединениями азота и фосфора в 1,4 раза больше, чем водная масса р. Днестр. Оценено, что около 90% загрязняющих биогенных соединений азота и фосфора попадает в водную массу рек Днестр и Турунчук с территории Молдовы.

Ключевые слова: азот, фосфор, р. Днестр, речной сток, биогенные соединения

S.V. Medinets[1], V.M. Morozov[2], V.M. Boiko[3], S.S. Kotogura[1], A.P. Mileva[1], I.L. Gruzova[1]
[1] I.I. Mechnykov Odesa National University, Ukraine
[2]Danube Hydrometeorological Observatory, Izmail, Ukraine
[3]Ukrainian Hydrometeorological Centre, Kyiv, Ukraine

ESTIMATION AND CONSTITUENTS OF NITROGEN AND PHOSPHORUS FLUVIAL SINK INTO DNIESTER ESTUARY

Estimation of fluvial nutrients fluxes (N and P), which came into Dniester estuary in 2010–2013, has been carried out during this study. Contribution of mineral and organic constituents of these nutrients has been determined for the investigated period. It has been shown that flood in 2010 was the main reason for sharp increase of organic N and phosphates in river waters. It has been found that the Turunchuk river was 1.4 time more polluted with total N and P than the Dniester river. It has been assessed that ca. 90% of biogenic pollutants of N and P enter into the Turunchuk and Dniester waters from territory of Moldova.

Keywords: Nitrogen, Phosphorus, the Dniester river, fluvial sink, nutrients

УДК 528.94:574.9

В.І. МЕДІНЕЦЬ[1], Т.В. ПАВЛІК[1], Є.І. ГАЗЕТОВ[1], РОЖЕНКО М.В.[2]
[1]Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65082, Україна
[2]Нижньодністровський національний природний парк
Французький бул., 89, Одеса, 65009, Україна

ІНСТРУМЕНТАЛЬНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ЗМІН ГРАНИЦЬ ПЛАВНЕВОЇ ЗОНИ І ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ ДНІСТРОВСЬКОГО ЛИМАНУ

Описано простий і ефективний метод контролю довгострокових та щорічних змін меж плавневої зони та водної рослинності у Дністровському лимані з використанням історичних картографічних матеріалів, щорічних експедиційних зйомок за допомогою сучасної техніки

геопозиціонування та обробки результатів сучасним матзабезпеченням ARCGIS. Приводяться та аналізуються результати експериментальних досліджень змін площ плавневої та водної рослинності за різні часові відрізки (від 1 до 120 років). Показано, що за останні 120 років площі плавневої зони в Дністровському лимані зросли на 5,7 км^2, з яких 2,49 км^2 за останні 30 років.

Ключові слова: Дністровський лиман, ARCGIS, водна рослинність

Звісно, що кліматичні і антропогенні зміни водного балансу річок є однією з основних причин гідроморфологічних змін і евтрофікації в їх дельтових частинах. Особлива умаса до плавневої зони і меж розповсюдження водної рослинності в дельтовій частині Дністра і Дністровському лимані обумовлена тим фактом, що більша частина дельти Дністра включена до території Нижньодністровського національного природного парку, на якій нами проводилось раніше [2-4] вивчення площ розповсюдження водної рослинності. Задекларовані у угоді про асоціацію України з ЄС обов'язки України щодо імплементації Водної Рамкової Директиви ЄС [5] потребують також розвитку досліджень гідроморфологічних та гідробіологічних елементів якості водних екосистем.

Метою досліджень було оцінити довгострокові зміни меж плавневої зони в Дністровському лимані за останні 120 років, а також розробити методику проведення картографування границь сучасної плавневої зони і зони розповсюдження водної рослинності, насамперед на території Нижньодністровського національного природного парка.

Матеріал і методи досліджень

В якості первинних матеріалів нами використовувались історична топографічна карта (1895 г.), цифрова карта басейну нижнього Дністра (1984 г.), космічні знімки Quick Bird за березень та липень 2007 року, а також результати польових експедицій 2010-2014 рр., в яких проводилося геопозиціонування меж плавневої і водної рослинності за допомогою GPS приймачів ехолотів Lowrence LCX-15CT та SeaChartet 640c [1]. Для обробки всіх польових даних і оцифрування карти 1895 року та космічних знімків використовувалось програмне забезпечення ARCGIS 9.2 [6]. В експедиціях з метою визначення площі покриття поверхні водойми водною рослинністю в Дністровському лимані проводились спостереження, детальний опис яких наведено в наших попередніх роботах [2-4]. Так як основними видами водних рослин в Дністровському лимані є рогіз (*Typha angustifolia* L), очерет (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), водяний горіх (*Trapa natans* L. s.l.) і глечики жовті (*Nuphar lutea* (L.) Smith.), то границі водної рослинності визначались візуально з борту моторного човна і за допомогою GPS приймачів ідентифікувались координати місцеположення човна, який переміщувався вдовж границі водної рослинності. Точність вимірювань координат становила 3-5 м. При проведенні обстежень візуально фіксували і записували вид рослин. Отримані ехограми потім оброблялись за допомогою програм SonarViewer122, EXCEL та ARCGIS 9.2 [6] з метою побудови цифрових карт границь водної рослинності та визначення її площ.

Результати досліджень та їх обговорення

Для того, щоби визначити кількісні характеристики змін меж і відповідних площ зростання (або зменшення) плавневої зони, весь район досліджень було розбито нами на окремі ділянки, в яких відбувались зміни. Вибір ділянок визначався гідроморфологічними особливостями цих ділянок, насамперед системою течій в лимані. На рисунку показано 7 таких ділянок, по яких далі проводились розрахунки кількісних змін площ плавневої зони за період з 1895 - 2014 рр. Результати розрахунків наведено у табл. 1.

Аналіз значень розрахованих площ в кожному секторі (табл. 1) показав, що за 120 років (1895 – 2014 рр.) площа плавневої зони в Дністровському лимані зросла на 5,70 км^2, при цьому 96% приросту зафіксовано у секторі В (місце впадіння Глибокого Турунчука в Дністровський лиман). За останні 30 років приріст склав 44% від загального за 120 років (2,49 км^2), з яких 1,82 км^2 спостерігався у секторі А (північна частина лиману) та 0,81км^2 у секторі В.

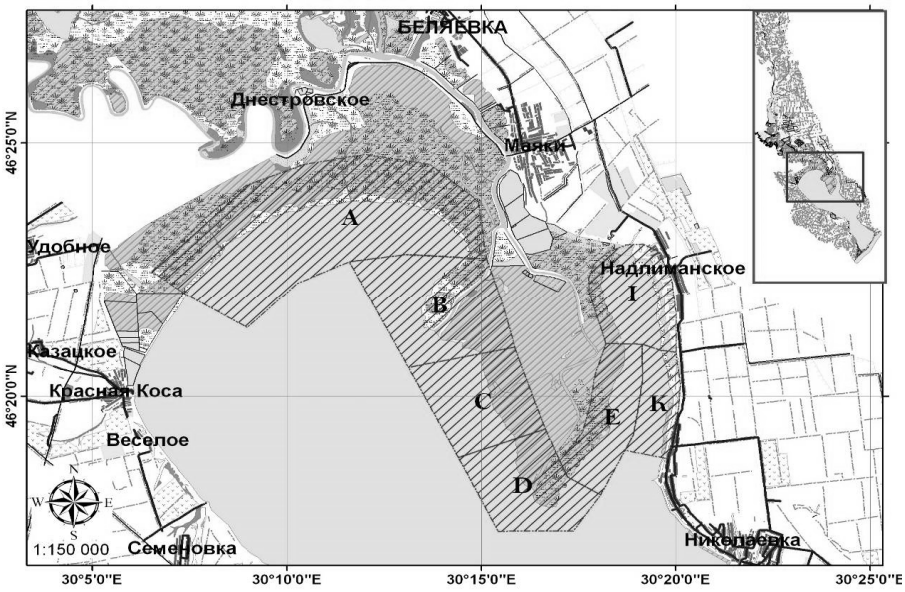


Рис. 1. Гідроморфологічні ділянки Дністровського лиману, на яких розраховувались зміни меж плавневої зони

Таблиця 1

Зміни площ (км^2) плавневої зони Дністровського лиману в 1895-2014 рр. за секторами, визначеними на рис.1.

Сектор Роки	A	B	C	D	E	I	K	Всього
1895-1984	-2,24	+4,66	+1,02	+0,49	+0,57	-1,30	+0,01	+3,21
1984-2007	+0,19	+0,24	-0,23	-0,37	-0,03	0,00	+0,01	-0,19
2007-2010	+0,80	+1,21	+0,04	+0,05	-0,09	+0,06	-0,07	+2,00
2010-2011	-0,06	-0,62	+0,09	+0,18	+0,14	0,00	+0,01	-0,27
2011-2012	+0,89	-0,02	-0,02	-0,03	+0,13	+0,16	+0,17	+1,28
2012-2013	0,00	0,00	-0,03	-0,02	-0,14	0,00	0,00	-0,18
2013-2014	0,00	0,00	-0,10	-0,05	0,00	0,00	0,00	-0,15
1984-2014	+1,82	+0,81	-0,25	-0,24	+0,01	+0,22	+0,12	+2,49
1895-2014	-0,42	+5,47	+0,77	+0,25	+0,58	-1,08	+0,13	+5,70

Аналіз змін площ водної рослинності в Дністровському лимані (табл. 2), яка в основному представлена ценозами глечиків жовтих, рдесника плаваючого (*Potamogeton natans* L.*)* та водяного горіха, показав, що максимальне їх значення спостерігалось у 2010 р. (11,32 км^2), коли була аномально висока повень, далі відмічалось незначне коливання від 6,89 (2011 р.) до 7.619 км^2 (2013 р.).

Таблиця 2

Зміни площ (км^2) водної рослинності на окремих ділянках Дністровського лиману у 2010-2014 рр.

Ділянка	Площа, км^2					Зміни площ, км^2				
	2010	2011	2012	2013	2014	2010-2011	2011-2012	2012-2013	2013-2014	2010-2014
A	6,52	0,00	0,00	0,00	0,00	-6,52	0,00	0,00	0,00	-6,52
B	2,43	2,95	3,22	3,25	3,09	+0,52	+0,26	+0,04	-0,16	+0,66
C	1,35	3,09	3,22	3,41	3,24	+1,74	+0,13	+0,19	-0,17	+1,90
D	1,03	0,85	0,92	0,96	1,11	-0,17	0,06	+0,04	+0,15	+0,08
E- I- K	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Всього	11,32	6,89	7,35	7,62	7,45	-4,42	+0,45	+0,27	-0,17	-3,87

Висновки

Отже, використання інструментальних методів геопозіціонування границь плавневої і водної рослинності вкупі з сучасними методами обробки отриманої інформації на прикладі Дністровського лиману дає нам можливість контролювати довгострокові і середньострокові гідроморфологічні і геоботанічні зміни у водних екосистемах озер і дельтових районах річок.

В зв'язку з тим, що згідно Водної Рамкової Директиви ЄС водні рослини є індикатором стану водних екосистем, в майбутньому ці дані можна буде використати для розробки менеджмент планів дельтової частини Дністра.

Автори висловлюють свою подяку С.М. Снігірьову та співробітникам Регіонального центру інтегрованого моніторингу і екологічних досліджень Одеського національного університету імені І. І. Мечникова та Нижньодністровського національного природного парку за проведення експедиційних досліджень.

1. *Инструкция* по установке и использованию сонара «SeaCharter 640 cDF» [Текст]. – USA, Eagle Electronics, 2005. – 187 с.
2. *Комплексні* дослідження та визначення умов виникнення евтрофікаційних явищ в дельтовії частині Дністра [Текст] : звіт НДР 425 (заключ.) : 69–77 / Одес. нац. ун-т ім. І. І. Мечникова ; кер. Медінець В. І.; відповід. викон. Ковальова Н. В. [та ін.]. – № ДР 0109U000910; Інв.№ 0711U003662. - Одеса, 2010. – 321 с.
3. *Мединец В. И.* Исследования долговременных изменений границ плавневой зоны в Днестровском лимане [Текст] / В. И. Мединец, В. А. Примак, Т. В. Корзун [и др.] // Эколого-экономические проблемы Днестра: материалы VII Междунар. научн.-практ. конф. (6–8 окт. 2010 г., Одесса). – Одесса, 2010. – С. 40.
4. *Павлик Т.В.* Мониторинг границ плавневой зоны и растительности в Днестровском лимане [Текст] / Т.В. Павлик., В.И. Мединец, С.М. Снигирев // Лимани північно-західного Причорномор'я: актуальні гідроекологічні проблеми та шляхи їх вирішення: матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції (12-14 вересня 2012 р. Одеса, Україна). – Одеса, 2012. – С. 107–110.
5. *Directive 2000/60/EC* of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. – 2000. –Vol. 43, L 327. – P. 1–73.
6. *ESRI* ArcGIS9 ArcMap - Руководство пользователя: Rhonda Pfaff, Bob Booth, Jeff Shaner, Scott Crosier, Phil Sanchez, Andy MacDonald. Russian Translation by DATA+, Ltd. Printed by ECOMM Co. – 2006. – 546 с.

В.И. Мединец[1] Т.В. Павлик[1], Е.І. Газетов[1], Н.В. Роженко [2]

[1]Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова, Украина

[2]Нижнеднестровский национальный природный парк, Одесса, Украина

ИНСТРУМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ИЗМЕНЕНИЙ ГРАНИЦ ПЛАВНЕВОЙ ЗОНЫ И ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ДНЕСТРОВСКОГО ЛИМАНА

Описан простой и эффективный метод контроля долговременных и ежегодных изменений плавневой зоны и границ водной растительности в Днестровском лимане с использованием исторических картографических материалов, ежегодных экспедиционных съемок при помощи современной техники геопозиционирования и обработки результатов матобеспечением ARCGIS. Приводятся результаты экспериментальных исследований изменений площадей плавневой и водной растительности лимана за разные временные отрезки, от 1 до 120 лет. Показано, что за последние 120 лет площадь плавневой зоны в Днестровском лимане увеличилась на 5,7 км^2, из которых 2,49 км^2 – за последние 30 лет.

Ключевые слова: Днестровский лиман, ARCGIS, водная растительность

V.I. Medinets[1], T.V. Pavlik[1], Ye.I. Gazyetov[1],M.V. Rogenko[2]
[1] I.I. Mechnykov Odesa National University, Ukraine
[2]Niznednestroskiy National Park, Odesa, Ukraine

INSTRUMENTAL RESEARCH OF OVERFLOW LANDS AND WATER PLANTS BORDERS CHANGES IN DNIESTER ESTUARY

Simple and efficient method for long-term and annual changes in reed-bed zone and aquatic vegetation range control in the Dniyster estuary using historical maps, annual surveys with modern GPS devices and processing of results with ARCGIS software has been described. The results of field studies of changes in the acreage of the estuary area's coverage with reed-beds and aquatic vegetation have been presented and analyzed for different periods of time from 1 to 120 years long. It has been shown that during past 120 years the acreage of reed-bed zone in the Dnister Liman grew 5.7 km^2, out of which 2.49 km^2 – for the past 30 years..

Keywords: Dniester estuary, ARCGIS, water plants

УДК: [574.5:58.035.7] (262.5)

Е.Б. МЕЛЬНИКОВА, Н.В. ЛЯМИНА
Институт природно-технических систем
ул. Ленина, 28, Севастополь, 299011, АР Крым

СВЕЧЕНИЕ СООБЩЕСТВ ГИДРОБИОНТОВ В ПРИБРЕЖНЫХ ВОДАХ ЧЕРНОГО МОРЯ

Исследованы особенности вертикальной структуры интенсивности свечения сообществ гидробионтов в летний период в прибрежных водах Черного моря и выделено шесть регионов, различающихся по ее вертикальному распределению. Определено положение слоя максимальной интенсивности поля биолюминесценции для каждого из выделенных регионов, показана его связь с гидродинамическими и гидрологическими характеристиками прибрежных вод Крыма.

Ключевые слова: биолюминесценция, гидробионты, сообщества, Черное море, вертикальная структура, гидрологические особенности

В исследованиях состояния морской экосистемы особое место занимает изучение изменения интенсивности поля биолюминесценции, являющегося важным элементом функционирования планктонного сообщества. Известно, что интенсивность поля биолюминесценции позволяет выявить пространственную структурированность планктонного сообщества, и является важным показателем экологического состояния морской экосистемы [1, 3, 4, 5]. Изменение интенсивности поля биолюминесценции может быть также достоверным индикатором сезонных и межгодовых процессов, проходящих в морской экосистеме в целом.

Изучение интенсивности поля биолюминесценции в Чёрном море проводили многие исследователи [1, 3, 4, 6], однако информация о региональных особенностях сезонной динамики вертикальной структуры интенсивности поля биолюминесценции в прибрежных водах Крыма, где существенное влияние на вертикальное распределение гидробионтов в толще воды оказывают местные течения, гидрологические характеристики и антропогенный пресс, практически отсутствует.

Цель работы – изучить региональные особенности и выявить общие закономерности вертикального распределения интенсивности свечения сообществ гидробионтов морской экосистемы прибрежных вод Крыма в летний период.

Материал и методы исследований

Исследование вертикального распределения интенсивности свечения гидробионтов проводили в летний гидрологический период (июнь–сентябрь) 2010-2013 гг от мыса Тарханкут до Керченского предпроливного района в шельфовой и глубоководной зонах Крыма.

Пространственную структуру поля биолюминесценции исследовали методом многократного батифотометрического зондирования водной толщи, используя гидробиофизический комплекс «Сальпа-М». С его помощью кроме интенсивности биолюминесценции измеряли также температуру и электропроводность воды, которая пересчитывалась в соленость. Дискретность измерений в режиме зондирования составляла 1 м. Съёмки проводились в ночное время. На каждой станции выполнено по 10 зондирований с интервалом в 2 мин.

Статистическую обработку результатов экспериментальных исследований проводили с использованием кластерного анализа. В начале было выделено 36 отдельных монокластеров характеризующих станции, расположенные в районе исследования. Для каждой из станций была определена динамика интенсивности поля биолюминесценции, а также проведена группировка кластеров агломеративно-иерархическим методом.

В качестве меры сходства характера изменений интенсивности поля биолюминесценции, формируемого гидробионтными сообществами в различных слоях водной толщи, использовали манхэттенское расстояние, определяемое по формуле:

$$d_{ij} = \sum_{k=1}^{n} \left| x_{ik} - x_{jk} \right|, \qquad (1)$$

где d_{ij} – расстояние между i-той и j-той группами; x_{ik} – численное значение k-той переменной для i-той группы; x_{jk} – численное значение k-той переменной для j-той группы.

При проведении кластеризации использовали метод Варда.

На каждой станции по результатам экспериментальных исследований выделяли диапазон глубин, в котором интенсивность поля биолюминесценции превышала половину от максимального значения для всей глубины зондирования на данной станции. Это диапазон глубин называли слоем с высоким уровнем интенсивности поля биолюминесценции. Затем находили связь слоя с высоким уровнем интенсивности поля биолюминесценции с термохалинной структурой вод исследуемого района.

Результаты исследований и их обсуждение

В результате кластеризации станций было выделено несколько морских регионов (кластеров), вертикальное распределение интенсивности поля биолюминесценции внутри которых имеет схожий характер: в кластер *А* вошли станции, расположенные в центральной области Севастопольского антициклонического круговорота; в кластер *Б* – северо-восточной части моря напротив Керченского пролива; в кластер *В* – северо-западной шельфовой части моря в районе свала глубин; в кластер *Г* – периферийной области Севастопольского антициклонического круговорота; в кластер *Д* – периферийной области Крымского антициклонического круговорота; в кластер *Е* – находящиеся на шельфе южного Крыма.

Приведена карта района исследований, отмечено, что прибрежные воды Крыма в целом характеризуются высокой динамической активностью, которая определяется близостью к струе Основного Черноморского Течения (ОЧТ), оказывающего существенное влияние на экологическое состояние прибрежных вод и вертикальное изменение интенсивности поля биолюминесценции в исследованных районах. Между ОЧТ и берегом формируется система антициклонических круговоротов, внутри которых в результате конвергенции происходят процессы накопления поверхностных, как правило, малопродуктивных вод и их последующее опускание на глубину, в то время как на периферии этих круговоротов и прилегающих участках развивается компенсационный подъём обогащенных биогенами глубинных вод, сопровождающийся развитием фито- и зоопланктонных организмов и, как следствие этого,

повышенной концентрацией морских биоресурсов [2]. Наибольшего развития эти вихри достигают вдоль Южного берега Крыма от Феодосии до Ялты и в северо-западной части моря.

В целом в исследуемой акватории Черного моря в летний период верхний хорошо прогретый до температуры 23^0С слой составлял в среднем 16 м. Ниже располагался слой температурного скачка (сезонного термоклина), глубина которого в зависимости от района менялась от 10 до 35 м, а его ширина не превышала 14 м. Температурный градиент в термоклине в среднем составлял $0{,}8^0$С/м, максимальное значение градиента достигало $1{,}4^0$С/м. Следует отметить, что значение солености в отличии от резкого изменение температуры в термоклине (перепад температур на его верхней и нижней границах составлял $9–10^0$С) не имело «скачка» как такового, а плавно возрастало с глубиной.

Под термоклином находился холодный промежуточный слой, температура которого с увеличением глубины (до максимальной глубины зондирования) менялась незначительно и составляла в среднем $8{,}7^0$С.

Приведены измеренные типичные вертикальные распределения интенсивности поля биолюминесценции, температуры, солености и показано расположение слоя максимального свечения сообществ гидробионтов, а также выполнен анализ гидрологических и гидродинамических характеристик, влияния преобладающих ветров, сгонно-нагонных явлений и стока речных вод на особенности вертикального распределения поля биолюминисценции.

Анализ распределения солености в исследованных акваториях Черного моря показал, что ее изменчивость в летний период не имеет ярко выраженного характера.

Выводы

1. Методом кластерного анализа проведена структуризация пространственной изменчивости интенсивности поля биолюминесценции и выделено вдоль побережья Крыма шесть регионов, различающихся по ее вертикальному распределению, связанному с особенностями гидродинамических и гидрологических условий прибрежных вод регионов.
2. Слой с максимальным уровнем интенсивности поля биолюминесценции в прибрежных водах Крыма в летний период располагался в сезонном термоклине и ограничен диапазоном температур от 18°С до 20°С.
3. Минимальные значения интенсивности поля биолюминесценции наблюдались в центральной области Севастопольского антициклонического круговорота (1200 пВт·см$^{-2}$·л$^{-1}$), что было в 5 раз ниже, чем в местах подъема вод на его периферии (6000 пВт·см$^{-2}$·л$^{-1}$).
4. В северо-западной шельфовой части Черного моря, где велико влияние распреснения рек (соленость 17,4‰), интенсивность поля биолюминесценции в слое максимального свечения составляла 4000 пВт·см$^{-2}$·л$^{-1}$.
5. Наиболее широкий слой с высоким уровнем интенсивности поля биолюминесценции (11м) наблюдался на шельфе южного Крыма от м. Херсонес до района г. Феодосия в районе сильного влияния вдольбереговых ветров, а самый узкий (3м) на периферии Севастопольского антициклонического вихря.
6. В Керченском предпроливном районе перепад температур на верхней и нижней границах термоклина был наибольшим (13°С), интенсивность в слое максимального свечения составляла 4253 пВт·см$^{-2}$·л$^{-1}$, а средняя температура в этом слое была самой низкой (18 °С).

1. *Гительзон И. И.* Биолюминесценция в океане / И. И. Гительзон, Л. А. Левин, Р. Н. Утюшев [и др.]. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. – 283 с.
2. *Иванов В. А.* Океанография Черного моря / В. А. Иванов, В. Н. Белокопытов. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. – 212 с.
3. *Мельникова Е. Б.* Применение кластерного анализа для структуризации сообществ биолюминесцентных гидробионтов / Е. Б. Мельникова, Н. В. Бурмистрова // Ученые записки ТНУ. Серия «Биология, химия». Симферополь. – 2011. – Т. 24 (63), № 4. – С. 156–165.
4. *Токарев Ю. Н.* К вопросу о влиянии гидрофизических параметров на интенсивность поля биолюминесценции Чёрного моря / Ю. Н. Токарев, Е. Б. Мельникова // Гидробиол. журн. – 2012.– Т.48, № 2. – С. 97–104.

5. *Токарев Ю. Н.* Влияние физических и биологических факторов на формирование мелкомасштабной структуры биолюминесцентного и акустического полей в Черном и Средиземном морях / Ю. Н. Токарев, Б. Г. Соколов // Гидробиол. журн. – 2001. – Т. 37, № 2. – С. 3–13.
6. *Melnikova E. B.* Regularities of Changes of the Bioluminescence Field in the Black Sea Coastal Waters / E. B. Melnikova, Yu. N. Tokarev, N. V. Burmistrova // Hydrobiol. J. – 2013. – Vol. 49., № 3. – P. 105–111.

О.Б. Мельнікова, Н.В. Ляміна
Інститут природно-технічних систем, Севастополь

СВІТІННЯ УГРУПОВАНЬ ГІДРОБІОНТІВ В ПРИБЕРЕЖНИХ ВОДАХ ЧОРНОГО МОРЯ

Досліджено регіональні особливості вертикальної структури інтенсивності світіння угруповань гідробіонтів у літній період в прибережних водах Чорного моря та виділено шість районів, що розрізняються за вертикальним розподілом біолюмінісценції, пов'язаної з особливостями гідродинамічних і гідрологічних умов прибережних районів. Виконано аналіз гідрологічних і гідродинамічних характеристик, впливу переважаючих вітрів, згінно-нагінних явищ і стоку річкових вод на особливості вертикального розподілу інтенсивності світіння угруповань гідробіонтів кожного з виділених регіонів. Визначено положення шару максимальної інтенсивності поля біолюмінесценції та показана його зв'язок з гідродинамічними та гідрологічними характеристиками прибережних вод Криму.

Ключові слова: біолюмінесценція, гідробіонти, угруповання, Чорне море, вертикальна структура, гідрологічні особливості

Ye.B. Melnikova, N.V. Lyamina
Institute of Natural-technical Systems, Sevastopol

LUMINESCENCE OF HYDROBIONTS COMMUNITIES IN THE COASTAL WATERS OF THE BLACK SEA

Investigated regional characteristics of the vertical structure of luminescence intensity of hydrobionts communities in the summer in the coastal waters of the Black Sea, and identified six areas distinguishing on its vertical distribution associated with the peculiarities of hydrodynamic and hydrological conditions of coastal waters areas. The analysis of hydrological and hydrodynamic characteristics, the influence of the prevailing winds, drive away – overtake waves and the flow of river water on the characteristics of the vertical distribution of the emission intensity of each of the communities hydrobiont isolated regions. Determine the position of the layer of maximum field intensity of bioluminescence and its connection with the hydrodynamic and hydrological characteristics of the coastal waters of Crimea.

Keywords: bioluminescence, hydrobiont, community, the Black Sea, the vertical structure, hydrological features

УДК 597.2.5.57.017.645

К.В. МЕТАЛЬНИКОВА
ФГБНУ «ВНИРО», Россия
ул. Верхняя Красносельская,17, Москва, 107140, Россия

БИОРАЗНООБРАЗИЕ КИЖУЧА *ONCORHYNCHUS KISUTCH* (WALBAUM, 1792), ОБУСЛОВЛЕННОЕ РАЗНЫМИ МЕСТАМИ ЕГО ОБИТАНИЯ

Корма, разработанные для атлантического лосося и радужной форели, нерестящихся каждый год, не подходят для выращивания молоди кижучей, нерестящихся один раз за жизненный цикл. Возможно, на ВЛРЗ необходимо проводить выращивание молоди при более низкой плотности посадки во избежание нарушений в морфогенезе.

Ключевые слова: кижуч, печёночные клетки, сперматогонии, ооциты, протоплазматический, семенные ампулы, селезенка, ретикулярная ткань

Состояние особей популяций тихоокеанских лососей при антропогенном воздействии и в местах, где такого воздействия не наблюдается, существенно отличаются друг от друга. Целью работы было показать, на примере кижуча *Oncorhynchus kisutch* (Walbaum,1792), состояние молоди лососей из чистой р. Кроноцкой, из оз. Большой Вилюй и с ВЛРЗ. В озере нагуливается молодь кижуча после выпуска с ВЛРЗ (Вилюйского лососевого рыбоводного завода). Материал для данной работы собирали сотрудники лаборатории воспроизводства лососевых рыб ФГУП «ВНИРО», за что автор приносит им большую благодарность.

Материал и методы исследований

Для фиксаций биологического материала использовали: 10% формалин, фиксатор Чемберлена, смесь Буэна [3, 4]. Обезвоживание материала по Юрцеву [3] проводили модифицированным способом (табл. 1) с использованием автомата карусельного типа для гистологической обработки тканей (Модель STP –120):

Таблица 1

Батарея спиртов и обезвоживающих веществ	Экспозиция, мин.
спирт этиловый	
70^0	40
80^0	40
90^0	40
96^0	40
100^0	40
100^0	40
100^0+ксилол	20
ксилол–1	20–30
ксилол–2	30
парафин–1	80
парафин–2	80

Далее проводили обработку проб стандартными методиками [3, 4] с использованием заливочной станции EC 350, микротома Microm HM440E, нагревательного столика Leica HI 1220, микроскопа Leica с компьютерной видеосистемой Leica DC. Для оценки физиологического состояния молоди кижуча по состоянию печени была разработана классификация ее дистрофических изменений на тканевом и клеточном уровнях [4]. Биологическим материалом для исследований были годовики кижуча, выращиваемые на ВЛРЗ, а также отловленные в оз. Большой Вилюй и в нижнем течении р. Кроноцкая, где нет

рыбоводных заводов. Всего обработано 122 рыбы, приготовлено 163 пробы, изготовлено 6856 срезов, сделано 220 фотографий.

Результаты исследований и их обсуждение

На рис. 1–3 представлены срезы внутренних органов молоди кижуча в нормальном, физиологически полноценном состоянии из р. Кроноцкая.

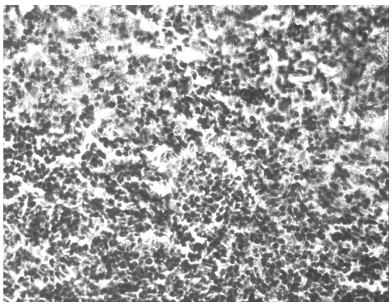
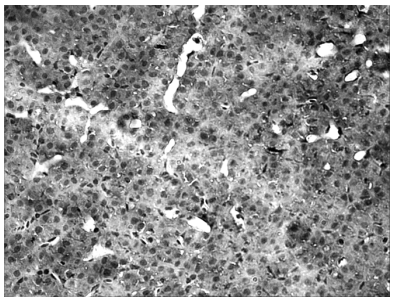
а)  б) 

Рис. 1. Печень молоди кижуча из р. Кроноцкая. Масса – 4,97 г, длина – 8,5 см. Ув. а) 200х, б) 400х.

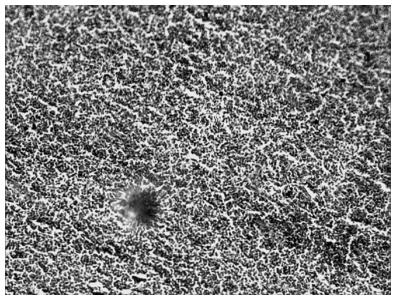


Рис.2. Поперечный срез селезенки молоди кижуча из р. Кроноцкая. Масса – 4,97 г, длина – 8,5 см. Ув. 200х.

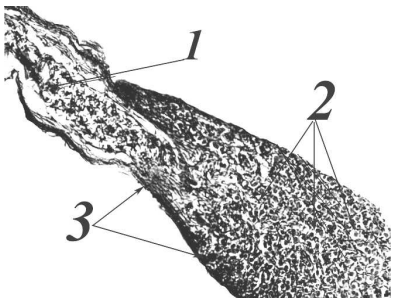


Рис. 3. Сагиттальный срез семенника молоди кижуча из р. Кроноцкая. Масса – 4,97 г, длина – 8,5 см.

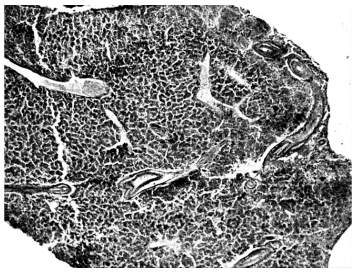
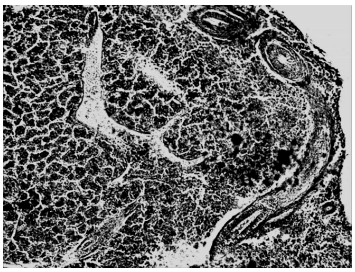
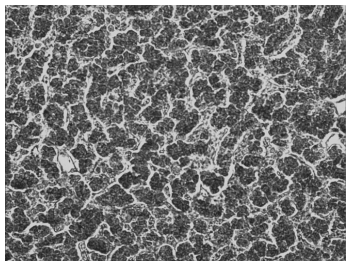
а)  б)  в) 

Рис. 4. Сагиттальные срезы селезенки молоди кижуча из оз. Большой Вилюй, зараженной паразитами. № 57, 20.06.05, М = 34 г, Lsm = 14, 5 см. Ув. а) 50х, б) 100х, в) 200х.

На рис. 4 показаны срезы селезенки молоди кижуча, тотально зараженной паразитами. Молодь кижуча с селезенкой, представленной на рис. 2, может быть отнесена к 1 классу, а

кижуч с селезенкой, представленной на рис. 4 – только к 3 классу с переходом к 4 классу, самому тяжелому при поражениях внутренних органов. На рис. 5 видно жировое перерождение печёночной ткани.

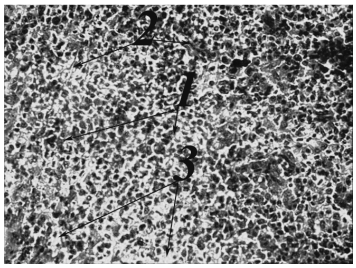


Рис. 5. Сагиттальный срез печени молоди кижуча из оз. Б. Вилюй. № 60, 20.06.05, M = 24,4, Lsm = 12,9 см. 1– печеночные балки, образованные печеночными клетками, 2– печеночная трабекула, 3– пустоты в межклеточных пространствах, а также печеночные клетки с пустотами в цитоплазме. Ув. 400х.

Также у молоди кижуча наблюдали заражение паразитами, 4 класс (рис. 6).

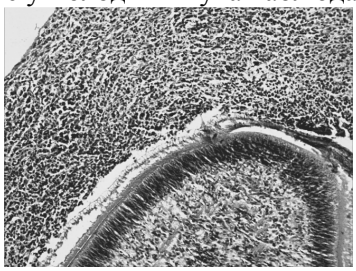
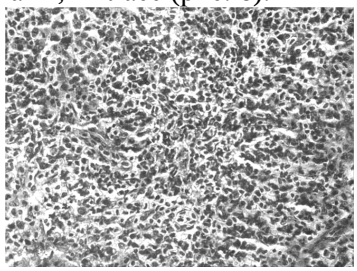
а)  б) 

Рис. 6. Срезы печени молоди кижуча из оз. Б. Вилюй. № 58, 20.06.05, M = 43,8 г, Lsm = 16,2 см. а) в центре среза капсула паразита. б) деструкция печёночных клеток. Ув. а) 200х, б) 400х.

У этой молоди и состояние гонад соответствует состоянию рыбы (рис. 7), деструкция кариоплазмы и цитоплазмы в ооцитах на 3 поздней, 4 ступенях фазы протоплазматического роста ооцитов.

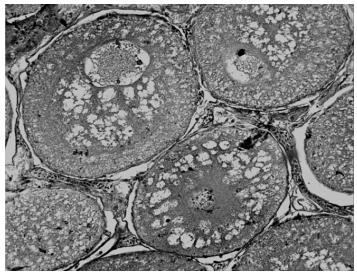


Рис. 7. Срез яичника кижуча из оз. Б. Вилюй. № 58, 20.06.05, M = 43,8 г, Lsm = 16,2 см. Ув. 200х.

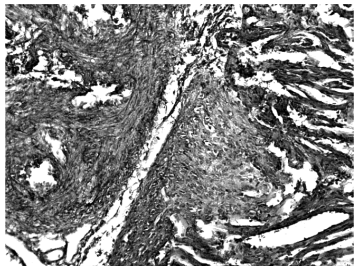
а)  б) 

Рис. 8. Срезы сердца молоди кижуча из оз. Б. Вилюй. № 5, 17.06.05, M = 2,75 г, Lsm = 6,7 см. Ув. а) 50х, б) 200х.

На рис. 8 показаны срезы сердца кижуча из оз. Большой Вилюй в хорошем состоянии. Молодь кижуча из этого водоема разделялась по классам: 64,4% (1 и 2 классы), а у 35,6% (3 и 4 классы) с патологиями. На ВЛРЗ срез селезенки кижуча в норме (рис. 9), а на рис. 10 – срез печени кижуча в хорошем состоянии. Молодь в таком состоянии относится к 1 классу.

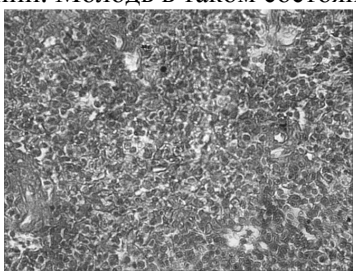


Рис. 9. Поперечный срез селезенки молоди кижуча с ВЛРЗ. № 12, 17.06.05, М = 8,65 г, Lsm = 9,1 см. Ув. 200х.

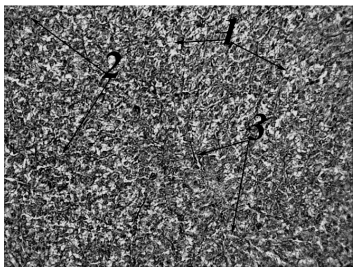


Рис. 10. Сагиттальный срез печени кижуча с ВЛРЗ. № 18, 17.06.05, М = 6,43, Lsm = 8,35 см. 1 – печеночные капилляры, 2–печеночные балки из печеночных клеток, с одним ядрышком в ядре, 3–печеночные протоки. Ув. 200х.

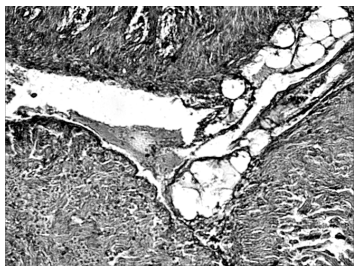
а)  б) 

Рис. 11. Срезы сердца молоди кижуча с ВЛРЗ. № 23, 17.06.05, М = 7,15 г, Lsm = 8,65 см. а) ув. 100х, б) ув. 200х.

На рис. 11б между желудочком и предсердием сердца видна жировая прослойка, миокард утолщен, но сердце в функциональном состоянии, его строение свидетельствует о малоподвижном образе жизни молоди при хорошем кормлении. На ВЛРЗ самки кижуча были на 2-й стадии зрелости гонад. Среди дикой молоди кижуча в оз. Б. Вилюй также преобладали самки на 2-й стадии зрелости гонад с ооцитами на поздней 3 и 4-й ступенях фазы протоплазматического роста (рис. 7). У самцов кижуча наблюдали 1-ю стадию зрелости гонад, но метафазные пластинки (рис. 12) при делении сперматогоний обычно наблюдаются уже в семенных ампулах. Поэтому эти явления можно отнести к аномалиям, связанными с ускоренным развитием семенников. Возможно это объясняется избытком витамина Е, который поступал с комбикормом (до 300мг/кг корма) и провоцировал усиление стероидного обмена [1, 2]. У кижучей из естественного водоема р. Кроноцкая (рис. 3) при той же стадии зрелости таких явлений не обнаружили.

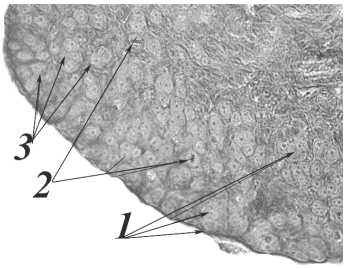


Рис. 12. Сагиттальный срез семенника молоди кижуча с ВЛРЗ. № 23, 17.06.05, М = 7,15 г, Lsm = 8,65 см. 1 –белковая оболочка семенника, деления гониальных клеток, 2 – видны метафазы, 3 –идет образование сперматогоний. Ув. 400х.

Кижуч, выращиваемый на рыбоводном заводе в течение 1,5 лет, находился в нормальном физиологическом состоянии (1 и 2 классы) до 68,75%. У 31,25% молоди наблюдали патологии (3 и 4 классы).

Выводы

1. В искусственных условиях на ВЛРЗ необходимо применять специальные корма для тихоокеанских лососей.
2. На ВЛРЗ для оплодотворения икры необходимо использовать артезианскую воду, как это делается на МЛРЗ (Малкинском лососевом рыбоводном заводе, Камчатка), чтобы молодь не заражалась паразитами.
3. Возможно, на ВЛРЗ необходимо снизить плотности посадки рыб, чтобы избежать подобных явлений, как патологических изменений внутренних органов из–за малоподвижного образа жизни молоди.

1. *Метальникова К. В.* Влияние синтетических аналогов тестостерона на гаметогенез у *Oncorhynchus mykiss* (Walb.) / К. В. Метальникова // Рыбное хозяйство – 1995. – № 2. – С. 40–42.
2. *Метальникова К. В.* Способ оценки молоди чавычи перед выпуском по гистологическому строению её печени / К. В. Метальникова // Тез. докл. Межд. конф. «Инновационные технологии аквакультуры». – Ростов–на–Дону, 2009. – С. 95–98.
3. *Паушева З. П.* Практикум по цитологии растений / З. П. Паушева. – М.: Агропромиздат, 1988. – 270 с.
4. *Роскин Г. И.* Микроскопическая техника / Г. И. Роскин, Л. Б. Левинсон. – М., 1957. – 467 с.

К.В. Метальникова
Федеральна Державна Бюджетна Наукова Установа «Всеросійський Науково-Дослідний Інститут Рибного Господарства та Океанографії», Москва, Росія

БІОРІЗНОМАНІТТЯ КИЖУЧА *ONCORHYNCHUS KISUTCH* (WALBAUM 1792), ОБУМОВЛЕНЕ РІЗНИМИ МІСЦЯМИ ЙОГО МЕШКАННЯ

Корми, розроблені для атлантичного лосося та райдужної форелі, що нерестяться щороку, не підходять для вирощування молоді кижучів, нерестуючих один раз за життєвий цикл. Можливо, на ВЛРЗ необхідно проводити вирощування молоді при більш низькій щільності посадки з метою уникнення порушень у морфогенезі.

Ключові слова: кижуч, печінкові клітини, сперматогонії, ооцити, сім'яникові ампули, селезінка, ретикулярна тканина

K.V. Metalnikova
Federal State Budgetary Scientific Institution «Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography», Moskov

BIODIVERSITY COHO SALMON *ONCORHYNCHUS KISUTCH* (WALBAUM 1792), DUE TO DIFFERENT PLACES IT INHABITS

Forages developed for the Atlantic salmon and an rainbow trout, spawning every year, are not approach for cultivation juvenile coho, spawning once during the life cycle. Perhaps on VSFF

(Viluiskyi Salmon Fish–breeding Factory) it is necessary carry out the cultivation juvenile coho at lower stocking density in order to avoid disturbances in morphogenesis.

Keywords: coho, hepatic cells, spermatogonia, oocytes, protoplasmic, testicle ampoules, spleen, reticular tissue

УДК 658:504(262.5)

Г.Г. МИНИЧЕВА, Е.В. СОКОЛОВ

Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

СТРУКТУРА ПРИОРИТЕТНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МЕНЕДЖМЕНТА ЛИМАНОВ СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ПРИЧЕРНОМОРЬЯ

Предложена структура мероприятий экологического менеджмента лиманных экосистем на основе принципа приоритетности, позволяющего эффективно и рационально использовать средства необходимые для первоочередного внедрения мероприятий.

Ключевые слова: лиманные экосистемы, экологический менеджмент, рациональное природопользование

Лиманные экосистемы северо-западного Причерноморья являются уникальными комплексами прибрежных экотонов со специфическими гидроэкологическими условиями. Высокое биологическое разнообразие и природная ценность лиманных экосистем (ЛЭ) расположенных вдоль побережья Чёрного моря [2, 3] придают им стратегическую роль в сохранении и поддержании регионального биологического и экосистемного разнообразия. Кроме того ЛЭ перспективны для развития бальнеологии, рекреации и туризма, аквакультуры и рыбного хозяйства, а также для других видов хозяйственной деятельности.

Наряду с высокой природоохранной ценностью ЛЭ свойственна и высокая чувствительность к антропогенному изменению природных условий [1]. В силу интенсивных антропогенных нагрузок состояние большинства из лиманов региона находятся в различных стадиях деградации.

Несмотря на очевидную необходимость в разработке схем интегрированного управления, в регионе нет единой методики целостной (холистической) оценки состояния ЛЭ, на основе бассейнового принципа, которую можно бы было использовать для региональной экспресс диагностики этих экосистем в целях экологического менеджмента.

Целью данной работы является разработка структуры приоритетных рекомендаций позволяющих повысить эффективность экологического менеджмента лиманов СЗП за счет определения первоочередных мероприятий по стабилизации их экологического состояния.

Материал и методы исследований

Структура мероприятий экологического менеджмента была построена с использованием основных принципов бассейнового подхода и целостной оценки природно-антропогенных компонентов ЛЭ. Выбор показателей и их агрегирование в соответствующий интегральный индекс проводилось согласно принципам, принятым в Рамочной Водной Директиве ЕС [6], квалиметрии [4] и количественной экологии [5].

Результаты исследований и их обсуждение

На основании оценки гидроэкологических особенностей ЛЭ с учётом методов интегральной холистической оценки и современного уровня природопользования, были выделены четыре блока менеджмент мероприятий включающие набор практических мероприятий по стабилизации экосистем лиманов и формированию режима сбалансированного природопользования: мероприятия административно-хозяйственного контроля; мероприятия по поддержанию структуры и продукционных процессов биотического компонента;

мероприятия по управлению водосборным бассейном; мероприятия по искусственному управлению гидрологическим режимом.

Создание устойчивой экологической инфраструктуры ЛЭ предполагает реализацию всех четырёх менеджмент-блоков мероприятий. Однако с целью рационального и эффективного использования средств необходимых для внедрения данных мероприятий предлагается определенная структура приоритетности (порядок практической реализации) построенная на основе экспертной оценки ожидаемой экологической эффективности мероприятий различных блоков (рис.).

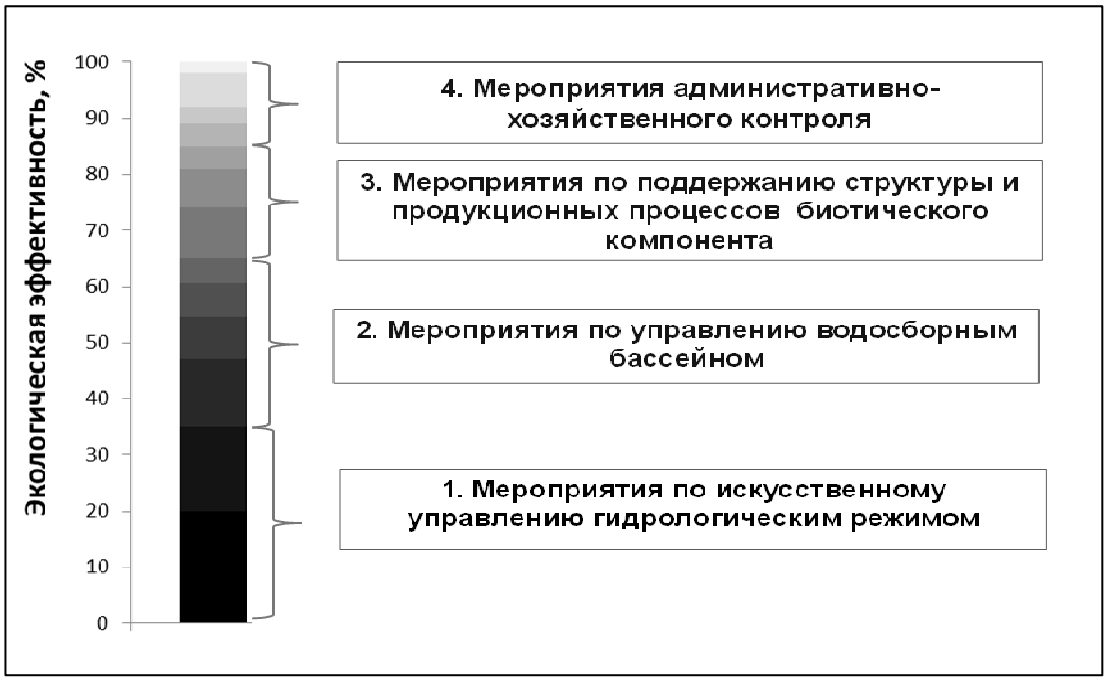


Рис. Приоритетная структура мероприятий для поддержания и управления экологическим режимом лиманных экосистем северо-западного Причерноморья

1. Мероприятия по управлению водообменом с морем

1.1. Поддержание водообмена лиманов с морем через естественные или искусственные каналы обеспечивающих поступление морской воды в лиманы. Осуществление режима функционирования искусственных каналов в зависимости от температурных условий и водности года для стабилизации водного баланса лиманов.

1.2. Реализация схем гидрологического менеджмента для улучшения водообмена лиманов с морем (промывание), по общему сценарию: сброс воды из лимана весной в период паводка; поступления морской воды летом при снижении уровня лимана.

2. Мероприятия по управлению водосборным бассейном

2.1. Ликвидация несанкционированных свалок на водосборной площади лиманов.

2.2. Восстановление (мелиорация) русел рек и балок на водосборной площади лиманов, ликвидация нелегализованных заброшенных прудов, выполняющих роль водных ловушек.

2.3. Разработка режима наполнения и сброса вод в зависимости от водности года, для прудов, взятых в аренду и официально имеющих соответствующую документацию.

2.4. Восстановление ландшафтно-хозяйственного баланса водосборной площади (разработка оптимального соотношения между антропогенно-преобразованными и природными ландшафтами).

3. Мероприятия по поддержанию биологической структуры и сбалансированности продукционно-деструкционных процессов

3.1. Создание централизованной канализации в населенных пунктах расположенных на водосборной площади, для снижения поступления веществ, стимулирующих первично-продукционный процесс.

3.2. Разработка и внедрение проекта дноуглубительных работ на локальных участках мелководных лиманов для уменьшения прогрева водной толщи и изъятия донных отложений богатых биогенными веществами с целью создания условий для развития крупных, длинноцикличных форм гидробионтов, стабилизирующих скорость экологических процессов.

3.3. Организация санитарной марикультуры (выращивание аборигенных видов рыб, ракообразных, моллюсков, макрофитов) с последующим изъятием биоресурсов из экосистемы лимана для снижения трофического статуса.

4. Меры административно-хозяйственного контроля

4.1. Регламентация и контроль промышленных сбросов по нормативам ПДК для рыбохозяйственных водоемов.

4.2. Действенный контроль государственных природоохранных органов за соблюдением природоохранного режима лимана. Разработка подзаконных актов направленных на соблюдение природоохранного режима.

4.3. Вынос границ земель водного фонда в натуру согласно процедурам, предусмотренным действующим законодательством. На данный момент природоохранный режим земель водного фонда не соблюдается, по берегам лимана расположены свалки твёрдых бытовых отходов, садово-огородные участки, дачные и селитебные застройки без централизованной канализационной системы.

4.4. Создание при поддержке финансирования областного природоохранного фонда постоянно действующей системы мониторинга с геоинформационной базой данных ключевых параметров состояния экосистемы.

4.5. Обеспечение государственной финансово-организационной и правовой поддержкой фермерских хозяйств, усилиями которых осуществляется рекультивация и улучшение экологического состояния лиманов.

Выводы

Предлагается четыре блока мероприятий экологического менеджмента лиманов северо-западного Причерноморья: 1 – управление водообменом с морем; 2 – управление водосборным бассейном; 3 – поддержание биологической структуры и сбалансированности продукционно-деструкционных процессов; 4 – административно-хозяйственный контроль. Предлагаемые мероприятия основаны на методах бассейнового подхода, целостной оценке природного потенциала и уровня природопользования, а также требованиях Водной Рамочной Директивы ЕС. Блоки менеджмент мероприятий направлены на компенсацию наиболее негативных факторов действующих в условиях современных антропогенных нагрузок на Причерноморский регион и имеют приоритетную структуру, позволяющую эффективно и рационально использовать средства необходимые для внедрения первоочередных действий по восстановлению и поддержанию устойчивого состояния лиманных экосистем.

1. *Актуальные проблемы лиманов* северо-западного Причерноморья: Монография / [ред. Ю. С. Тучковенко, Е. Д. Гопченко]. – Одесса: ТЭС, 2011. – 224 с.
2. *Лиманно-устьевые комплексы* Причерноморья: географические основы хозяйственного освоения / [ред. Г. И. Швебс]. – Л.: Наука, 1988. – 304 с.
3. *Северо-западная часть Чёрного моря*: (биология и екология) / [ред. Ю. П. Зайцев, Б. Г. Александров, Г. Г. Миничевой]. – К.: Наукова думка, 2006. – С. 351–356.
4. *Хамханова Д. Н.* Основы квалиметрии / Д. Н. Хамханова. – Улан-Удэ: Изд-во ВСГТУ, 2003. – 141 с.
5. *Шитиков В. К.* Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
6. DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, 23 October 2000. (WFD, 2000/60/EC).

Г.Г. Мінічева, Є.В. Соколов
Інститут морської біології НАН України, Одеса

СТРУКТУРА ПРІОРИТЕТНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО МЕНЕДЖМЕНТУ ЛИМАНІВ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

Запропонована структура заходів екологічного менеджменту лиманних екосистем на основі принципу пріоритетності, що дозволяє ефективно і раціонально використовувати засоби необхідні для першочергового впровадження заходів.

Ключові слова: лиманні екосистеми, екологічний менеджмент, раціональне природокористування

G.G. Minicheva, E.V. Sokolov
Institute of Marine Biology NAS of Ukraine, Odesa

STRUCTURE OF PRIORITY ECOLOGICAL MANAGEMENT OF ESTUARIES OF NORTH-WESTERN BLACK SEA REGION

The arrangement structure of ecological management estuary ecosystems is offered on the basis priority of principle, allowing to effectively and efficiently to use the funds necessary for implementation of priority actions.

Keywords: Estuary ecosystems, ecological management, rational nature

УДК [574/64: 502.51]

І.С. МИТЯЙ, П.Г. ШЕВЧЕНКО, В.В. ХОМИЧ
Національний університет біоресурсів і природокористування України
вул. Генерала Родімцева, 19, Київ, 03041, Україна

СУЧАСНИЙ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ЛОТАШІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА РІЧКИ ГНИЛИЙ ТІКИЧ

Наведені результати досліджень гідрохімічного та гідробіологічного (фітопланктон, зоопланктон, бентос) режимів Лоташівського водосховища річки Гнилий Тікич. За виявленими показниками водойма відповідає рибогосподарським нормативам і може ефективно використовуватись у рибогосподарському відношенні.

Ключові слова: гідрохімічний режим, фітопланктон, зоопланктон, бентос, Лоташівське водосховище, річка Гнилий Тікич

У зв’язку з проблемою енергозабезпечення в Україні за останнє десятиріччя важливого значення набуло відтворення міні-ГЕС на малих річках. З однієї сторони, вони характеризуються дешевизною електроенергії. У випадку аварійного відключення централізованої енергосистеми здатні забезпечити електроенергією райцентри, швидко запускаються і зупиняються, екологічно чисті й використовують відновлювальні ресурси води. Недоліком малої гідроенергетики є затоплення територій, усихання малих річок, а внаслідок недостатньо обґрунтованого вибору спорудження дамби або греблі можуть відбутися негативні зміни у водних екосистемах із втратою біорізноманіття, насамперед, іхтіофауни річок.

Вся міні гідроенергетика концентрується на малих річках, які є одночасно складовою частиною загальних водних ресурсів і часто бувають основним, а інколи і єдиним джерелом місцевого водозабезпечення, умовою розвитку сільського господарства за рахунок поливу та одним із варіантів забезпечення населення рибою. Комплексний характер використання водойм потребує врахування всіх варіантів впливу господарської діяльності на водойму. В даному випадку дослідження їхнього гідроекологічного режиму (гідрологічного, гідрохімічного, гідробіологічного режимів та стану іхтіофауни) є важливим та необхідним, бо дає можливість

не тільки виявити сучасний стан водойми, а й спрогнозувати можливі наслідки того чи іншого впливу на неї.

Метою роботи було дослідження гідроекологічного стану Лоташівського водосховища річки Гнилий Тікич у зв'язку з поновленням роботи однойменної ГЕС та оцінка перспектив рибогосподарського використання водойми.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження гідроекологічного стану водосховища проведені у квітні 2014 р. на 8 станціях від верхів'я до греблі Лоташівської ГЕС. Гідрохімічний стан показників водного середовища досліджували у відповідності до загальноприйнятих методик [4, 6]. Хімічний аналіз води здійснювався в лабораторії відділу гідрохімії Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту Міністерства надзвичайних ситуацій України.

Збір проб фітопланктону здійснювався за відомими методиками [1, 3]. Визначення видового складу, чисельності та біомаси здійснювалось співробітником Інституту гідробіології НАН України Мантуровою О.В. Збір проб зоопланктону відбирали сіткою Апштейна (сито № 72), проціджуючи 100 $дм^3$ води [2, 4]. Проби макрозообентосу відбирали секційним дночерпаком з площею захвату 100 $см^2$ [2, 7-9]. Обробка проб здійснювалась співробітниками кафедри загальної зоології та іхтіології Демченко Л.І. та Дегтяренко О.В. Згаданим вище співробітникам автори висловлюють щиру подяку. Аналіз іхтіофауни проведено за результатами обловів мальковою волокушею за традиційними методиками [4, 5]. Додаткова інформація отримана від місцевого населення та рибалок-аматорів.

Результати досліджень та їх обговорення

Лоташівське водосховище утворилось завдяки будівництву однойменної ГЕС у 50-х роках минулого століття. З 1978 р. гідроелектростанція не працювала і відновила свою роботу в 2012 р. Робота гідроелектростанції безпосередньо впливає на гідрологічний режим річки і опосередковано – на гідрохімічний і гідробіологічний режими. Вивчення ступеню цього впливу допоможе своєчасно виявити можливі екологічні ризики та розробити рекомендації щодо їхньої мінімізації чи повному усуненню. Дослідження зазначених режимів дало наступні результати.

Хімічний склад води Лоташівського водосховища р. Гнилий Тікич у квітні 2014 р. характеризувався такими хімічними показниками. Мінералізація води становила 652,725-689,52 мг/$дм^3$. Твердість води – 6,7-7,4 мг-екв/$дм^3$. Вміст іонів кальцію – 70,0-76,0 мг/$дм^3$, магнію – 36,0-45,6 мг/$дм^3$, сульфатів – 54,0-66,0 мг/$дм^3$, хлоридів – 49,7-53,25 мг/$дм^3$. Переважають іони $HCO3$ – 390,5-408,5 мг/$дм^3$. Вміст амонійного азоту – 0,052-0,121 мг N/$дм^3$. Середній вміст іонів NO_2^- у квітні становив 0,0024-0,0053 мг N/$дм^3$. Максимальна концентрація нітратів у воді – 0,163 мг N/$дм^3$. Мінеральні форми азоту складали 0,117-0,2174 мг N/$дм^3$. Вміст мінеральних сполук фосфору був у допустимих межах – 0,290-0,496 мг P/$дм^3$. Вміст натрію – 24,915-39,99, мангану – 0,01-0,03 мг/$дм^3$, калію – 12,46-19,99 мг/$дм^3$, заліза – 0,01-0,02 мг/$дм^3$. Вміст розчиненого кисню у воді – 8,0-9,4 мг O_2/$дм^3$. Водневий показник pH становив 7,61-8,07. За гідрохімічними показниками Лоташівське водосховище відповідає всім рибогосподарським нормативам і може використовуватись для вирощування товарної риби.

Фітопланктон Лоташівського водосховища наприкінці квітня 2014 р. був представлений 72 видами водоростей із семи відділів: Bacillariophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Cyanophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Chrysophyta.

У видовому складі переважали зелені та діатомові водорості, представлені відповідно 26 та 28 видами. За кількісними показниками домінували діатомові. По всьому водосховищу домінував один вид – *Synedra acus*. На станції № 1 зареєстровано 34 види планктонних водоростей із шести відділів. Частка домінанта *Synedra acus* за чисельністю та біомасою становила відповідно 70,5 та 60,2%. Фітопланктон пунктах на станціях № 2 і № 3 був майже ідентичний за видовим складом та кількісними показниками, але кількість видів дещо зросла Порівняно зі станцією № 1, з'явились представники золотистих – *Synura* sp. та *Dinobryon divergens*. На станції № 4 кількість видів зросла та був відмічений ще один домінант – *Fragilaria pinnata* (його частка за чисельністю та біомасою становила відповідно 23,0 і 10,9%).

Цілком можливо, що цей вид вегетував на дні і у пунктах № 1-3, а його поява у планктонній пробі на станції № 4 пояснюється гідрологічними умовами (малою глибиною, вітровим перемішуванням). Це припущення підтверджується наявністю у цій пробі помітної кількості перифітонних (види родів *Gomphonema* та *Cymbella*) і крупноклітинних донних форм. Евгленові були представлені у водосховищі 9 видами, але траплялись лише поодинокі клітини. Зелені водорості (переважно хлорококові) були різноманітними (26 видів), проте на час відбору проб ще не досягали значних кількісних показників.

У складі зоопланктону Лоташівського водосховища зареєстровано 24 види з трьох основних систематичних груп, а саме: коловертки (Rotatoria), гіллястовусі *(*Cladocera) та веслоногі *(*Copepoda*)* ракоподібні. Основною систематичною групою, домінуючою за чисельністю видів, були коловертки (14 видів), які становили 58% від загальної кількості видів (таксонів). Гіллястовусі ракоподібні, як і веслоногі, були представлені 5 видами. Фоновими видами, що у значній кількості зустрічались у всіх пробах, були коловертки *Keratella cochlearis, K. quadrata.* Кількість видів (таксонів) у пробах коливалася від 17 до 20. Рівень розвитку зоопланктону був досить низьким. Чисельність і біомаса основних систематичних груп, що складають зоопланктон, коливались у межах від 5270 до 31400 екз./м^3 (середня чисельність по водоймі становила 17005 екз./м^3) та від 16,58 до 101,35 мг/м^3 (середня біомаса становила 57,03 мг/м^3).

Домінуючими за чисельністю на всіх досліджуваних ділянках водойми були коловертки та наупліальні стадії розвитку веслоногих ракоподібних, за біомасою домінували коловертки та гіллястовусі ракоподібні.

У видовому складі зообентосу було виявлено 20 таксонів видового та надвидового рангу, в тому числі: 2 види олігохет (Oligochaeta) 1 вид п'явок (Hirudinea). З класу комах зареєстовані личинки жуків (Coleoptera) – 1 вид та двокрилих (Diptera) – 2 види хірономід та 1 вид мокреців. Найбільш чисельними були молюски (Mollusca) – 13 видів, з яких 9 належать до черевоногих (Gastropoda) і 4 – до двостулкових (Bivalvia).

Між дослідженими ділянками водосховища виявлено зміну домінуючих груп зообентосу. Так, на станції № 1 основну масу зообентосу за щільністю складали хірономіди (160 екз./м^2), удвічі менше було молюсків (81 екз./м^2) і олігохет (76 екз./м^2). На ділянці № 2 переважали первинноводяні тварини – олігохети та двостулкові молюски, а хірономіди були представлені в найменшій, порівняно з іншими обстеженими ділянками, кількості (67 екз./м^2). Починаючи зі станції № 3, спостерігалось поступове збільшення щільності та біомаси донних безхребетних. Найбільше видове різноманіття гідробіонтів було притаманне станціям № 6 та № 8; загальна щільність тут становила відповідно 1728 та 1680 екз./м^2, біомаса – 65,63 і 80,70 г/м^2.

Іхтіофауна річки Гнилий Тікич, за словами місцевих жителів, до будівництва водосховища була дуже бідною, оскільки русло було неглибоким і влітку часто пересихало. Після наповнення водосховища видовий склад риб поступово збільшувався, і на початку 2014 р. нами зареєстровано 17 видів: *Cyprinus carpio* – короп звичайний, *Carassius auratus* – карась, *Tinca tinca* – лин звичайний, *Rutilus rutilus* – плітка звичайна, *Scardinius erythrophthalmus* – краснопірка звичайна, *Alburnus alburnus* – верховодка, *Blicca bjoerkna* – плоскирка, *Abramis brama* – лящ звичайний, *Hypophthalmichthys molitrix* – товстолобик білий, *Rhodeus amarus* – гірчак, *Pseudorasbora parva* – чебачок амурський, *Gobio gobio* – пічкур звичайний, *Cobitis taenia* (s.l.) – щипавка, *Silurus glanis* – сом європейський, *Esox lucius* – щука звичайна, *Sander lucioperca* – судак звичайний, *Perca fluviatilis* – окунь звичайний.

Висновки

Річка Гнилий Тікич до створення водосховища характеризувалась незначним водотоком із пересиханням русла в посушливий період. Потенційне рибогосподарське значення вона отримала завдяки побудованому водосховищу та стабілізації гідрохімічного та гідробіологічного режимів. Покращення стану іхтіофауни Лоташівського водосховища можливе при посиленні рибоохорони, проведенні рибомеліоративних заходів та відтворенні рибних запасів за рахунок організації рибницьких підприємств.

1. *Гусева К. А.* К методике учета фитопланктона / К. А. Гусева // Тр. ин-та биол. вдхр. – 1959. – Т. 2. – С. 44–51.
2. *Жадин В. И.* Методы гидробиологического исследования / В. И. Жадин. – М.: Высшая школа, 1960. – 190 с.
3. *Матвиенко О. М.* Определитель пресноводных водорослей Украинской ССР / О. М. Матвиенко, Т. В. Догадина. – К.: Наукова думка, 1970. – 730 с.
4. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. А. Дяченко [та ін.]. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
5. *Правдин И. Ф.* Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных) / И. Ф. Правдин. – М.: Пищ. пром-сть, 1966.– 376 с.
6. *Справочник* гидрохимика: рыбное хозяйство / А. И. Агатова, Н. В. Аржанова, С. С. Владимирский [и др.]. – М.: Агропромиздат, 1991. – 223 с.
7. *Старобогатов Я. И.* Моллюски / Я. И. Старобогатов, Л. А. Прозорова, В. В. Богатов, Е. М. Саенко // Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. – СПб.: Наука, 2004. – Т. 6. Моллюски, полихеты, немертины. – С. 9–491.
8. *Старобогатов Я. И.* Класс двустворчатые моллюски Bivalvia. Класс брюхоногие моллюски Gastropoda / Я. И. Старобогатов // Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР (под ред. Л. А. Кутикова, Я. И. Старобогатова). – Л.: Гидрометеоиздат, 1977. – С. 123–174.
9. *Харченко Т. А.* К методикам изучения бентоса / Т. А. Харченко, А. В. Ляшенко, С. Е. Бойко // Гидробиол. журн. – 1988. – Т. 24, № 5. – С. 76–81.

И.С. Митяй, П.Г. Шевченко, В.В. Хомич
Национальный университет биоресурсов и природопользования Украины, Киев

СОВРЕМЕННОЕ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ЛОТАШОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА РЕКИ ГНИЛОЙ ТИКИЧ

Приведены результаты исследований гидрохимического и гидробиологического (фитопланктон, зоопланктон, бентос) режимов Лоташевского водохранилища реки Гнилой Тикич. По полученным данным водоем соответствует рыбохозяйственным нормативам и может эффективно использоваться в рыбохозяйственных целях.

Ключевые слова: гидрохимический режим, фитопланктон, зоопланктон, бентос, Лоташевское водохранилище, река Гнилой Тикич

I.S. Mitiay, P.G. Shevchenko, V.V. Khomych
National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Kyiv

SUVEYING CURRENT STATUS LOTASHIVSK RESERVOIR OF ROTTEN TIKICH RIVER

These results hydrochemical and hydrobiological (phytoplankton, zooplankton, benthos) modes Lotashivsk reservoir of Rotten Tikich river. According to figures revealed pond responsible fisheries standards and can effectively be used in respect of fisheries.

Keywords: hydrochemical regime, phytoplankton, zooplankton, benthos, Lotashivsk reservoir, Rotten Tikich river

УДК: 597:591.4

Е.Ю. МИХАЛЕЧКО
Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

МОРФОЛОГИЯ ЧЕЛЮСТНО-ГЛОТОЧНОГО АППАРАТА РЫБ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ИХ ЭКОЛОГИИ И ЭТОЛОГИИ

Известно, что строение и функции организма являются «документом» его взаимоотношения со средой [1]. Поэтому, сталкиваясь с какой-либо формой организмов, можно с определенной точностью указать на условия среды обитания, вызвавшие возникновение данной экоморфы.

Ключевые слова: взаимоотношение, организм, среда обитания, морфология, челюстно-глоточный аппарат рыб, экология

Строение пищеварительной системы наиболее полно отражает условия существования организма, поскольку пищевые объекты представляют собой один из важнейших экологических факторов морфогенеза [3]. Строение глоточно-челюстного аппарата у различных рыб отличаются в зависимости от их образа жизни и в первую очередь от питания. Для анализа также используют обратную зависимость, когда по содержанию желудков и кишечников судят о ротовых органах рыб и о способах добычи пищи. Тем не менее, пища в пищеварительном тракте может быть случайной или в случаях её дефицита, вынужденной, в то время, как морфология челюстно-глоточного аппарата указывает на объекты питания и способ их добычи, к которому тот или иной вид приспособился в процессе эволюции.

Материал и методы исследований

Материалом обсуждения темы послужили морфологические данные по серому спинорогу (Balistes capriscus), описанные авторами ранее [4], а также литературные данные по морфологии челюстно-глоточного аппарата рыб различных экологических групп.

Результаты исследований и их обсуждение

В рамках современной парадигмы, которая рассматривает организм и среду в их взаимоотношении, предполагается, что лишь все факторы в совокупности их воздействия отражают реальную картину взаимодействия организма и среды. Приобретение в эволюционном процессе челюстного аппарата позволило разнообразить пищу, и как следствие, вступить в более сложные взаимоотношения со средой, что в свою очередь послужило стимулом к эволюции видов и других таксонов.

Литературные данные подтверждают, что строение челюстного аппарата в значительной мере зависит от способа поимки добычи [2–4]. Употребление в пищу одних и тех же организмов при различном способе её добычи влечет за собой в первую очередь изменения в строении и в функционировании челюстно-глоточного аппарата, т. е. органов, непосредственно соприкасающихся и зависящих от фактора среды. Тенденция к какому-либо способу питания приводит к формированию экологически сходных групп.

Известно, что по типу питания различают несколько экологических групп рыб: планктофаги, бентофаги, детритофаги, фитофаги и хищники. Виды, принадлежащие к той или иной группе, обладают типичным для них челюстно-глоточным аппаратом. Так, отличительная черта хищных рыб – это наличие объемной ротовой полости и острых зубов, расположенных как на челюстных костях, так и на сошнике и небных костях. При этом короткие и редкие жаберные тычинки служат только для предохранения жаберных лепестков от повреждения пищей. Большого разнообразия формы костей челюстно-глоточного аппарата хищных рыб не наблюдается в связи с тем, что добычу необходимо схватить, удержать и проглотить. Классический пример – строение черепа судака (рис. 1).

Примерно такое же однообразие формы костей челюстно-глоточного аппарата внутри экологической группы наблюдается у планктонофагов, крупный рот, а также тонкие и длинные жаберные тычинки которых служат для улавливания очень мелких организмов [5]. Придонные

виды рыб, пищу которых составляют мелкие беспозвоночные животные, обладают ртом, имеющий вид трубки, с большей или меньшей способностью к всасыванию и выдвижению рта.

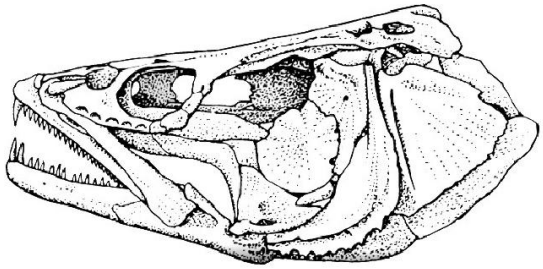


Рис. 1 Строение черепа обыкновенного судака (*Sander lucioperca*)

Разнообразие формы костей челюстно-глоточного аппарата можно наблюдать у рыб, питающихся беспозвоночными с твердым панцирем (моллюски, иглокожие, кораллы) (например, представители скаровых (Scaridae), губановых (Labridae)) [7]. Зубы таких рыб выполняют функции схватывания и раздавливания, мощность всех костей черепа увеличивается, глоточный аппарат, как правило, компактный (рис. 2). Чем лучше приспособлен зубной аппарат к питанию организмами с прочным панцирем, тем сильнее происходит сужение головы сверху с одновременным расширением ее снизу и уменьшением высоты за глазами.

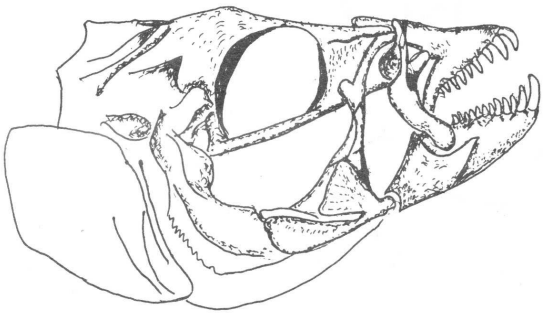


Рис. 2. Строение черепа двуполосой донцеллы (*Halichoeres bivittatus*)

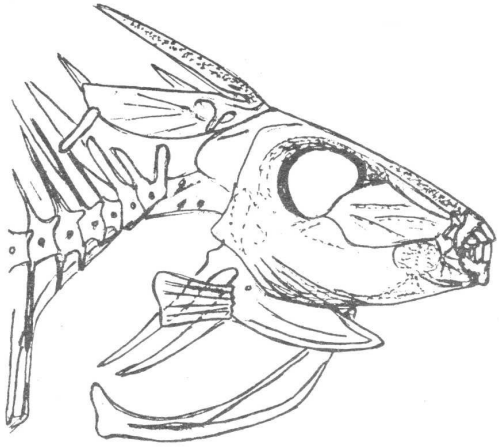


Рис. 3. Строение черепа серого спинорога (*Balistes capriscus*)

Иначе формируются адаптации челюстно-глоточного аппарата у рыб, питающихся обрастаниями водных субстратов [3]. Некоторые кузовки и другие рыбы, в рацион которых входят сидячие животные с мягкими покровами (спинорог), откусывают их от субстрата уплощенными зубами.

Авторы статьи в своё время описали строение серого спинорога, несколько экземпляров которого были найдены в акватории Черного моря [4]. У данного вида наблюдалось укорочение верхних и нижних челюстей и удлинение обонятельно-сошникового блока (рис.3). При этом сильное уменьшение нёбной кости ослабляет связь нёбно-квадратного мостика с челюстями, что позволяет верхней челюсти осуществлять небольшие повороты в вертикальном направлении. С помощью этого аппарата можно скоблить поверхности скальных и рифовых сообществ.

Активное воздействие организма на среду осуществляется посредством поведенческой реакции организма - универсальным регулятором всех взаимодействий организма со средой. Корреляционные изменения порождают новое качество, т. е. в результате их действия организм приобретает новые признаки [8]. Если признаки окажутся адаптивными, то организм будет сам способен оказывать влияние на среду.

Разнообразие способов добычи пищи у рыб повлекло за собой многообразие строения формы тела, расположение плавников и, в конечном счете, всей структуры в целом [6]. Так, для хищных рыб, охотящихся из засады, присуща стреловидная форма тела. Челюстные кости таких рыб вытянуты и заострены, тело по всей длине имеет одинаковую высоту, спинной плавник сдвинут к хвостовому плавнику (щука, сарган). Активным хищникам, например, таким как тунец, лосось, свойственна торпедовидная форма тела, характеризующаяся заостренной головой и телом, имеющим в поперечном разрезе форму овала, утонченным хвостовым стеблем, нередко с дополнительными плавничками. Спинорогу нет необходимости развивать большую скорость, но, входя в состав скального биоценоза, гораздо важнее иметь хорошую маневренность. Поэтому симметрично сжатое с боков высокое тело позволяет ему совершать крутые повороты на месте.

Выводы

Освоение новых экологических ниш, т.е. освоение новых пищевых объектов и способов их поимки приводит в процессе эволюции к усложнению челюстно-глоточного аппарата рыб и в целом ко всему облику, что и показывают данные по их морфологии. Наибольшее разнообразие формы и соотношения костей челюстно-глоточного аппарата наблюдается у рыб, питание которых связано не только с поимкой, но и обработки объектов питания в ротовой полости, т.е. у рыб с дробящим типом челюстно-глоточного аппарата.

1. *Богачик Т. А.* Морфологические адаптации пищеварительной системы черноморских рыб / Т. А. Богачик. – М.: Наука, 1979. – С. 268–289.
2. *Богачик Т. А.* Морфо-экологические адаптации пищеварительной системы рыб / Т. А. Богачик // Сборник воспоминаний и научных трудов «Развитие зоологических исследований в Одесском университете. Академик Д. К. Третьяков и его научная школа». – Одесса: «АстроПринт», 1999. – С. 149–152.
3. *Богачик Т. А.* Некоторые морфологические особенности редчайшей рыбы Черного моря – серого спинорога Balistes capriscus Gmelin (Tetradontiformes {Balistidae}) / Т. А. Богачик, Е. Ю. Михалечко // Сборник воспоминаний и научных трудов «Развитие зоологических исследований в Одесском университете. Академик Д. К. Третьяков и его научная школа». – Одесса: «АстроПринт», 1999. – С. 174–179.
4. *Васнецов В. В.* Морфологические особенности, определяющие питание леща, воблы, сазана на всех стадиях развития / В. В. Васнецов. – М.: АН СССР, 1948. – С. 13–31.
5. *Васнецов В. В.* Особенности движения и деятельности плавников леща, воблы и сазана в связи с питаним / В. В. Васнецов // Морфологические особенности, определяющие питание леща, воблы и сазана на всех стадиях развития. – М.: АН СРСР, 1948. – С. 7–53.
6. *Рясиков Л. В.* Морфо-экологические особенности губана-чистильщика *Halichoeres bivittatus* (bloch) (Labridae, Perciformes) из Карибского моря / Л. В. Рясиков // Сборник воспоминаний и научных трудов «Развитие зоологических исследований в Одесском университете. Академик Д. К. Третьяков и его научная школа». – Одесса: «АстроПринт», 1999. – С.190-197.
7. *Шмальгаузен И. И.* Избранные труды. Пути и закономерности эволюционного процесса / И. И. Шмальгаузен. – М.: Наука, 1983. – 357 с.

8. *Mykhalechko O.* Human developmental studies of organism- environment correlations in the history of biology / O. Mykhalechko // 35th IAMSLIC Annual Conference & 13th Biennial EURASLIC Conference «Evolving to meet the challenges of global change». – Oregon: IAMSLIC Newport, 2010. – P. 123–126.

Е.Ю. Михалечко
Інститут морської биології НАН України, Одеса

МОРФОЛОГІЯ ЩЕЛЕПНО-ГЛОТКОВОГО АПАРАТУ РИБ ЯК ПОКАЗНИК ЇХ ЕКОЛОГІЇ ТА ЕТОЛОГІЇ.

Будова і функції організму є «документом» його взаємини з середовищем. Тому, стикаючись з будь-якою формою організмів, можна з певною точністю вказати на умови середовища існування, що викликали виникнення даної екоморфи.

Ключові слова: взаємовідношення, організм, середовище проживання, морфологія, щелепно-глотковий апарат риб, екологія

O.Yu. Mykhalechko
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

THE MORPHOLOGY OF MAXILLOMANDIBULAR AND PHARYNGEAL APPARATUS OF FISHES AS AN INDICATOR OF THEIR ECOLOGY AND ETHOLOGY

It is widely known that the structure and functions of an organism are the "document" of its relationship with the environment. Therefore, on the base of any form of organisms the habitat conditions that caused the occurrence of this ecomorph could be specified.

Key-words: relationship, organism, environment, morphology, maxillomandibular and pharyngeal apparatus of fishes, ecology

УДК 574.583 (262.5)

Р.В. МІГАС

Інститут морської біології НАН України
вул. Пушкінська 37, Одеса, 65001, Україна

СТАН РОЗВИТКУ ДЕЯКИХ ПРЕДСТАВНИКИВ МЕРОПЛАНКТОНУ ОДЕСЬКОГО УЗБЕРЕЖЖЯ У 2013-2014 рр.

За весь період спостереження (2013-2014 р.) у мепланктоні одеського узбережжя було зареєстровано 19 таксонів, з яких розглядається розвиток лише двох видів: *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854**)** та *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819). Проаналізовано залежність їх чисельності від сезону та глибини. Визначено піки їх розвитку та наведені дані щодо розподілу.

Ключові слова: мепланктон, видове різноманіття, динаміка чисельності, узбережжя, Amphibalanus improvisus, Mytilus galloprovincialis

Мепланктон – тимчасовий компонент зоопланктону, що має у своєму складі планктонних личинок бентосних безхребетних и нектеров. Наявність планктонної личинки дозволяє організмам бентосу при сприятливих умовах займати нові акваторії. Для Одеського узбережжя характерна наявність значної кількості гідротехнічних споруд на пляжних акваторіях, що додатковим субстратом для розвитку багатьох організмів обростання. Личинки бентосних безхребетних відіграють велику роль у складі зоопланктону, іноді складає 70% за чисельністю від загального зоопланктону [5]. Найбільш поширеними представниками мепланктону на ділянках Одеського узбережжя є личинки двостулкових молюсків та личинки балянуса. Для Чорного моря до виду визначено 67 представників мепланктону [4].

Матеріал і методи досліджень

Матеріали даного дослідження були отримані в результаті зборів планктонних проб на трьох різних глибинах (по мірі відстані від берегової лінії) за допомогою тотальних ловів малою моделлю сітки Джеді з площею вхідного кільця 0,1 м^2 та діаметром вічка газу фільтруючего конусу 100 µ. Отримані проби опрацьовувалися за стандартною методикою [1]. Періодичність зборів складала 1 місяць.

Результати досліджень та їх обговорення

Розвиток мероланктону на Одеському узбережжі насамперед був зумовлений температурним режимом. Максимальна загальна чисельність мероланктону була зареєстрована 14 травня 2013 р. на глибині 3 метрі при температурі 18,3ºС і складала 2475 екз.·м$^{-3}$, мінімальна – у вересні 2013р. на глибині 1 м при температурі 21,4ºС у пробі не знайдено жодного представника мероланктону. В 2013 році на Одеському узбережжі були відмічені личинки балянуса – *Amphibalanus improvisus* (середня чисельність за весь період 50 екз.·м$^{-3}$), личинки молюска – *Mytilus galloprovincialis* (середня чисельність біля 12 екз.·м$^{-3}$), личинки поліхети – *Polydora cornuta* Bosc, 1802 (чисельність менш 1 екз.·м$^{-3}$), та личинки поліхет – *Alitta succinea* (Leuckart, 1847), *Squavalepis sangvinea Delavalia* Brady, 1869, *Prionospio cirrifera* Wirén, 1883 (зустрічалися не кожного місяця і в малих кількостях). Загальна кількість таксонів, що була зареєстрована на узбережжі складала 19 видів, що становить менше третьої частини від зареєстрованих для Чорного моря. Середня по трьом глибинам сумарна чисельність мероплантону у 2013 р. коливалася від 9 екз.·м$^{-3}$ (у квітні) до 1462 екз.·м$^{-3}$ (у травні). У той же час 2013 р. виділявся як рік вкрай низького розвитку весняного мероланктону взагалі, на всіх акваторіях північної частини Чорного моря [3].

У 2013 р. розвиток личинок найбільш розповсюдженого на узбережжі організму фільтратору *M. galloprovincialis* мав наступні особливості низьку чисельність та велику паузу у присутності в планктоні тривалістю 4 місяці (рис 1.). Перші личинки мідії були відмічені в пробах зоопланктону у квітні, але їх чисельність була досить малою (10 екз·м$^{-3}$) і не мала залежності від глибин, що суперечить літературним даним про їх значну долю у весняному мероланктоні [2]. У травні личинки мідії із угрупування мероланктону зникли і з'явилися знову лише в серпні (чисельность – 83 екз.·м$^{-3}$) на глибині 1 м, що могло бути зумовлено згінно-нагінними явищами, що досить характерні для прибережної зони (у цей час був накат). При цьому максимальної чисельності (250 екз.·м$^{-3}$) вони досягли в кінці жовтня при температурі 11,1°С (рис. 1).

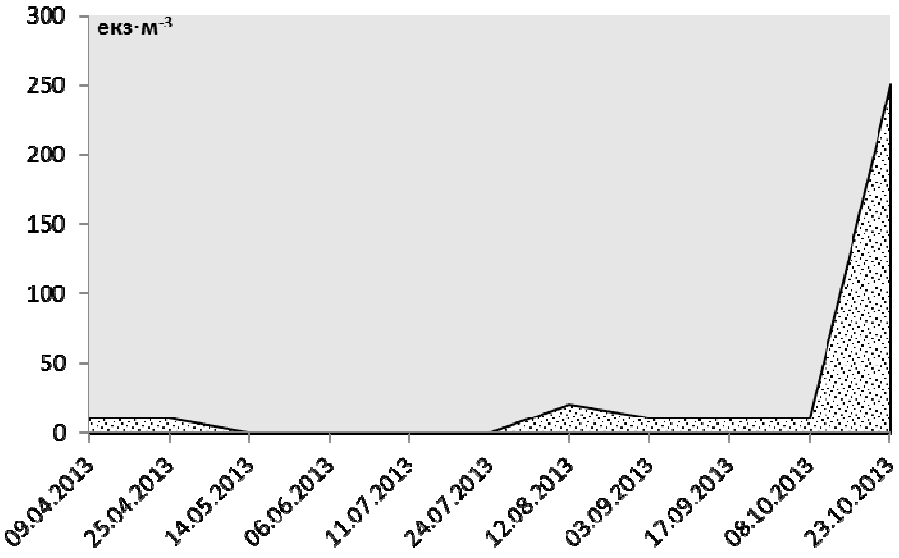


Рис. 1. Внутрирічна динаміка чисельності *M. Galloprovincialis* Одеського узбережжя у 2013 році

Такий незвичайний розподіл меропланктону співпадає з даними розвитку мейобентоса (усне повідомлення). До того мала чисельність личинок могла бути зумовлена браконьєрським виловом материнських особин мідій, що спостерігався під час відбору проб на даних ділянках (у літній сезон за допомогою саморобних скребків та драг відпочиваючі та рибалки знищували усіх дорослих особин мідій на траверсах та хвилеломах).

Личинки балянусів постійний компонент меропланктону Чорного моря. Їх чисельність і вклад в планктон прибережної зони досить значні (від 1 екз.·м$^{-3}$ до майже 3000 екз.·м$^{-3}$). З іншого боку це ще й найбільш розповсюджений обростувач гідротехнічних спору, днищ суден та іншого, і, водночас, досить часто являється шкідником. На кількість личинок має вплив температура води (вид досить гарно розмножується при високих температурах). На відміну від більш холодноводих *Semibalanus balanoides* (Linnaeus, 1767) – *A. improvisus* має декілька виметів личинок у сезон. Також *A. improvisus* є видом що добре розмножується при низьких показниках солоності, що зумовлює його росповсюдженість у солоноватоводних акваторіях.

Одним з факторів, що лімітує розповсюдження личинок *A. improvisus* є глибина. На глибині 1 м на меропланктон мають вплив слідуючі фактори: хвильова активність, підвищена сонячна радіація, підвищена температура. Однак, личинки балянусів на будь-яких твердих поверхнях, навіть на мінімальних глибинах (в зоні заплеску та хвилевої активності) мають можливість осідати що приводить до розвитку там дорослих особин. Проведений аналіз співвідношення стадій личинок балянусів на різних глибинах у різні сезони 2013–2014 рр. (рис. 2).

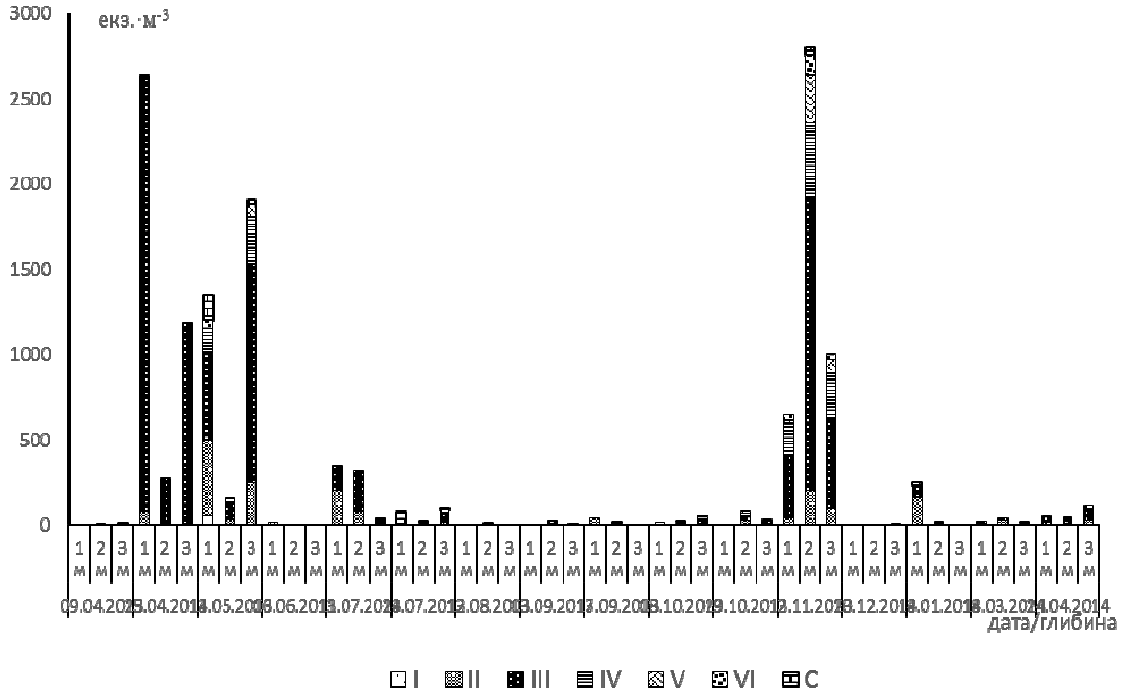


Рис. 2. Динаміка розподілу чисельності стадій личинок *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854) у 2013-2014 рр. на Одеському узбережжю в залежності від глибини

Як свідчать наведені дані максимальну чисельність на усіх глибинах мала третя наупліальна стадія. Спорадично зустрічалася перша наупліальна стадія, що пов’язано з тим, що вона має тривалість менше години. Великий вплив на чисельність має температура, наприклад холодова стимуляція, яка спостерігалася у кінці квітня 2013 р. У квітні та травні 2013 р. спостерігалося те, що критичною для загального розвитку наупліів балянусів була глибина 2 метри на якої вони давали малу чисельність, у той же час, для листопада на глибині 2 метри були представлені усі стадії розвитку личинок, при максимальної їх чисельності. Співвідношення свідчить, що найбільш розповсюдженим і у той же час максимальним вкладом

завжди є третя наупліальна стадія. При тому у весняному мероланктоні зустрічаються усі стадії окрім ципрісів (при тому вклад 5 та 6 стадії малий), а у зимовому навпаки був добре помітний вклад стадій 4, 5, 6 та ципріс. Що свідчить про зсув стадій розвитку в залежності від сезону та глибини.

Висновки

Мероланктон Одеського узбережжя увесь період дослідження знаходиться в досить пригніченому стані – низьке видове різноманіття та низькі кількісні показники.

Основу чисельності прибережного мероланктону складає два види *Amphibalanus improvisus* та *Mytilus galloprovincialis*. (частка у мероланктоні 78% 2013 року та 75% 2015 р.)

Розвиток личинок *Mytilus galloprovincialis* не залежить від глибини, але залежить від температури та стану популяції батьківських (дорослих) поселень.

Розвиток *Amphibalanus improvisus* залежить від глибини та температури, при цьому сезон впливає на відношення личинок до відстані від берега. У квітні максимальна чисельність 2761 екз.·м$^{-3}$ на глибині 1 м, а у листопаді максимальна чисельність складала 2873 екз.·м$^{-3}$ на глибині 2 м.

1. *Инструкция* по сбору и обработке планктона. – М.: ВНИИ рыб. хоз-ва и океанографии, 1971. – 82 с.
2. *Лисицкая Е. В.* Таксономическая структура и сезонная динамика мероланктона в районе марихозяйства (Мартынова бухта, Севастополь, Чёрное море) / Е. В. Лисицкая // Морський екологічний журнал. – 2009. – Т. VIII, № 4 – С.79–83.
3. *Мигас Р. В.* Мероланктон северной части Черного моря в весенне -летний период 2013 года / Р. В. Мигас // Биоразнообразие и устойчивое развитие : III Международной научно-практической конференція (15–19 сентября 2014 г.) : тезисы докладов. – Симферополь, 2014. – С. 207–208.
4. *Мурина В. В.* Мероланктон Черного моря: история изучения, современные проблемы / В. В. Мурина // Морський екологічний журнал. – 2003. – Т. II, №3 – С. 41–50.
5. *Полищук Л. Н.* Зоопланктон // Экологический мониторинг влияния на окружающую природную среду судового хода Дунай – Черное море: морская часть наблюдений, в том числе гидрологические, гидрохимические и гидробиологические исследования. 2005 – 2006 гг. / Л. Н. Полищук // Научно-исследовательский отчет. – Одесса, 2006. – № госрегистрации 0107U001396 / ОК № 0207U005014. – С. 134–149.

Р.В. Мигас

Институт морской биологии НАН Украины, Одесса

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РАЗВИТИЯ НЕКОТОРЫХ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ МЕРОПЛАНКТОНА ОДЕССКОГО ПРИБРЕЖЬЯ В 2013-2014 гг.

Мероланктон одесского прибрежья включает в себя 19 таксонов, с которых рассматривается развитие только двух видов: *Amphibalanus improvisus, Mytilus galloprovincialis*. Проанализирована внутригодовая зависимость их численности от сезона и глубины. Обозначены пики их развития и приведены данные распределения.

Ключевые слова: мероланктон, видовое разнообразие, динамика численности, прибрежье, Amphibalanus improvisus, Mytilus galloprovincialis

R.V. Migas

Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

CURRENT STATUS OF SOME OF ODESA COASTAL MEROPLANKTON IN 2013–2014

Meroplankton Odesa coastal waters includes 19 taxa, from which only deals with the development of two species: *Amphibalanus improvisis, Mytilus galloprovincialis*. Analyzed intra-dependence of their number on the season and depth. Marked peaks of their development and shows the data distribution.

Keywords: meroplankton, species diversity, dynamics of the number, coastal, Amphibalanus improvisis, Mytilus galloprovincialis

УДК [581.526.323.3:556.004.12] [504.064.3]

Г.Г. МІНІЧЕВА, А.Б. ЗОТОВ, В.М. БОЛЬШАКОВ, К.С. КАЛАШНІК,
Г.В. МАРИНЕЦЬ, Г.В. ШВЕЦЬ

Інститут морської біології НАН України
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65011, Україна

АВТОТРОФНІ ПОВЕРХНІ – ІНСТРУМЕНТ ФІТОІНДИКАЦІЇ ДЛЯ МОНІТОРИНГУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Для моніторингу екологічного статусу екосистем Чорного моря пропонуються морфофункціональні фітоіндикатори планктонних, бентосних та перифітонних угруповань. Для північно-західної частини наводяться класифікаційні схеми і результати моніторингу виконаного відповідно до вимог Морської Стратегії ЄС.

Ключові слова: морфофункціональні параметри, фітоіндикація, екологічний статус, моніторинг, Чорне море

Комплекс показників, заснований на параметрах поверхні водної рослинності, тісно пов'язаний з обмінними процесами, що робить морфофункціональні індикатори автотрофних угруповань зручним інструментом оцінки трофічного статусу водних екосистем та проведення моніторингу їх екологічного стану. При цьому одним з завдань сучасного національного моніторингу морських екосистем є пошук чутливих фітоіндикаторів та гармонізація системи їх оцінки до вимог європейських екологічних директив, що дозволить інтегруватися в єдину систему контролю та управління навколишнім природним середовищем Європи.

Матеріал і методи досліджень

Для пошуку нових фітоіндикаторів оцінки екологічного статус-класу чорноморських екосистем відповідно до вимог Морської Стратегії (MSFD,2008/56/EC) [2] використовувався комплекс морфофункціональних показників водоростей [1] для всіх життєвих форм водної рослинності (планктон, перифітон, бентос). Для побудови класифікаційних шкал оцінки екологічних статус-класів і рядів довгострокової динаміки використовувалася база даних макрофітобентосу для Одеського узбережжя за період 1980-2014 рр. Даними для побудови класифікаційних шкал на основі фітоперифітонної альгосистеми «базифіт-епіфіт» послужив матеріал з північно-західної частини Чорного моря за період 2010-2014 рр. Для аналізу стоку Дунаю за період 2010-2014 рр. використовувалися дані, люб'язно надані Дунайською гідрометеорологічною обсерваторією.

Результати досліджень та їх обговорення

Однією з важливих умов вибору фітоіндикаторів для цілей моніторингу екологічного статусу морських екосистем є їх прямий зв'язок з інтенсивністю первинно-продукційного процесу. Для вирішення даного завдання були залучені мофофункціональні показники: питома поверхня флористичного складу угруповань ($(S/W)_x$) та індекс поверхні фітоценозів (ІПФ), які, відповідно, відображають потенційні можливості рослинності функціонувати з певною інтенсивністю і рівень реалізації даних можливостей в конкретних абіотичних умовах екосистеми. Підтвердженням високофункціональних властивостей фітоіндикаторів, заснованих на параметрах автотрофної поверхні, є виражена синхронність їх динаміки з об’ємом річкового стоку, який значною мірою визначає надходження в морську екосистему сполук азоту та фосфору, що стимулюють первинно-продукційний процес (рис. 1.).

Виходячи з даних властивостей морфофункціональних показників, запропоновано розширити список індикаторів фітопланктону рекомендованих MSFD при визначенні 5-ти категорій екологічних статус-класів (Ecological Status Class – ESC), такими показниками, як питома поверхня фітопланктону ((S/W)фп) та індекс поверхні фітопланктону (ІПфп). В даний час на підставі запропонованих фітоіндикаторів ведуться розробки шкал визначення ESC для українського сектора Чорного моря.

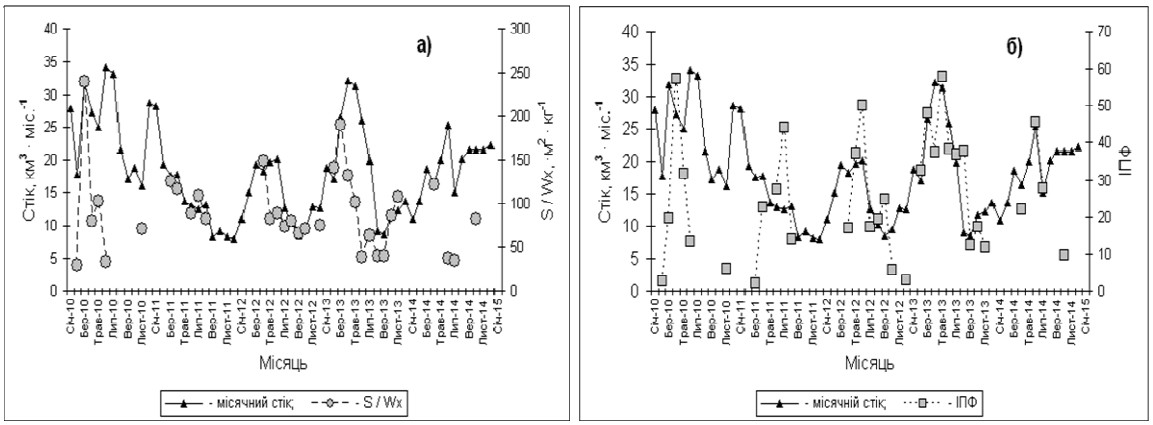


Рис. 1. Синхронність динаміки середньомісячного об'єму стоку ріки Дунай і сезонних змін питомої поверхні флористичного складу (а) та індексів поверхні фітоценозів (б) угруповань макрофітобентосу Дунай-Дніпровського межиріччя в 2010-2014 рр.

Для угруповань макрофітобентосу також запропоновані додаткові нові фітоіндикатори: питома поверхня трьох домінантів ($(S/W)_{3Dp}$), питома поверхня угруповання ($(S/W)_x$) та індекс поверхні фітоценозу (ІПФ, од.), які можуть використовуватися в якості екологічних оціночних індексів (Ecological Evaluation Index – EEI). Для даних морфофункціональних показників вже розроблені класифікаційні шкали визначення ESC і формули розрахунку показника відносної екологічної якості (Ecological Quality Ratio – EQR) для прибережних вод українського сектора Чорного моря [3]. Розроблена шкала дозволила отримати картину довготривалого моніторингу ESC прибережних вод Одеської затоки, яка демонструє загальну тенденцію підвищення екологічного статусу прибережної екосистеми в останнє десятиліття, а також прояв негативної реакції автотрофної ланки у відповідь на аномальні кліматичні умови (див. категорію ESC в 2010 р.) (рис. 2.).

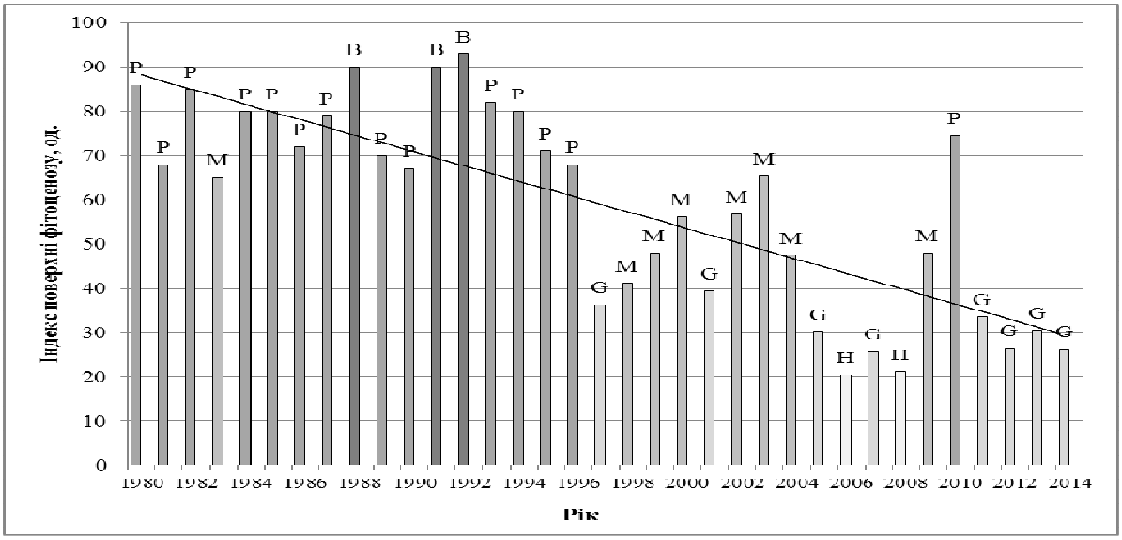


Рис. 2. Багаторічна динаміка екологічного статус-класу (ESC) прибережної екосистеми Одеської затоки, за стандартами MSFD: **H** (High) – «Високий»; **G** (Good) – «Добрий»; **M** (Moderate) – «Середній»; **P** (Poor) – «Недостатній»; **B** (Bad) – «Поганий»

Пропонується шкала визначення ESC транзитних вод українського сектора Чорного моря при солоності нижче 10‰ за морфофункціональними параметрами макрофітів (табл. 1.) згідно вимог MSFD. Застосування даної шкали для сезонного моніторингу категорій ESC авандельти Дунаю за останні 10 років показало подібні з Одеським узбережжям закономірності в динаміці

екологічного статусу, а також чутливість запропонованого методу оцінки до екологічних відгуків при аномальних кліматичних умовах.

Для морських і лиманних екосистем з великою кількістю твердого природного та антропогенного субстрату для моніторингу ESC були запропоновані спеціальні індикатори перифітонної альгосистеми «базифіт-епіфіт»: співвідношення поверхні базифіта і епіфіта ($ІП_б/ІП_е$) і покриття базифіта епіфітами ($P_{(б/е)}$).

Таблиця 1

Шкала оцінки екологічних статус-класів для транзитних вод українського сектора Чорного моря по індикаторам макрофітів

Екологічний статус-клас (ESC)	Екологічні оціночні індекси (EEI)					
	Питома поверхня трьох домінантів, ($(S/W)_{3Dp}$, $м^2 \cdot кг^{-1}$)	Відносна екологічна якість (EQR)	Питома поверхня угруповання, ($(S/W)_x$, $м^2 \cdot кг^{-1}$)	Відносна екологічна якість (EQR)	Індекс поверхні фітоценозу (ІПФ, од.)	Відносна екологічна якість (EQR)
Високий (High)	$(S/W)_{3Dp} < 50$	≥ 0,87	$(S/W)_x < 90$	≥ 0,88	ІПФ < 20	≥ 0,71
Добрий (Good)	$50 \le (S/W)_{3Dp} \le 80$	0,79	$90 \le (S/W)_x \le 150$	0,73	$20 \le$ ІПФ ≤ 50	0,39
Середній (Moderate)	$80 \le (S/W)_{3Dp} \le 260$	0,35	$150 \le (S/W)_x \le 350$	0,33	$50 \le$ ІПФ ≤ 70	0,23
Недостатній (Poor)	$260 \le (S/W)_{3Dp} \le 360$	0,16	$350 \le (S/W)_x \le 500$	0,14	$70 \le$ ІПФ ≤ 100	0,05
Поганий (Bad)	$(S/W)_{3Dp} > 360$	≥ 0	$(S/W)_x > 500$	≥ 0	ІПФ > 100	≥ 0

Класифікаційна шкала для оцінки ESC розроблена на основі вище приведених показників для прибережних вод, а також лиманів північно-західного Причорномор'я, які мають зв'язок з морем, (табл. 2.) і може використовуватися, як для просторової оцінки, так і для довготривалого моніторингу морських прибережних екосистем на ділянках з переважанням розвитку фітоперифітонних угруповань.

Таблиця 2

Шкала оцінки екологічних статус-класів для прибережних вод українського сектора Чорного моря по індикаторам фітоперифітону

Екологічний статус-клас (ESC)	Екологічні оціночні індекси (EEI)			
	Співвідношення поверхні базифіта і епіфіта ($ІП_б/ІП_е$, од.)	Відносна екологічна якість (EQR)	Покриття базифіта епіфітами ($P_{(б/е)}$, %)	Відносна екологічна якість (EQR)
Високий (High)	$ІП_б/ІП_е \ge 15$	≥ 0,94	$P_{(б/е)} \le 5$	≥ 0,80
Добрий (Good)	$5,0 \le ІП_б/ІП_е < 15$	0,76	$5 < P_{(б/е)} \le 25$	0,58
Середній (Moderate)	$1,0 \le ІП_б/ІП_е < 5,0$	0,25	$25 < P_{(б/е)} \le 50$	0,30
Недостатній (Poor)	$0,5 \le ІП_б/ІП_е < 1,0$	0,13	$50 < P_{(б/е)} \le 75$	0,15
Поганий (Bad)	$ІП_б/ІП_е < 0,5$	≥ 0	$P_{(б/е)} > 75$	≥ 0

Висновки

Гармонізація національного моніторингу морських екосистем України до європейських стандартів, може вирішуватися шляхом розширення екологічних оціночних індексів рекомендованих Морською Стратегією ЄС за рахунок ряду індикаторів, пов'язаних з параметрами поверхні водної рослинності різних життєвих форм. Класифікаційні шкали визначення екологічного статус-класу для прибережних і транзитних вод на основі запропонованих фітоіндикаторів дозволяють отримувати інформацію про екологічний статус-клас українського сектора Чорного моря в необхідному уніфікованому форматі і, тим самим, інтегруватися в систему моніторингу та управління Європейських морів.

1. *Миничева Г. Г.* Методические рекомендации по определению комплекса морфофункциональных показателей одноклеточных и многоклеточных форм водной растительности / Г. Г. Миничева, А. Б. Зотов, М. Н. Косенко // ГЭФ ПРООН Проект по восстановлению экосистемы Черного моря. – Одесса, 2003. – 32 с.
2. *DIRECTIVE* 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, 17 June 2008. (MSFD, 2008/56/EC)
3. *Minicheva G.* Use of the Macrophytes Morphofunctional Parameters to Asses Ecological Status Class in Accordance with the EU WFD / G. Minicheva // Marine Ecological Journal. – 2013. – Vol. XII, № 3. – P. 5–1.

Г.Г. Миничева, А.Б. Зотов, В.Н. Большаков, Е.С. Калашник, А.В. Маринец, А.В. Швец
Институт морской биологии НАН Украины, Одесса

АВТОТРОФНЫЕ ПОВЕРХНОСТИ – ИНСТРУМЕНТ ФИТОИНДИКАЦИИ ДЛЯ МОНИТОРИНГА ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Для мониторинга экологического статуса Черноморских экосистем предлагаются морфофункциональные фитоиндикаторы планктонных, бентосных и перифитонных сообществ. Для северо-западной части приводятся классификационные схемы и результаты мониторинга, выполненные в соответствии с требованиями Морской Стратегии ЕС.

Ключевые слова: морфофункциональные параметры, фитоиндикация, экологический статус, мониторинг, Черное море

G.G. Minicheva, A.B. Zotov, V.M. Bolshakov, K.S. Kalashnik, G.V. Marinets, G.V. Shvets
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

THE AUTOTROPHIC SURFACES AS A PHYTOINDICATION TOOL FOR MONITORING OF WATER ECOSYSTEMS

The morphofunctional phytoindikators of plankton, benthos and periphyton communities for the monitoring of ecological status of the Black Sea ecosystems are offered. The classification schemes for the north-western part and the results of monitoring carried out in accordance with the requirements of the EU Marine Strategy have been shown.

Keywords: morphofunctional parameters, phytoindication, environmental status, monitoring, Black sea

УДК 597.2/.5-161.9:628.13(477.85)

О.М. МОЛДОВАН, О.І. ХУДИЙ

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича
вул. Коцюбинського, 2, Чернівці, 58012, Україна

ХАРАКТЕРИСТИКА ПОКАЗНИКІВ ЗАРАЖЕНОСТІ РИБ ДНІСТРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ЦЕСТОДАМИ

У Дністровському водосховищі виявлено п’ять видів цестод: *Caryophyllaeides fennica* (Schneider,1902), *Caryophyllaeus fimbriceps* Annenkova-Chlopina, 1919, *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas, 1781), *Khawia sinensis* Hsü, 1935, *Ligula intestinalis* Linnaeus, 1758, які були зареєстровані у шести видах риб. Вперше для басейна Дністра була зареєстрована цестода *K. sinensis*, яка була виявлена в тілі рибця. Одними з найбільш поширених збудників цестодозів у водосховищі є плероцеркоїди ремінця *L. intestinalis*, які вражають переважно верховодку та плітку з екстенсивністю 23% і 38% відповідно.

Ключові слова: цестоди, види риб, зараженість, Дністровське водосховище

З часу проведення останніх детальних досліджень видового складу паразитів риб верхнього та середнього Дністра, які припали на 50-60-і роки 20 століття [3, 5, 7], гідроекосистема останнього зазнала значних перетворень внаслідок зарегулювання стоку та створення

Дністровського водосховища. Формування зазначеного водосховища супроводжувалось докорінними змінами в структурі усіх ценотичних рівнів екосистеми зарегульованої ділянки ріки. Зміна гідрологічного режиму призвела до заміщення літореофільного іхтіокомплексу лімнофітофільним. Це, у свою чергу, не могло не позначитись на структурі іхтіопаразитоценозу. Провадження на Дністровському водосховищі як промислового, так і спортивно-любительського рибальства, викликало необхідність нових іхтіопаразитологічних досліджень.

Ця робота присвячена вивченню видового складу цестод та показників зараженості ними риб Дністровського водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Іхтіопаразитологічний матеріал збирали на Дністровському водосховищі в акваторіях сіл Рухотин, Анадоли Хотинського району, Макарівка, Дністрівка Кельменецького району, Кормань, Непоротово Сокирянського району Чернівецької області протягом 2008-2012 років підчас проведення науково-дослідного лову (дозвіл ДКРГ № 036). Також аналізу піддавали промислові та вилучені службою Чернівцірибоохорони браконьєрські улови. У відібраної риби вимірювали повну та стандартну довжину, визначали масу тіла, після чого проводили повний паразитологічний розтин за стандартною методикою [1]. Фіксацію паразитів проводили після їх попереднього зважування згідно методик, рекомендованих для цестод, у 70% спирті. Видову приналежність гельмінтів визначали за Бауером [6].

На основі зібраного матеріалу визначали показники зараженості окремих видів риб згідно з Bush et al. (1997) [8]: екстенсивність (*P*,%) – частка заражених екземплярів від загальної кількості виловлених особин конкретного виду риби; максимальну (I_{max}) та мінімальну (I_{min}) інтенсивність – відповідно максимальну і мінімальну кількості паразитів в одному екземплярі риби окремого виду виду; середню інтенсивність (I_M) – усереднену кількість паразитів в одному екземплярі зараженої риби окремого виду; середню щільність (*A*) – число паразитів, що припадає на одного хазяїна серед всіх оглянутих риб одного виду.

Для визначення кількісних показників зараженості до умаси брали улови 2010-2011 рр. При цьому було обстежено 537 екземплярів риби, з яких *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758) – 2 екз., *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) – 127 екз., *Rutilus frissi* (Nordmann, 1840) – 6 екз., *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) – 27 екз., *Vimba vimba* (Linnaeus, 1758) – 22 екз., *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) – 31 екз., *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 – 2 екз., *Carasius gibelio* (Bloch, 1782) – 25 екз., *Silurus glanis* Linnaeus, 1758 – 2 екз., *Sander luciuperca* (Linnaeus, 1758) – 29 екз., *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 – 243 екз., *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758) – 17 екз., *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) – 4 екземпляри.

Результати досліджень та їх обговорення

За результатами проведених досліджень у Дністровському водосховищі було виявлено п’ять видів стьожкових червів, які були знайдені у шести видах риб (табл. 1).

Таблиця 1

Характеристика приуроченості цестод до видів риб-хазяїв у Дністровському водосховищі

		Вид риби						
		R. rutilus	*A. alburnus*	*V. vimba*	*C. gibelio*	*G. cernuus*	*N. gymnotrachelus*	**Всього**
Вид паразита	*Caryophyllaeus laticeps* (Pallas, 1781)	-	-	-	+	-		**1**
	Caryophyllaeus fimbriceps Annenkova-Chlopina, 1919	+	-	-	-	+	-	**2**
	Caryophyllaeides fennica (Schneider,1902)	+	+	-	-	-	+	**3**
	Khawia sinensis Hsü, 1935	-	-	+	-	-		**1**
	Ligula intestinalis Linnaeus, 1758	+	+	+	+	-	-	**4**
Всього		**3**	**2**	**2**	**2**	**1**	**1**	

Присутність у водосховищі ще 6 видів цестод (*Amphilina foliacea* (Rudolphi 1819), *Valipora campylancristrota* (Wedl, 1855), *Proteocephalus osculatus* (Goeze,1782), *P. torulosus* Batsch., 1876, *Triaenophorus nodulosus* (Pallas, 1781), *T. crassus* Forel, 1880) є високо імовірною з огляду на їх присутність як у верхньому, так і в нижньому Дністрі, однак достовірних відомостей щодо їх знахідок у середній ділянці течії немає [3]. Загалом протягом всієї історії паразитологічних досліджень в басейні Дністра було зареєстровано 26 видів цестод [3, 5, 7].

У травні 2008 в акваторії с. Анадоли вперше для басейну Дністра був зареєстрований азіатський ціп'як (*K. sinensis*). П'ять екземплярів даного паразита було знайдено в тілі рибця (*V. vimba*). Цікаво відмітити, що для рибця даний паразит також зареєстровано вперше.

Природним ареалом даного паразита є басейн річки Амур. Починаючи з 1960-х років даний паразит поширився у водойми Середньої Азії, Японії, Північної Америки, більшої частини Європи [4]. В Україні даний паразит був зареєстрований у водоймах басейну Дунаю та Київському водосховищі. Також є відомості про знаходження даного паразита у коропових господарствах західних областей України [5].

Серед цестодозів одним з найбільш поширених є лігульоз, що викликається плероцеркоїдами ремінців *Ligula intestinalis*. У середині минулого століття даний паразит був поширений здебільшого в нижньому, рідше в середньому Дністрі [7] і взагалі не відмічався у верхній частині ріки [5].

За результатами проведених досліджень у Дністровському водосховищі лігульоз найчастіше реєструвався у плітки (*R. rutilus*) та верховодки (*A. alburnus*).

Таблиця 2

Показники зараженості плітки та верховодки ремінцем *L. intestinalis* у Дністровському водосховищі (2010-2011рр.)

Вид риби	P, %	I_m	I_{max}	I_{min}	A
Rutilus rutilus L.	22,6	1,8	3	1	0,26
Alburnus alburnus L.	38,0	5,8	10	1	2,58

У попередні роки поодинокі випадки зараження лігулою були відмічені для рибця та карася сріблястого [2]. Цікавим є той факт, що за всі роки досліджень на Дністровському водосховищі нами не виявлено жодного випадку лігульозу в ляща, тоді як екстенсивність інвазії даного виду в інших водоймах у літній період може досягати 40-60% [4].

Екстенсивність зараження плітки та верховодки ремінцем у Дністровському водосховищі може істотно відрізнятись у різні роки. Так, у літній період 2010 року екстенсивність зараження верховодки плероцеркоїдами складала лише 20%, тоді як плітки було заражено 40%. У літній період 2011 року картина зараженості докорінно змінилась: частка зараженої плітки складала лише 20%, а верховодка була заражена стовідсотково.

Середня інтенсивність зараження плероцеркоїдами у верховодки більше, ніж втричі перевищує середню інтенсивність зараження у плітки. Максимальна кількість лігулід (10 екземплярів у порожнині тіла однієї риби), також, була зафіксована у верховодки (табл.2).

При обстеженні виловленої взимку та ранньою весною риби плероцеркоїдів ремінця взагалі не було виявлено, що свідчить про загибель зараженої риби під час зимового голодування.

Висновки

У Дністровському водосховищі виявлено п'ять видів цестод: *Caryophyllaeides fennica* (Schneider,1902), *Caryophyllaeus fimbriceps* Annenkova-Chlopina, 1919, *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas, 1781), *Khawia sinensis* Hsü, 1935, *Ligula intestinalis* Linnaeus, 1758, які були зареєстровані у шести видах риб. Вперше для басейну Дністра була зареєстрована *K. sinensis*. Одним з найбільш поширених видів цестод у водосховищі є ремінець *L. intestinalis*, який вражає переважно плітку та верховодку.

1. *Быховская И. Е.* Паразиты рыб. Руководство по изучению / И. Е. Быховская, И. Е. Павловская. – Л.: Наука, 1985. – 121 с.

2. *Гарматюк О. М.* Попередні дослідження показників зараження риб водойм Буковини паразитами *Ligula intestinalis* (Linnaeus, 1758) та *Pomphorhynchus laevis* (Muller, 1776) / О. М. Гарматюк, О. І. Худий // Вісник Чернівецького національного університету. Серія: Біологія. – 2007. – Вип. 343. – С. 22–29.
3. *Гарматюк О. М.* Анализ состояния изученности ихтиопаразитофауны реки Днестр / О. М. Гарматюк, А. И. Худый / Поведение, экология и эволюция животных: монографии, статьи, сообщения. Сб. научных трудов РГУ имени С. А. Есенина (Серия Зоологическая). Т. 3. – Рязань: НП «Голос губернии», 2012. – С. 267–287 с.
4. *Дубинина М. Н.* Ремнецы (*Cestoda: Ligulidae*) фауны СССР/ М. Н. Дубинина. – Львів, 1966. – 261 с.
5. *Кулаковская О. П.* Цестоды пресноводных рыб Украинской ССР : автореф. дисс. на соискание ученой степени доктора биолог. наук: специальность 03.02.04 – Зоология / О. П. Кулаковская. – К., 1969. – 45 с.
6. *Определитель* паразитов пресноводных рыб фауны СССР / Под ред. О. Н. Бауер. – Л.: Наука, 1987. – Т. 3. – 583 с.
7. *Шумило Р. П.* Ихтиопаразитофауна реки Днестра / Р. П. Шумило, О. П. Кулаковская // Паразиты животных Молдавии и Вопросы краевой паразитологии. –1963. – С.45–56.
8. *Bush A. O.* Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited / A. O. Bush, K. D. Lafferty, J. M. Lotz, A. W. Shostak // J. Parasitol. – 1997. – Vol. 83, № 4. – P. 575–583.

О.М. Молдован, А.И. Худый
Черновицкий национальный университет имени Юрия Федьковича, Украина

ХАРАКТЕРИСТИКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЗАРАЖЕННОСТИ РЫБ ДНЕСТРОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ЦЕСТОДАМИ

В Днестровском водохранилище обнаружены пять видов цестод: *Caryophyllaeides fennica* (Schneider, 1902), *Caryophyllaeus fimbriceps* Annenkova-Chlopina, 1919, *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas, 1781), *Khawia sinensis* Hsü, 1935, *Ligula intestinalis* Linnaeus, 1758, которые были зарегистрированы в шести видах рыб. Впервые для бассейна Днестра была зарегистрирована цестода *K. sinensis*, которая была обнаружена в теле рыбца. Одними из наиболее распространенных возбудителей цестодозов в водохранилище являются плероцеркоиды ременца *L. intestinalis*, которые поражают преимущественно уклею и плотву с экстенсивностью 23% и 38% соответственно.

Ключевые слова: цестоды, виды рыб, зараженность, Днестровское водохранилище

O. Moldovan, O. Khudyi
Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University, Ukraine

CHARACTERISTIC OF FISH INFECTIOUSNESS BY CESTODES IN THE DNIESTER RESERVOIR

The five species of cestodes: *Caryophyllaeides fennica* (Schneider, 1902), *Caryophyllaeus fimbriceps* Annenkova-Chlopina, 1919, *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas, 1781), *Khawia sinensis* Hsü, 1935, *Ligula intestinalis* Linnaeus, 1758 have been detected in the Dniester reservoir, they have been registered in the six species of fish. The cestode *K. sinensis* have been registered for the first time in the Dniester Basin, it have been discovered in the body of vimba. One of the most common pathogens of cestodosis in the reservoir are *L. intestinalis* plerocercoids, which affect mainly bleak and roach with extensiveness 23% and 38%, respectively.

Keywords: cestodes, fish species, infestation, Dniester reservoir

УДК [595.341.4] [595.123]

В.І. МОНЧЕНКО[1,2], Л.П. ГАПОНОВА[1], О.Г. КОСТЕНКО[1]

[1] Інститут еволюційної екології НАН України
вул. Академіка Лебедєва, 37, Київ, 03143, Україна
[2] Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України
вул. Богдана Хмельницького, 15, Київ, 01601, Україна

СЕЗОННА ДИНАМІКА ДЕЯКИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ ВОДОЙМ ПАРКУ «ФЕОФАНІЯ»

Стаття присвячена сезонній динаміці циклопід та війчастих червив у водоймах парку «Феофанія». Виявлено, що евритермні види циклопід є домінуючими у всі сезони, окрім літа. В літні місяці найбільш численними є тепловодні стенотермні види. Серед війчастих червив евритермні види є домінантними на протязі всього року.

Ключові слова: циклопіди, війчасті черви, популяційна динаміка

Циклопоїдні копеподи (Copepoda, Cyclopoida, Cyclopoidea) та вільноживучі війчасті черви (Platyhelminthes) складають значну частину біомаси та продуктивності прісноводних систем. В деяких озерах, циклопіди можуть давати до 77% біомаси зоопланктону [5], а в бентосі їх щільність може складати від 10 000 до 70 000 особин/м^2 з біомасою сухої речовини 50-70 мг/м^2 [7]. Так само, середня щільність вільноживучих війчастих червів в ставках Центральної Європи, наприклад, складала 9500 особин/м^2 [2]. При цьому обидві групи демонструють високий рівень споживання об’єктів живлення. Більшістю таких об'єктів для обох груп є водорості, інфузорії, коловертки, ракоподібні, олігохети, хірономіди та нематоди. Один дорослий циклоп, при достатній щільності потенційних жертв, споживає в день до 42 одиниць таких організмів [8]. Для війчастих червив, було вказано [6], що одна особина *Mesostoma ehrenbergii* (Focke 1836) може споживати до 10 кладоцер в день. Зважаючи на таку чисельність та рівень споживання, копеподи разом з війчастими червами в окремі сезони стають регуляційним чинником для популяційної динаміки зоопланктону в ставках.

Перші дослідження циклопоідних копепод на території урочища Феофанія були проведені півстоліття тому [10]. Після реконструкції ставків, дослідження по вивченню характеру змін, які могли відбутися серед циклопоідних копепод не проводилися. Стосовно війчастих червив, їх вивчення почалося лише два роки тому [9]. Тому метою нашої роботи було дослідження видового складу та сезонних змін фауністичних комплексів циклопід та війчастих червив.

Матеріал і методи дослідження

Збір проб для вивчення сезонної динаміки циклопід проводився щомісяця з 2007 по 2009 роки та до теперішнього часу триває постійний моніторинг видового складу. Щомісячні проби для вивчення сезонної динаміки та видового складу війчастих червив почали збиратися в квітні 2013 року та продовжуються до теперішнього часу. Проби збиралися за допомогою планктонної сітки та гідробіологічного сачка. Частина з них фіксувалася відразу формаліном або спиртом. Інша частина вивчалася в живому стані. Війчасті черви, після вивчення в живому стані, фіксувалися рідиною Буена. З тих видів, які характеризуються наявністю кутикулярних структур, готувалися постійні препарати в рідині Фора. Матеріал вивчався за допомогою мікроскопів SZM-45T2 та «Olympus BX51».

Результати досліджень та їх обговорення

У водоймах парку до реконструкції було зареєстровано 10 видів циклопід [10]: *Acanthocyclops vernalis* (Fischer 1853), *A. americanus* (Marsh 1893), *A. viridis* (Jurine 1820), *Cyclops vicinus* (Uljanin 1875), *Diacyclops bicuspidatus* (Claus 1857), *Eucyclops macruroides* (Lilljeborg 1901), *E. serrulatus* (Fischer 1851), *Macrocyclops albidus* (Jurine 1820), *Mesocyclops leuckarti* (Claus 1857), *Paracyclops fimbriatus* (Fischer 1853). Окрім зареєстрованих раніше, нами виявлено ще 10 видів циклопід: *Cryptocyclops bicolor* (Sar 1963), *Cyclops kikuchii* (Smirnov 1932), *C. furcifer*

(Claus 1857), *Eucyclops denticulatus* (Graeter 1903), *E. macrurus* (Sars 1863), *E. speratus* (Lilljeborg 1901), *Ectocyclops phaleratus* (Koch 1838), *Macrocyclops fuscus* (Jurine 1820), *Thermocyclops oithonoides* (Sar 1963), *T. crassus* (Fischer 1853).

З війчастих червив, нами знайдено 17 наступних видів: *Stenostomum leucops* (Duges 1828), *S. unicolor* (Schmidt 1848), *Myostenostomum tauricum* (Nasonov 1924), *Microstomum lineare* (Müller 1773), *Macrostomum rostratum* (Papi 1951), *Macrostomum sp*., *Dugesia gonocephala* (Duges 1830), *Planaria torva* (Müller 1773), *Schmidtea lugubris* (Schmidt 1861), *Gyratrix hermaphroditus* (Ehrenberg 1831), *Gieysztoria cuspidata* (Schmidt 1861), *G. expedita* (Hofsten 1907), *Microdalyellia armigera* (Schmidt 1862), *Castrada intermedia* (Volz 1898), *C. lanceola* (Braun 1885), *Strongylostoma radiata* (Müller 1773), *Typhloplana viridata* (Abildgaard 1789).

Дослідження сезонної динаміки показало, що протягом всіх трьох зимових місяців серед циклопід реєструвалися види евритермного комплексу – *C. vicinus, C. kikuchii, C. furcifer, D. bicuspidatus, E. macruroides, E. serrulatus* та *M. albidus*. Виявлено, що *C. kikuchii*, *C. vicinus* та *D. bicuspidatus* зустрічаються в усі сезони року, окрім літа, у широкому діапазоні температур, але найбільш чисельними вони є у зимовий період при температурі води від 0˚С до +3˚С. Серед них *C. vicinus* займає домінуюче становище. Піки чисельності цього виду зареєстровані при низьких температурах води (0-3˚С) – у грудні та лютому, що вказує на діциклічний розвиток цього виду у водоймі.

Представники війчастих червив були відсутні в зимових пробах.

З початком весни серед циклопід починає розвиватися весняно-літній комплекс видів. В середині квітня домінуюче становище займають види евритермного комплексу – представники роду Eucyclops (*E. serrulatus, E. macruroides*) та *M. albidus*. Їх розмноження спостерігалось лише в теплий сезон року, що співпадає з дослідженнями Б. Дюссара [1]. Найбільш масовим видом в цей період по всіх ставках був *E. serrulatus*.

В березні-квітні з’являються також представники весняно-літньої групи війчастих червив. Чотири види з них евритермні. Це – *S. leucops, S. unicolor, M. lineare* та *G. cuspidata*, які є домінантними серед війчастих червив Феофанських ставків. Три види (*C. intermedia, C. lanceola* і *T. viridata*) були виявлені тільки навесні і в незначній кількості. Також в березні-квітні з’являються п'ять видів, які присутні як навесні так і влітку. Це *M. rostratum* і *M. sp*., тріклади *P. torva* і *S. lugubris*, та *G. hermaphroditus*. Всі п'ять видів досить численні в перебігу зазначеного періоду.

В процесі подальшого прогрівання води, серед циклопід, евритермні види заміщуються тепловодними стенотермними, якими є представники роду Thermocyclops (*T. oithonoides, T. crassus*), а також *M. leuckarti, C. bicolor, E. phaleratus, E. macrurus*. Домінуючим видом по всіх ставках літній період був *T. oithonoides*. Цей вид зустрічається з травня по жовтень в температурному інтервалі 9-25˚С і є найбільш численним в липні-серпні (t води = 23-25˚С). Інший вид – *M. leuckarti*, який належить до тепловодних видів [4] і є за літературними даними [3] активним з весни до початку осені. За період спостережень цей вид реєструвався в пробах з березня по жовтень в температурному інтервалі 7-25˚С і набував розвитку на рівні із *T. oithonoides* тільки у 2008 році. На відміну від 2008 року, у 2007 та 2009 роках *M. leuckarti* не набуває значного розвитку. В зазначені роки реєструються лише поодинокі особини цього виду.

Серед війчастих червив, чотири види були відзначені тільки влітку. Це – *D. gonocephala, G. expedita, M. armigera* і *S. radiata*. Ще один вид – *M. tauricum*, був зареєстрований влітку і восени.

Восени спостерігається підвищення чисельності у евритермних видів таких як – представники роду Eucyclops (*E. serrulatus, E. macruroides, E. denticulatus*), *M. albidus, E. phaleratus*. Тому у вересні численним є як комплекс евритермних, так і тепловодних стенотермних видів. У поліциклічних видів, таких як *E. serrulatus, E. macruroides*, спостерігається осіннє (жовтень) підвищення чисельності (t води = 9˚С). З кінця літа і до середини осені того ж року при температурі води 9-22˚С реєструється *E. denticulatus*, що підтверджує дані про евритермність цього виду [10]. Нечисленним у Феофанських ставках є *E. phaleratus*, що є характерним для цього виду. З жовтня зростає кількість представників

евритермних видів з роду Cyclops та *D. bicuspidatus*, а тепловодні стенотермні, навпаки, зникають.

Висновки

У водоймах ППСПМ «Феофанія» зареєстровано 20 видів циклопід, які відносяться до двох фауністичних комплексів – евритермні та тепловодні стенотермні види. Наші дані вказують, що евритермні види циклопід є домінуючими у всі сезони, окрім літа. В літні місяці тепловодні стенотермні види є найбільш численними серед циклопід. Найбільшого розвитку у ставках Феофанії в цей період набувають представники роду Thermocyclops.

Для війчастих червив була виявлена наступна закономірність. Види, які зустрічаються протягом лише одного сезону – мають дуже низьку чисельність протягом цього сезону. Види, що зустрічаються впродовж двох сезонів – досить численні за кількістю особин. Види, що зустрічаються протягом трьох сезонів, є домінантними видами. Вони мають найбільшу чисельність, яка на порядок перевищує чисельність інших згаданих видів.

1. *Dussart B. H.* Les Copepodes des eaux continentals d'Europe occidentale // 2. Cyclopoides et biologie quantitative / B. H. Dussart. – Paris: N. Boubee et Cie, 1969. – P. 1–294.
2. *Heitkamp U.* Untersuchungen zur Biologie, Ökologie und Systematik limnischer Turbellarien periodischer und perennierender Kleingewässer Südniedersachsens / U. Heitkamp // Archiv für Hydrobiologie. – 1982. – S. 64. – P. 65–188.
3. *Hołyńska M.* Copepoda: Cyclopoida: genera Mesocyclops and Thermocyclops / M. Hołyńska. – Leiden : Backhuys, 2003. – 318 p.
4. *Maier G.* Patterns of life history among cyclopoid copepods of Central Europe / G. Maier // Freshwat. Biol. – 1994. – Vol. 31. – P. 77–86.
5. *Pace M. L.* An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients / M. L. Pace // Limnology & Oceanography. – 1986. – Vol. 31. – P. 45–55.
6. *Schwartz S. S.* A laboratory study of the feeding behaviour of the rhabdocoel Mesostoma ehrenbergii on pond Cladocera / S. S. Schwartz, P. D. N. Hebert // Canadian Journal of Zoology. – 1982. – Vol. 60. – P. 1305–1307.
7. *Strayer D. L.* The benthic micrometazoans of Mirror Lake, New Hampshire / D. L. Strayer // Archiv für Hydrobiologie. – 1985. – S. 72. – P. 287–426.
8. *Williamson C. E.* Laboratory and field experiments on the feeding ecology of the freshwater cyclopoid copepod, Mesocyclops edax / C. E. Williamson // Freshwat. Biol. – 1984. – Vol. 14. –P. 575–585.
9. *Костенко А. Г.* К фауне турбеллярий малых водоёмов бассейна Днепра / А. Г. Костенко // Актуальные проблемы экологии : Материалы V междунар. науч.-практ. конф. – Караганды: КарГУ, 2013. – С. 63-69.
10. *Монченко В. И.* Веслоногие ракообразные (Copepoda) бассейна среднего Днепра: автореф. дисс. на соиск. ученой степени канд. биол. наук / В. И. Монченко. – К., 1962. – 20 с.

В.И. Монченко[1,2], Л.П. Гапонова[1], А.Г. Костенко[1]

[1] Институт эволюционной экологии НАН Украины, Киев

[2] Институт зоологии им. И.И. Шмальгаузена НАН Украины, Киев

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА НЕКОТОРЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ ВОДОЁМОВ ПАРКА «ФЕОФАНИЯ»

Статья посвящена сезонной динамике циклопид и ресничных червей в водоёмах парка «Феофания». Выявлено, что эвритермные виды циклопид являются доминантными во все сезоны, кроме лета. В летние месяцы самыми многочисленными являются тепловодные стенотермные виды. Среди ресничных червей эвритермные виды доминируют в течении всего года.

Ключевые слова: циклопиды, ресничные черви, популяционная динамика

V.I. Monchenko[1,2], L.P. Gaponova[1], A.G. Kostenko[1]
[1] Institute of Evolutionary Ecology of NAS of Ukraine, Kyiv
[2] I.I. Schmalhausen Institute of Zoology of NAS of Ukraine, Kyiv

SEASONAL DYNAMICS OF SOME INVERTEBRATES IN THE PONDS OF PARK "FEOFANIA"

The article is devoted to seasonal dynamics of cyclopids and free-living flatworms in the park "Feofania" ponds. It was revealed that eurythermal species of cyclopids are dominant during all the seasons except summer. In summer months the warm-water stenothermal species becomes most numerous. Among free-living flatworms the eurythermal species are dominant throughout the year.

Keywords: cyclopids, free-living flatworms, population dynamics

УДК 556.55(556.114.2:556.114.6)(285)

А.А. МОРОЗОВА

Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

АБИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ ВОДНОЙ СРЕДЫ И ИХ РОЛЬ В ФОРМИРОВАНИИ РЕЖИМА И ДИНАМИКИ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ЗАМКНУТЫХ ВОДОЁМАХ

В работе представлены результаты исследований особенностей формирования режима и динамики биогенных веществ в озерних екосистемах урбанизированных территорий (Китаевские пруды) под действием абиотических факторов водной среды

Ключевые слова: гидрологические условия, температура воды, стратификация, растворенный кислород, биогенные вещества

Формирование гидрохимического режима природных поверхностных водоемов происходит в тесной зависимости от физико-географических условий при одновременном воздействии многих факторов как абиотического, так и биотического характера. К числу наиболее весомых абиотических факторов, влияющих на формирование гидрохимического режима природных водоемов, относится их гидрологический режим [1, 3]. Многочисленными исследованиями установлено, что гидродинамические условия играют первостепенную роль в формировании режима и динамики одного из основных показателей не только трофности природных водоемов, но и их экологического статуса – растворенного в воде кислорода. В связи с чем, особое внимание уделяется исследованию их роли в формировании гидрохимического режима лимнических экосистем как водоемов замедленного водообмена и особенно водоемов урбанизированных территорий.

Китаевские пруды расположены на территории Голосеевского леса в пределах крупного мегаполиса (г. Киев) и являются частью охраняемой территории Национального природного парка «Голосеевский». Географически озера находятся на самой южной оконечности зоны смешанных лесов. Водоемы расположены в одной из двух балок парка и соединяются между собой системой небольших каналов.

Материал и методы исследований

Исследования особенностей формирования режима и динамики биогенных веществ в зависимости от воздействия абиотических факторов проводили с учетом как временных, так и пространственных изменений их содержания, а также в зависимости от режима и динамики растворенного в воде кислорода.

Определение компонентного состава природной воды озер проводилось по общепринятым в гидрохимических исследованиях методикам О. А. Алекина [2].

Результаты исследований и их обсуждение

Гидродинамические условия системы Китаевских прудов в полной мере определяют особенности формирования режима растворенного кислорода. Несмотря на то, что водоем мелководен (глубина не превышает 3,0 м), его характерной особенностью является наличие в придонных слоях устойчивой анаэробной зоны на протяжении всего периода исследований. Вследствие чего водоем характеризуется значимым вертикальным градиентом содержания растворенного кислорода с максимальными значениями в период массового развития гидробионтов, когда величина насыщения воды кислородом поверхностного слоя достигала 157% насыщения. В то же время в придонном слое сформировалась анаэробная зона, характеризующаяся отсутствием растворенного кислорода (рис. 1 а, в). Очевидно, что возникновение анаэробных условий наступает вследствие совокупного действия факторов как абиотического, так и биотического характера. В качестве первого выступает уменьшение турбулентного обмена между поверхностным и придонным слоями при возникновении стратификации в периоды резкого ослабления ветровой активности. Под биотическим фактором, в нашем случае понимается увеличение концентрации взвешенного вещества в поверхностном слое, что приводит к ухудшению световых условий и подавлению процесса фотосинтеза в придонных слоях водоема. Немаловажна роль и донных отложений в формировании анаэробных условий, и, как следствие, увеличении потока биогенных веществ из них.

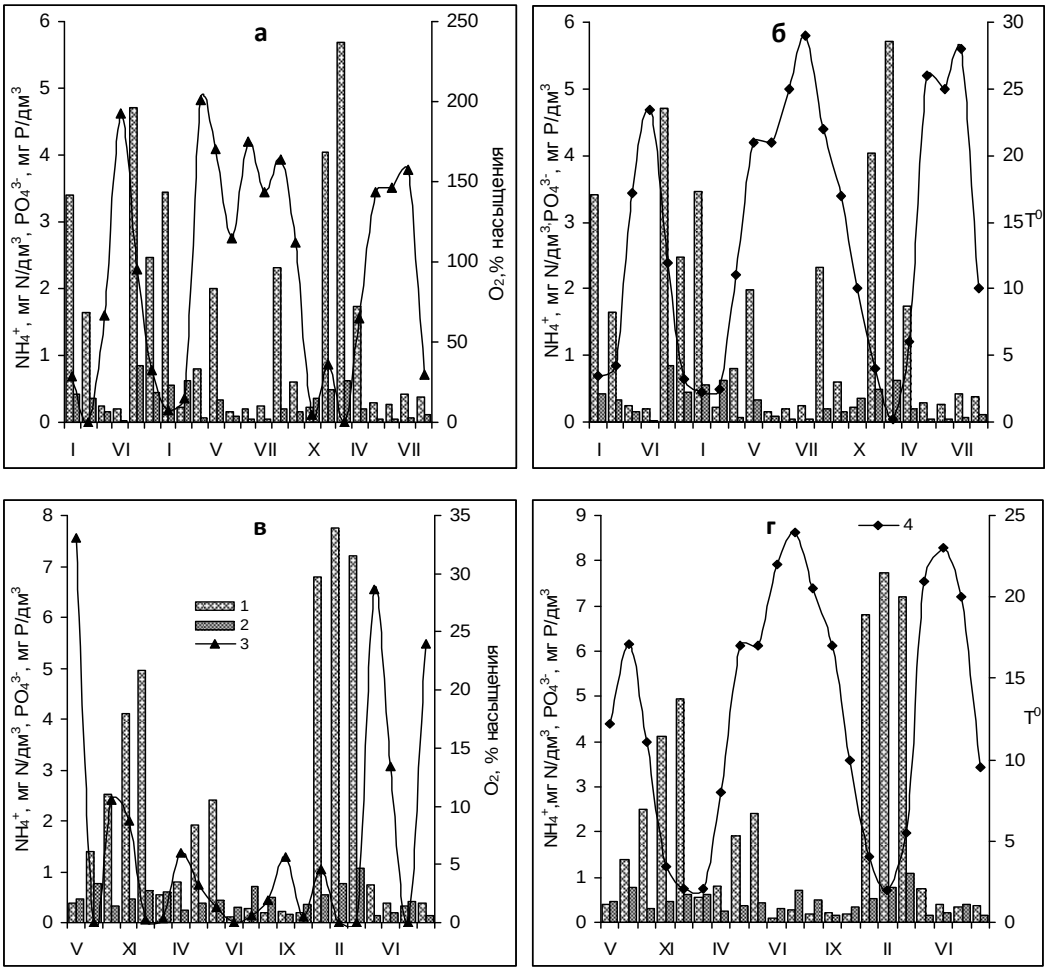


Рис.1. Внутригодовая изменчивость содержания аммонийного азота (1), фосфатов (2), величины насыщения воды кислородом (3) и температуры воды (4) в воде верхнего Китаевского пруда за период наблюдений 2011–2013 гг.: а, б – поверхностный горизонт; в, г – придонный горизонт

При установлении причин возникновения дефицита растворенного кислорода в природных водоемах необходимо учитывать и влияние такого важного абиотического фактора, как температура воды. Известно, что при отсутствии явно выраженной скорости течения, характерной для водоемов замедленного водообмена, распределение температуры в поверхностном слое является одним из основных факторов, влияющих на скорость газообмена и усиливающим степень отрицательного воздействия [3]. Проведенные исследования показали, что влияние температурного фактора сказалось не только на формировании режима и динамики, но и на содержании аммонийного азота и фосфатов Так, колебания температуры воды приводят к существенному изменению концентрации биогенных веществ во всей водной толще водоема. Причем в холодный период увеличение их содержания намного превышает таковое в теплый период вследствие ухудшения самоочистительной способности водоема и снижения уровня развития и жизнедеятельности гидробионтов (см. рис. 1, б, в). Очевидно, что происходящее постепенное, возможно пока еще не столь значимое нарастание температуры воды в поверхностном горизонте водоема, привело к изменению концентраций аммонийного азота и фосфатов Так, среднегодовое значение величины насыщения воды кислородом поверхностного слоя имело тенденцию постепенного нарастания – от 69% (2011 г.) до 90% (2013 г.), на фоне чего наблюдалось снижение содержания как аммонийного азота, так и фосфора фосфатов – с 2,11 до 1,46 мг N/дм^3 и с 0,370 до 0,185 мг P/дм^3, соответственно. В придонном горизонте, напротив, незначительное снижение концентрации фосфатов сопровождалось повышением содержания аммонийного азота.

Продолжительные исследования позволили выявить влияние погодных условий на содержание растворенного кислорода и биогенных веществ. Наблюдения показали, что очевидно период наблюдений 2012 г. (по значениям температуры воды) оказался наиболее теплым и характеризовался ранним началом вегетационного периода. Уже в апреле температура воды в поверхностном горизонте повысилась до 11^0, величина pH и насыщения воды кислородом достигали своих максимальных значений – 9,34 и 201% соответственно. Тогда как в 2011 г. и особенно в 2013 г. вегетационный период начался практически с опозданием на месяц. Совокупное воздействие абиотических и биотических факторов, характерных для периода наблюдений 2012 г., способствовали возникновению стратификации, характеризующейся максимальным вертикальным градиентом содержания растворенного кислорода. Если в 2011 г. его величина не превышала 6, в 2013 г. – 8, то в 2012 г. достигала 50. Наблюдаемое массовое развитие гидробионтов обусловило снижение содержания аммонийного азота в поверхностном слое и его накопление в придонном горизонте. Однако вертикальная межгодовая изменчивость содержания фосфатов находилась в меньшей зависимости от сложившихся условий.

Несмотря на существование стратификационных условий (по содержанию растворенного кислорода), для водоема из-за его мелководности нехарактерно явление термической стратификации. Вследствие этого, до момента возникновения анаэробных условий в придонном слое водоема, распределение биогенных веществ по вертикали достаточно однородно (рис.2).

Следует отметить, что, несмотря на высокий уровень трофности водоема, который зависит, в первую очередь, от содержания биогенных веществ, гидрологические условия Китаевских прудов все же являются основным фактором, определяющим формирование устойчивой во времени и пространстве анаэробной зоны.

Подобное утверждение нашло свое подтверждение в результате проведения натурных наблюдений на всем каскаде Китаевских прудов. Как упоминалось выше, вода из верхнего пруда перетекает в нижний пруд через систему промежуточных водоемов. Характерной особенностью нижнего Китаевского пруда является существование постоянно работающего фонтана. Наблюдения показали, что даже такое достаточно простое гидротехническое устройство приводит к существенному изменению содержания растворенного в воде кислорода и биогенных веществ.

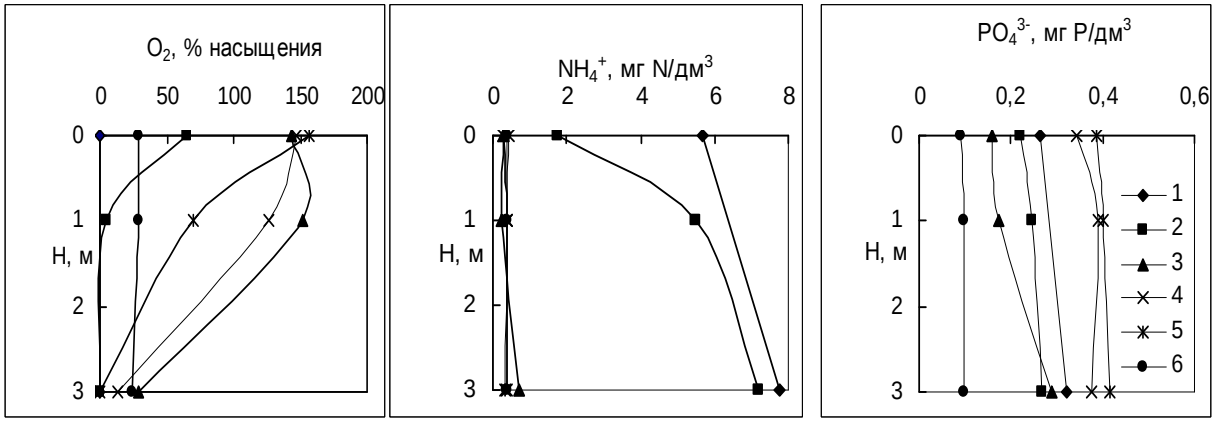


Рис. 2. Внутригодовая (2013 г.) вертикальная изменчивость величины насыщения воды кислородом, содержания аммонийного азота и фосфатов: 1 – февраль, 2 – апрель, 3 – май, 4 – июнь, 5 – июль, 6 – октябрь

Для водоема, хотя и характерно образование анаэробной зоны в придонном горизонте, но с меньшим вертикальным градиентом содержания растворенного кислорода и периодом существования (рис. 3,а). Так, вертикальный градиент величины насыщения воды кислородом за период наблюдений в верхнем и нижнем прудах составил 99,1% и 5,3% и 89,6% и 39,6% соответственно. Особенности формирования кислородного режима повлияли, очевидно, и на гидробиологический режим нижнего пруда, характерной особенностью которого, оказалось отсутствие “цветения воды”. В экстремальных условиях прозрачность воды в верхнем пруде составляла 0 см, тогда как в нижнем водоеме ее величина никогда не была менее 70 см. Изменения режима и динамики растворенного кислорода сказалось на содержании аммонийного азота и фосфора фосфатов (рис. 3,б, в).

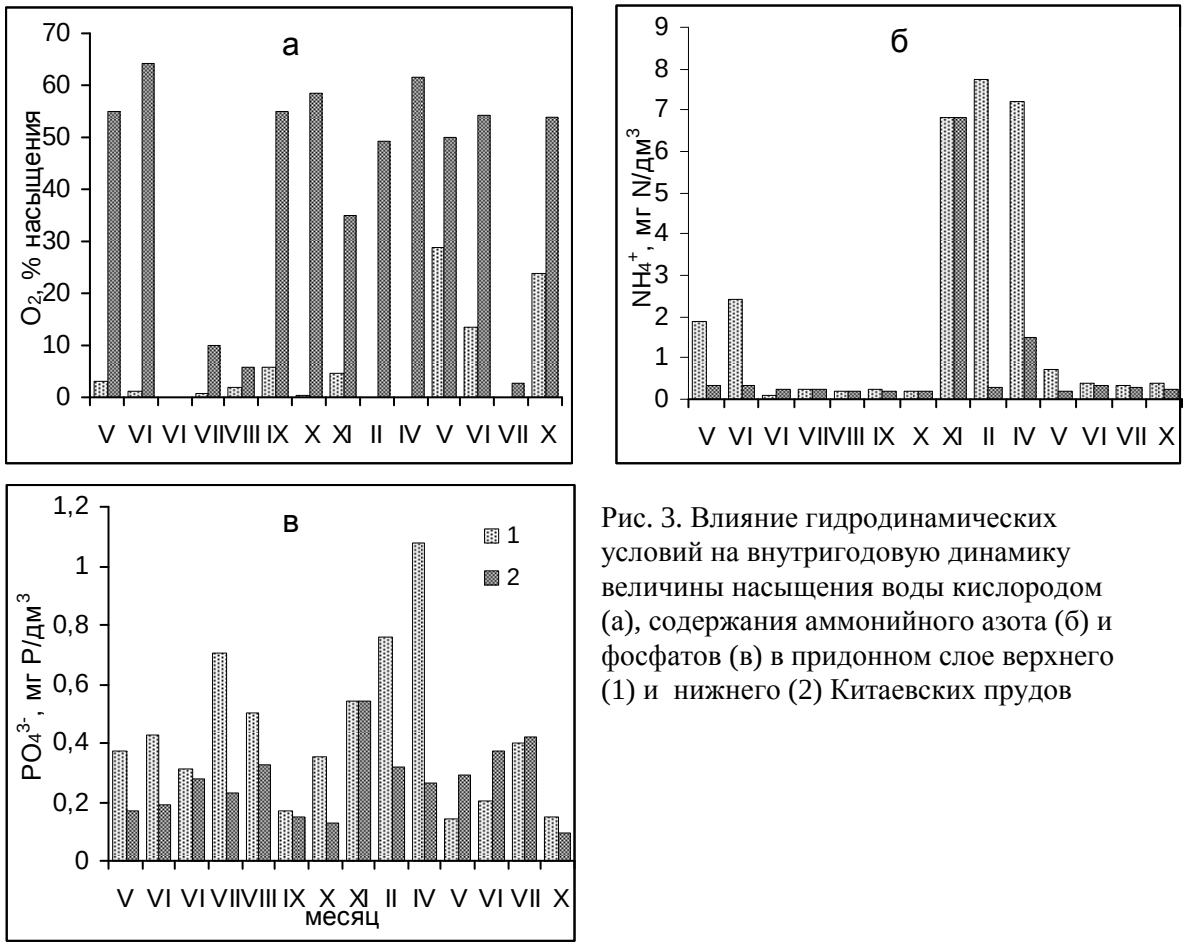


Рис. 3. Влияние гидродинамических условий на внутригодовую динамику величины насыщения воды кислородом (а), содержания аммонийного азота (б) и фосфатов (в) в придонном слое верхнего (1) и нижнего (2) Китаевских прудов

Выводы

Таким образом, формирование анаэробных условий в водоемах замедленного водообмена происходит при совокупном воздействии выше перечисленных факторов, как абиотических, так и биотических. Влияние антропогенного фактора может быть значительным, однако до тех пор, пока водные массы интенсивно перемешиваются, кислородный баланс не всегда будет отрицательным. Поступление большого количества биогенных веществ в водоемы замедленного водообмена приводит к усилению роста высшей водной растительности, что, в свою очередь, способствует еще большему уменьшению скорости течения и значительному ухудшению кислородного режима вследствие как уменьшения газообмена с атмосферой, так и вторичного загрязнения при отмирании массы растений [4].

1. *Алекин О. А*. Основы гидрохимии / О. А. Алекин. – Л.: Гидрометеоиздат, 1970. – 444 с.
2. *Алекин О. А*. Руководство по химическому анализу вод суши / О. А. Алекин. – Л.: Гидрометеоиздат, 1973. – 270 с.
3. *Бреховских В. Ф.* Гидрофизические факторы формирования кислородного режима водоемов / В. Ф. Бреховских. – М.: Наука, 1988. – 168 с.
4. *Россолимо Л. Л.* Изменение лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора / Л. Л. Россолимо. – М.: Наука, 1977. – 144 с.

А.О.Морозова
Інститут гідробіології НАН України, Київ

АБІОТИЧНІ ФАКТОРИ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ТА ЇХ РОЛЬ У ФОРМУВАННІ РЕЖИМУ І ДИНАМІКИ БІОГЕННИХ РЕЧОВИН В ЗАМКНУТИХ ВОДОЙМАХ

Розглянуто вплив деяких абіотичних факторів водного середовища на формування режиму і динаміки біогенних речовин лімничних екосистем.

Ключові слова: гідрологічні умови, температура води, стратифікація, розчинений кисень, біогенні речовини

A.A. Morozova
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

AQUATIC ENVIRONMENT ABIOTIC FACTORS AND THEIR ROLE AT THE FORMATION OF REGIME AND DYNAMIC OF NUTRIENTS IN ENCLOSED POUNDS

The paper presents the results of researches of the formation of the regime and nutrient dynamics in the Lake ecosystem urbanized areas (Kitaevo ponds) by abiotic factors of the aquatic environment.

Keywords: hydrological conditions, water temperature, stratification, dissolved oxygen, nutrients

УДК [594,38: 595,122: 574,5]

Л. В. МУЗИКА, Г. Є. КИРИЧУК

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. В. Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

ВПЛИВ ТРЕМАТОДНОЇ ІНВАЗІЇ НА ВМІСТ КАРОТИНОЇДНИХ ПІГМЕНТІВ В ОРГАНІЗМІ *LYMNAEA STAGNALIS*

Розглянуто вплив трематодної інвазії на вміст β-каротину та ксантофілів у гемолімфі, гепатопанкреасі, мантії та нозі *Lymnaea stagnalis*. Вивчено зміни досліджуваних пігментів за дії трематодної інвазії в залежності від тривалості експозиції (2 та 7 діб). Встановлено достовірну кореляційну залежність між масою органу (тканини) та показниками кількісного вмісту у ньому каротиноїдів.

Ключові слова: прісноводні молюски, β-каротин, ксантофіли, трематодна інвазія, антиоксидантна система, метаболічна адаптація.

Розвиток у тканинах-мішенях хазяїна марит та личинок паразита призводить до утворення ендобіотиків хазяїна і метаболітів паразита, що спричиняють порушення обмінних процесів і активації компенсаторних механізмів організму хазяїна, які мають прояв на різних рівнях біологічної організації [1]. Молекулярні адаптації, що сприяють спільному існуванню паразита і його хазяїна, включають захисні системи обох організмів, діяльність яких направлена на знешкодження токсичних метаболітів. Відомо, що головну роль у захисних реакціях у відповідь на зараження трематодами відіграють клітинні реакції ектотермних організмів, ключова роль в яких належить клітинам гемолімфи – гемоцитам [2]. Однак, окрім імунної системи, в протидії паразиту бере участь і антиоксидантна система, котра захищає організм хазяїна від окислювального стресу. Встановлено, що ефективність системи антиоксидантного захисту гідробіонтів визначається не лише активністю спеціалізованих ферментів, але і неспецифічною ланкою, в якій одна із ключових ролей належить каротиноїдам [8]. Однак дослідження впливу трематодної інвазії на вміст каротиноїдних пігментів у тканинах та органах молюсків малочисельні та фрагментарні, у зв'язку з чим і є актуальні.

Матеріал і методи досліджень

Об'єкт дослідження – 45 екз. *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758), зібраних у квітні 2014 р. (р. Тетерів, м. Житомир). Тривалість аклімації – 2 і 7 діб. Тварин утримували у дехлорованій відстоюванням протягом доби водопровідній воді (pH=7,3–7,7; t=18–20 С). З метою запобігання впливу на піддослідних тварин власних екзометаболітів, в акваріумах щодня змінювали воду на свіжу тієї ж якості. Для підгодівлі молюсків використовували листя мацерованої капусти. Висоту та ширину черепашки визначали штангенциркулем. Масу тіла, тканин (органів) вимірювали на електронних масах (WPS 1200) з точністю до 0,01 г. Для дослідження використані гепатопанкреас, мантія, нога та гемолімфа (отримана методом повного знекровлення молюсків безпосередньо перед дослідженням [3]). З тканин гепатопанкреасу виготовляли тимчасові препарати для визначення видової приналежності трематод [4]. *L. stagnalis* заражені редіями та метацеркаріями *Echinoparyphium aconiatum* Dietz, 1909. Контрольною групою слугували неінвазовані особини. Для визначення вмісту каротиноїдів зразки тканин і органів гомогенізували та проводили екстракцію гексаном (1:4). Сумарний вміст каротиноїдів визначали за методикою [9]. Всього виконано 360 біохімічних аналізів. Статистичну обробку матеріалу зроблено з використанням комп'ютерних програм STATISTICA 6.0.

Результати дослідження та їх обговорення

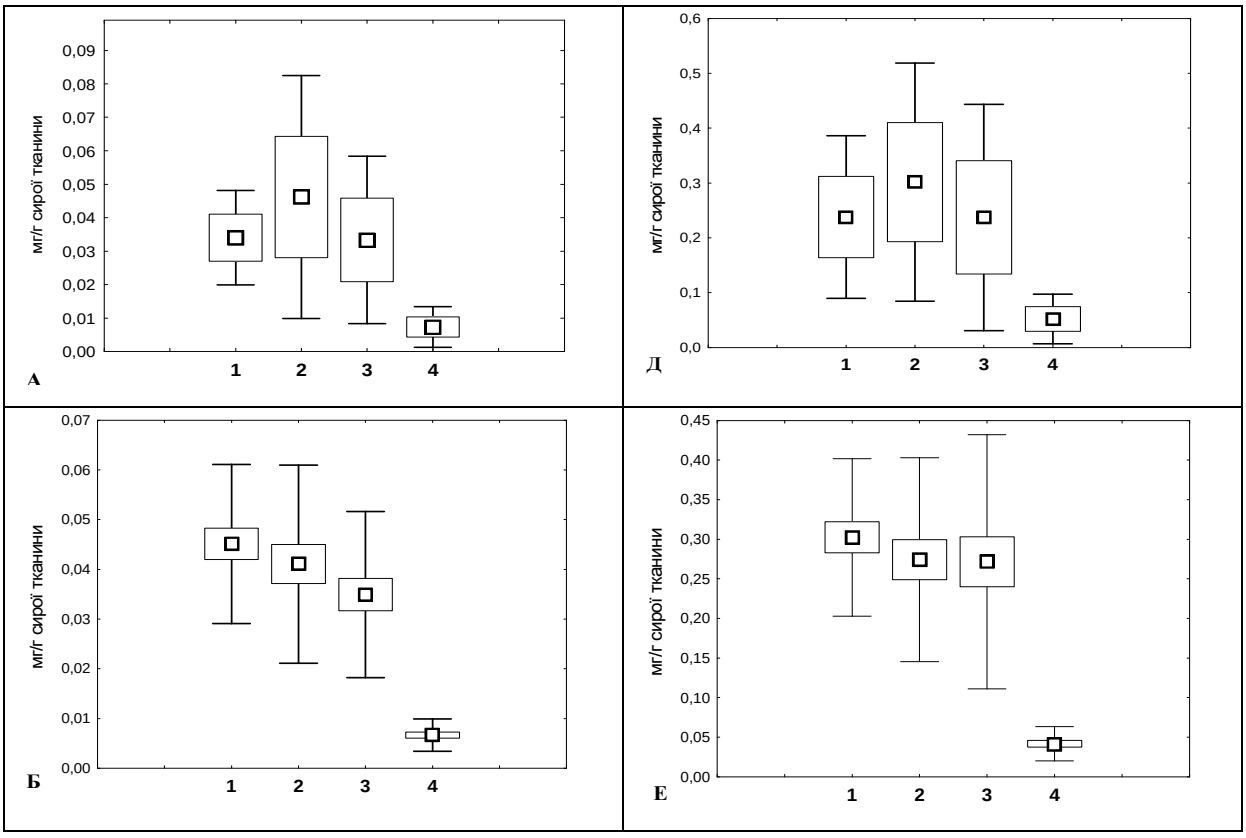
Відомо, що вторгнення паразита в організм хазяїна, виділення метаболітів та внесення інфекції посилюють процеси вільнорадикального окислення, що є потужними чинниками, котрі модулюють активність їх антиоксидантної системи (АОС) [5]. Важливою ланкою неспецифічної АОС організму молюсків виступають каротиноїдні пігменти, які, як відомо, здатні нейтралізувати активні форми кисню, високоефективно перехоплювати синглетний кисень, підтримуючи необхідний рівень окислювальних процесів у тканинах та забезпечуючи регуляцію протиінфекційної відповіді молюсків, напрямленої на знешкодження негативного впливу, знищення токсичних метаболітів та підтримання функціонування інвазованих органів [5, 8].

Нами встановлено, що при експозиції 2 доби не виявлено статистично достовірних відмінностей щодо вмісту β-каротину між зараженими і вільними від інвазії тваринами у гемолімфі, мантії та нозі, що, ймовірно, пов'язано із невисокою екстенсивністю зараження (ЕІ) (13%) та порівняно невисокою інтенсивністю (2–10 вогнищ паразитарного ураження гепатопанкреасу площею кожне до 1,5–2,0*2,0–2,5 мм) зараження *L. stagnalis*. Відомо [3], що причиною низької ЕІ молюсків може виступати високий рівень їх імунітету. Відсутність таких відмінностей в гемолімфі *L.stagnalis* в умовах низької інтенсивності інвазії підтверджено і іншими дослідженнями [3]. Щодо гепатопанкреасу, то зареєстровано статистично достовірну різницю між показниками вмісту β-каротину (P = 99,09) у інтактних та інвазованих *L. stagnalis*. Така закономірність, ймовірно, можлива при інтенсивному

використанні даних пігментів паразитами, оскільки відомо, що личинки та партеніти трематод споживають суттєву частину резервів хазяїна [3].

При збільшенні часу експозиції (7 діб) спостерігається тенденція до підвищення концентрації β-каротину в інвазованих особин у гемолімфі на 45,39%, у мантії на 34,38% та у нозі – на 42,34% (рис.). Таке збільшення концентрації обговорюваного показника зумовлено зміною показників ЕІ (до 67%) та запуском компенсаторних механізмів на викликаний паразитом окислювальний стрес, оскільки каротиноїди володіють антиоксидантними властивостями [8, 7]. Зазначимо, що дещо вибивається з даної тенденції гепатопанкреас, у якому показники вмісту β-каротину у заражених та інтактних особин лежать в одному діапазоні значень (статистично достовірної різниці не відмічено). Ймовірно, що діяльність гепатопанкреасу у *L. stagnalis* за слабкої інтенсивності інвазії не порушується і він здійснює притаманні йому функції – біосинтетичну, секреторну, екскреторну і детоксикаційну [3].

Що стосується ксантофілів, то нами встановлено, що за експозиції 2 доби показники їх вмісту у інвазованих особин знаходяться на рівні показників контрольної групи (виняток склав гепатопанкреас, у якому вміст обговорюваних сполук у заражених тварин нижчий на 42,13%). Збільшення тривалості експозиції від 2 до 7 діб призводить до зниження вмісту ксантофілів у інвазованих *L. stagnalis* в гемолімфі – на 13,56% та у мантії – на 18,02%. Однак, у інвазованих ставковиків зафіксовано зростання вмісту ксантофілів у гепатопанкреасі в 1,49 рази та у нозі в 1,36 рази в порівнянні з інтактними особинами. Відомо [5], що ферментні системи паразитів викликають розрідження мембран клітин зараженого органу для отримання поживних речовин, у зв'язку з чим у гепатопанкреасі проміжного хазяїна активується компенсаторна реакція у вигляді модифікації каротиноїдного складу, направлена на відновлення фізичного стану мембран, який був до дії паразитарного чинника. Це зумовлено одним із регуляторних ефектів даних сполук, який полягає в їх здатності вбудовуватися в мембранні фосфобіліпідно-білкові структури та змінювати плинність мембран у рідкокристалічному стані [5].



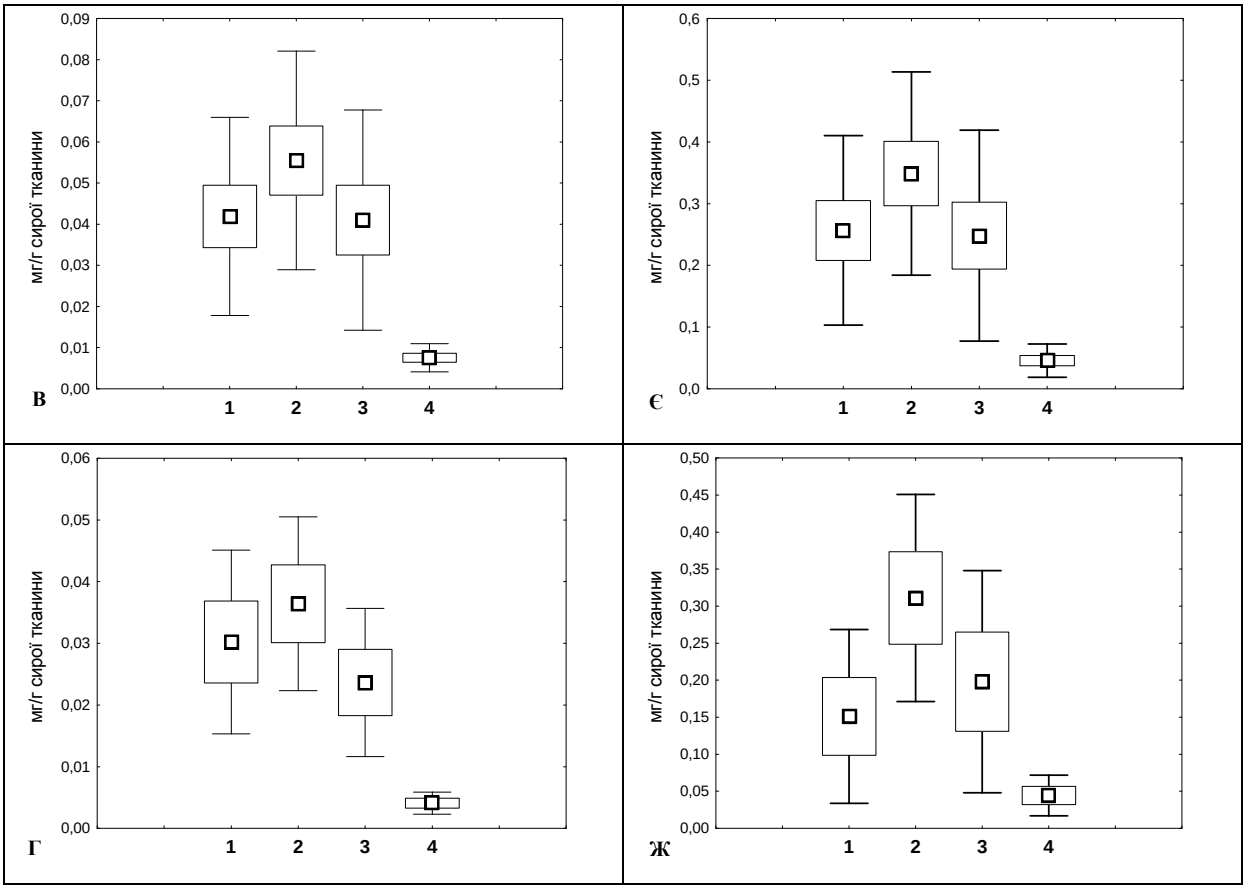


Рис. Тканинно-органний розподіл каротиноїдних пігментів в *L.stagnalis:* 1 - гепатопанкреас; 2 – мантія; 3 – нога; 4 – гемолімфа, Mean±SE±SD

вміст β-каротину у:
А – інвазованих особин(експозиція 2 доби);
Б – неінвазованих особин (експозиція 2 доби);
В – інвазованих особин (експозиція 7 діб);
Г – неінвазованих особин (експозиція 7 діб);

вміст ксантофілів у:
Д – інвазованих особин (експозиція 2 доби);
Е – неінвазованих особин (експозиція 2 доби);
Є – інвазованих особин (експозиція 7 діб);
Ж – неінвазованих особин (експозиція 7 діб);

Дослідження залежності між морфометричними параметрами молюсків (діаметр та висота черепашки), масою тіла та вмістом β-каротину та ксантофілів показало, що незалежно від тривалості експозиції у неінвазованих *L. stagnalis* існує статистично достовірний негативний кореляційний зв'язок між масою органу (тканини) та вмістом у ньому як β-каротину, так і ксантофілів (від -0,58 до -0,96). Однак, не відмічено статистично достовірного зв’язку між загальною масою тварин та вмістом β-каротину та ксантофілів у молюсків як інвазованих, так і інтактних незалежно від експозиції експерименту. Що ж стосується кореляційного зв’язку між вмістом обговорюваних пігментів в організмі молюсків та його морфометричними показниками, то чіткої закономірності не встановлено.

Висновки

1. Підвищення вмісту каротиноїдних пігментів виступає адаптивною відповіддю проміжного хазяїна, направленою на підтримку функціонування організму в умовах трематодної інвазії.
2. У інвазованих тварин незалежно від тривалості експозиції максимальні показники вмісту як β-каротину, так і ксантофілів зафіксовано у мантії, мінімальні – у гемолімфі. У інтактних тварин (експозиція 7 діб), найвищі показники зареєстровані у мантії, найнижчі – у гемолімфі. При експозиції 2 доби відмічено такий розподіл: найвищі показники вмісту β-каротину, у цієї ж групи тварин, характерні для

гепатопанкреасу, а ксантофілів – для ноги. Найменшими значеннями вмісту як β-каротину, так і ксантофілів характеризувалась гемолімфа *L.stagnalis*.

3. Для гепатопанкреасу встановлено статистично достовірну різницю між інвазованими та інтактними особинами для вмісту β-каротину та ксантофілів.
4. При різній тривалості експозиції зареєстровано статистично достовірний негативний кореляційний зв'язок у організмі неінвазованих *L. stagnalis* між показниками маси досліджених органів (тканин) та вмістом у них β-каротину та ксантофілів.

1. *Активность антиоксидантов* в гемолимфе моллюсков *Lymnaea stagnalis*, зараженных трематодами / Я. Л. Воронцова, И. А. Слепнёва, Н. И. Юрлова, В. В. Глупов // Паразитология в изменяющемся мире. – Новосибирск: Гарамонд, 2013. – С. 50.
2. *Атаев Г. Л.* Защитные реакции моллюсков семейства Planorbidae (Gastropoda, Pulmonata) на трематодную инвазию / Г. Л. Атаев, Е. Е. Прохорова // Известия РГПУ им. А. И. Герцена. – 2010. – № 122. – С. 91–107.
3. *Влияние сульфата меди* на содержание каротиноидов в гемолимфе прудовика озерного (Mollusca: Pulmonata: Lymnaeidae) в норме и при инвазии его партенитами трематод / А. П. Стадниченко [и др.] // Вісн. Житом. пед. ун-ту. – 2002. – № 10. – С. 197–201.
4. *Здун В. І.* Личинки трематод в прісноводних молюсках України / В. І. Здун. – К.: Вид-во АН УРСР, 1961. – 141 с.
5. *Изменение липидного состава* печени налима *Lota lota* (L.) при инвазии плероцеркоидами Triaenophorus nodulosus / [Васильева О. Б. и др.]. // Совр. пробл. физиол. и биохим. водных организмов. – 2010. – С. 20–24.
6. *Карнаухов В. Н.* Биологические функции каротиноидов / В. Н. Карнаухов; отв. ред. Э. А. Бурштейн. – М. : Наука, 1988. – 241 с.
7. *Руднева И. И.* Роль молекулярных систем в защитных реакциях рыб, зараженных паразитами / И. И. Руднева, А. В. Завьялов, Е. Н.Скуратовская V // Риб. госп-во України. – 2010. – № 1. – С. 2–6.
8. *Содержание каротиноидов* и состояние антиоксидантного ферментативного комплекса тканей у двустворчатого моллюска *Anadara inaequivalvis* Br. / [О. Л. Гостюхина, А. А Солдатов, И. В. Головина, А. В. Бородина] // Ж. эволюц. биох. физиол. – 2012. – Т.48, № 6. – С. 542–546.
9. *Tailor S. L.* Sensitive fluorometric method for tissue tocopherol analysis / S. L. Tailor, M. P. Lambden, A. L. Tappel // Lipids. – 1976. – Vol. 11, № 7. – P. 530–538.

Л. В. Музыка, Г. Е. Киричук
Житомирский государственный университет имени Ивана Франко, Украина

ВЛИЯНИЕ ТРЕМАТОДНОЙ ИНВАЗИИ НА СОДЕРЖАНИЕ КАРОТИНОИДНЫХ ПИГМЕНТОВ В ОРГАНИЗМЕ *LYMNAEA STAGNALIS*

Рассмотрено влияние трематодной инвазии на содержание β-каротина и ксантофиллов в гемолимфе, гепатопанкреасе, мантии и ноге *Lymnaea stagnalis*. Изучены изменения исследуемых пигментов у инвазированных моллюсков в зависимости от времени акклимации (2 и 7 суток). Установлена достоверная корреляционная зависимость между массой органа (ткани) и показателями количественного содержания в нем каротиноидов.

Ключевые слова: пресноводные моллюски, β-каротин, ксантофиллы, трематодная инвазия, антиоксидантная система, метаболическая адаптация.

L.V. Muzyka, G.Ye. Kyrychuk
Ivan Franko Zhytomyr State University, Ukraine

THE INFLUENCE OF TREMATODE INVASION ON CAROTENOID PIGMENT CONTENT IN *LYMNAEA STAGNALIS* ORGANISM

The influence of trematode invasion on β-carotene and xanthophylls content in *Lymnaea stagnalis* haemolymph, hepatopancreas, mantle and foot is investigated. Changes in these pigment content under trematode invasion in dependence on exposition (2 and 7 days) are revealed. Statistically

significant correlation between the organ (tissue) weight and carotenoid quantitative content is established.

Keywords: freshwater mollusks, β-carotene, xanthophyll, trematode invasion, antioxidant system, metabolic adaptation.

УДК 504.455.05:574.583(477.82)

К. НАЗАРУК, І. ХАМАР

Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Грушевського, 4, Львів, 79005, Україна

ДОБОВА ВЕРТИКАЛЬНА ДИНАМІКА ЗООПЛАНКТОНУ В ОЗЕРІ ПІСОЧНЕ ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ

Встановлено добову вертикальну динаміку зоопланктону в озері Пісочне. Вертикальний розподіл зоопланктону в озері нерівномірний. Відзначено відмінності в розподілі зоопланктерів у поверхневих та глибинних шарах як за чисельністю, так і за біомасою. Виявлені закономірності потрібно враховувати під час відбору гідробіологічних проб.

Ключові слова: зоопланктон, озеро, добова динаміка, вертикальний розподіл, Шацький національний природний парк, водойма

Життєвий цикл планктонних ракоподібних у прісноводних водоймах проходить при мінливих умовах навколишнього середовища. Одним із механізмів пристосування зоопланктерів до нових абіотичних та біотичних умов є міграційна поведінка [3]. Вертикальне переміщення ракоподібних зумовлено, перш за все, необхідністю добування їжі та уникненням контактів з хижаками. Сигнальним фактором, який регулює добові міграції, також є освітлення [1].

Матеріал і методи досліджень

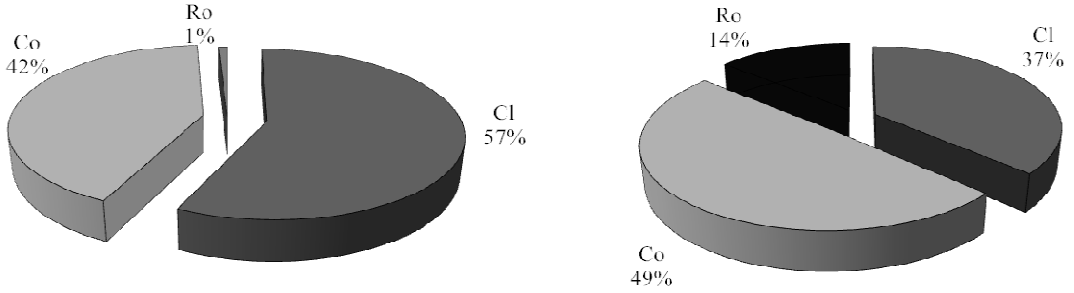
Озеро Пісочне Шацького національного природного парку належить до типу успадкованих котловин у крейдяній поверхні, ускладненій карстом, з площею водного дзеркала 189 га, середня глибина становить 7,7 м, максимальна – понад 16 м. У водоймі є лійкоподібне ложе з різними за крутизною схилами; малозаростаючі піщані береги, щільне дно. Вода прозора (до 4 м). Пісочне має замкнений лісовий водозбір, на якому формується головний ґрунтовий потік до озера. Водопостачання здійснюється глибинними джерельними, ґрунтовими та підземними водами. Витрата води з озера обумовлена, в основному, випаровуванням, оскільки поверхневого та підземного стоку немає. Дуже слабкий водообмін зумовлює те, що зміна води відбувається за період близько 9 років, через що озеро дуже вразливе до будь-яких антропогенних дій. Перемішування водних мас по глибині буває лише двічі на рік, як результат температурної конвекції. У період літньої стагнації водна товща розділена на 3 зони. Верхній шар води постійно перемішується, температура у ньому вирівнюється. Потужність цього шару становить 10-12 м, коливаючись в середньому в межах 2−6 м. Нижче шару перемішування сформований термоклин [2].

Метою дослідження було виявлення добової вертикальної динаміки зоопланктону озера Пісочне. Відбір проб проводили 29-30 червня 2009 р. з періодичністю 3 год. Температура повітря − 27°С, безхмарно, швидкість вітру 1 м/с. Матеріал було відібрано з поверхні водойми методом зачерпування та з глибини 6 м батометром Рутнера. У місці відбору це була максимальна глибина. Проби фіксували 4% розчином формаліну. Обробку матеріалу проводили згідно з загальноприйнятими методиками.

Результати досліджень та їх обговорення

Загалом за добу було зареєстровано 23 види зоопланктерів у відсотковому співвідношенні основних груп Cladocera (Cl) : Copepoda (Co) : Rotatoria (Ro) – 61% : 22% : 17%. Це становить майже 30 % від встановленого видового складу зоопланктерів [5].

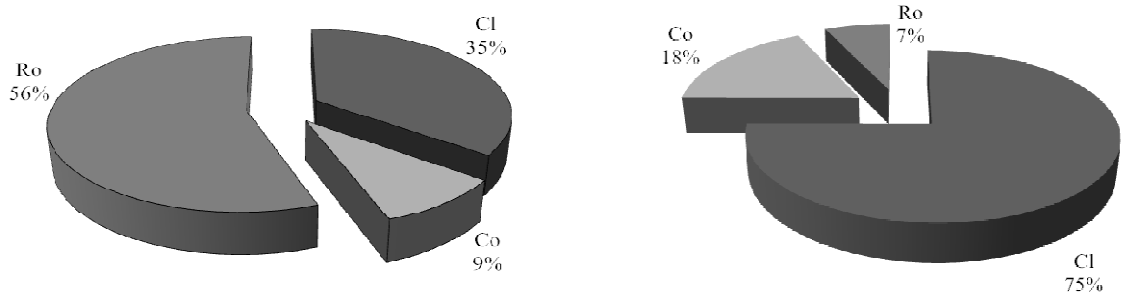
Протягом доби у поверхневих та глибинних шарах водойми відбувається зміна основних груп зоопланктону. На поверхні озера у відсотковому співвідношенні за чисельністю переважали представники гіллястовусих та веслоногих раків (57 та 42% відповідно), коловертки були нечисельними (1%), а за біомасою – представники веслоногих та гіллястовусих раків (49 та 37% відповідно), частка коловерток збільшилася до 14% (рис. 1).



А Б

Рис. 1. Співвідношення груп зоопланктерів озера Пісочне на поверхні: *А* – за чисельністю, *Б* – за біомасою

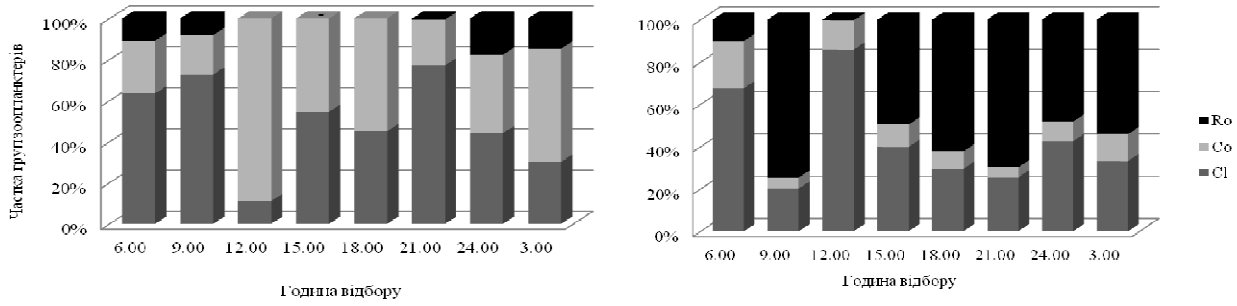
На глибині 6 м за чисельністю переважали коловертки та гіллястовусі раки (56 та 35% відповідно), тоді як відсоток веслоногих раків був незначним (лише 9%), а за біомасою – гіллястовусі раки (75%), частка веслоногих раків та коловерток була незначною (18 та 7% відповідно) (рис. 2).



А Б

Рис. 2. Співвідношення груп зоопланктерів озера Пісочне на глибині 6 м: *А* – за чисельністю, *Б* – за біомасою

Відмічено, що о 6.00 год не існує різниці в розподілі основних груп зоопланктону між поверхнею та глибинними шарами водойми, тобто спостерігаємо рівномірний розподіл зоопланктону. О 9.00 год відбувається міграція гіллястовусих та веслоногих рачків на поверхню, а коловерток – вглиб водойми. О 12.00 год зафіксована максимальна частка веслоногих на поверхні водойми (90%) та максимальна частка гіллястовусих рачків у глибинних шарах (90%). Можна припустити, що коловертки в цей період знаходяться в проміжному шарі, оскільки вони не відзначені ні на поверхні, ні в глибинних шарах. О 15.00 год відбувається переміщення гіллястовусих рачків з глибинних шарів у поверхневі, а веслоногих рачків – з поверхні углиб водойми. О 18.00 та 21.00 год попередні тенденції продовжуються. З 24.00 год відзначаємо рівномірний розподіл у товщі води гіллястовусих рачків, переміщення веслоногих на поверхню, а коловерток – углиб водойми (рис. 3).



А Б

Рис. 3. Динаміка груп зоопланктерів водойми за чисельністю: *А* – на поверхні *Б* – на глибині 6 м

Протягом доби відбувається коливання чисельності та біомаси зоопланктону на поверхні водойми (рис. 4). Найменша кількість зоопланктерів на поверхні знаходиться з 12.00 до 15.00 год, що пов'язано з сонячною активністю, а відповідно, і з розподілом фітопланктону. У вечірній час та особливо у нічний кількість зоопланктерів на поверхні значно збільшується. Крива динаміки біомаси подібна до кривої динаміки чисельності.

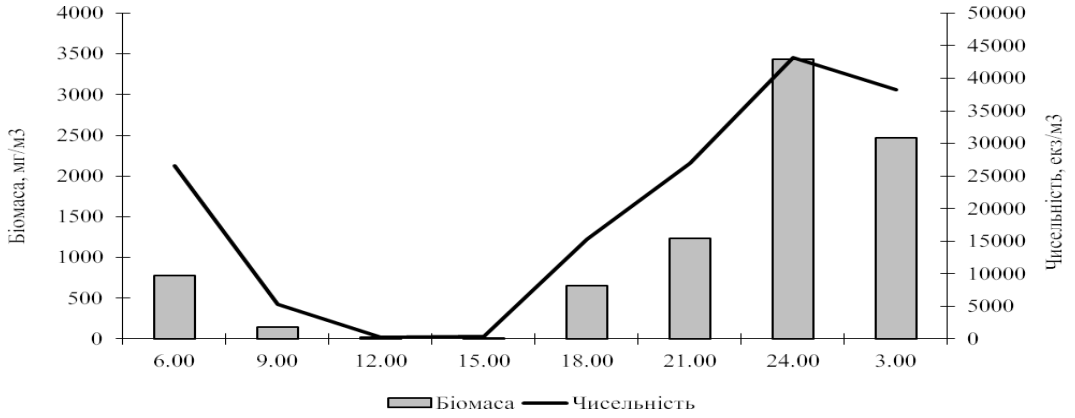


Рис. 4. Динаміка чисельності зоопланктону на поверхні озера Пісочне

Добовий розподіл чисельності та біомаси в глибинних шарах складніший. Тут немає такої чіткої закономірності. Відзначаємо три піки чисельності о 3.00, 9.00, та 21.00 год та один чітко виражений пік біомаси о 12.00 год (рис. 5).

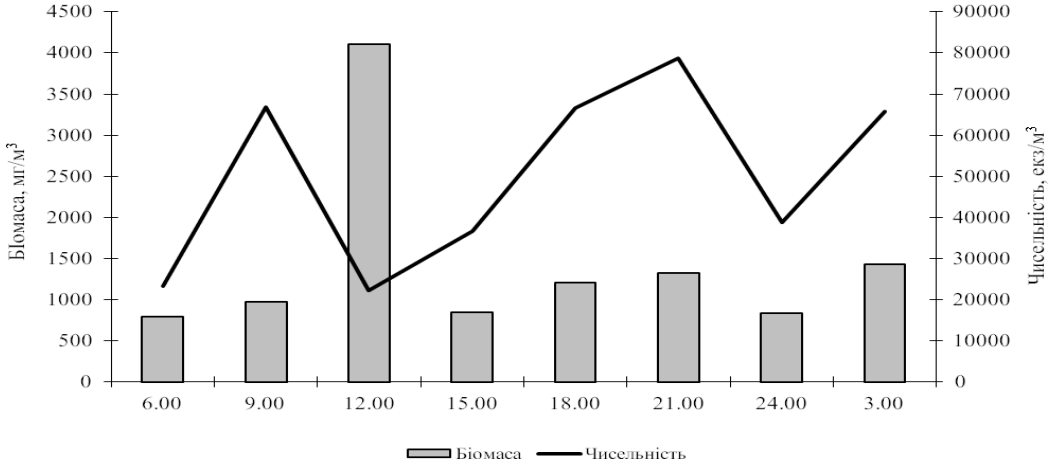


Рис. 5. Динаміка чисельності зоопланктону озера Пісочне на глибині 6 м

Співставивши ці дві графіки, можна стверджувати, що у період з 12.00 до 15.00 год зоопланктери розподілені в товщі води. З 15.00 год значна частина планктону мігрує на поверхню, а частина опускається вниз. З 21.00 год зоопланктон мігрує на поверхню і з 3.00 до 9.00 год опускається з поверхневих у глибинні шари.

Висновки

Протягом доби зоопланктери мігрують у товщі води, тому необхідно враховувати це під час відбору гідробіологічних проб. Враховуючи динаміку зоопланктерів протягом доби, для охоплення більшої кількості видів гідробіологічні проби в озері Пісочне на поверхні потрібно відбирати з 18.00 до 9.00 год. У глибинних шарах представленість видового складу завжди була високою, тобто матеріал можна відбирати у будь-який період доби. У товщі води найкраще відбирати матеріал з 9.00 до 15.00 год.

1. *Базаркина Л. А*. Сезонные и суточные вертикальные миграции планктонных ракообразных на пелагиали озера Азабачье / Л. А. Базаркина // Исследования водных биологических ресурсов Камчатки и северо-западной части Тихого океана: Сб. научных трудов. Вып. 7. − КамчатНИРО. − Петропавловск-Камчатский, 2004. − С. 103−110.
2. *Львович М. В*. Загальна характеристика ШНПП / М. В. Львович, А. Г. Горун // ШНПП. Наукові дослідження 1983–1993. – Світязь, 1994. – С. 4–19.
3. *Мантейфель Б. П.* Экологические и эволюционные аспекты поведения животных / Борис Петрович Мантейфель. – 1987. – 270 с.
4. *Назарук К. М.* Добова динаміка зоопланктону озера Пісочне Шацького національного природного парку / К. М. Назарук, О. Я. Думич, І. С. Хамар // Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку: матеріали наук. конф. (2−5верес. 2010 р.). – Львів: СПОЛОМ, 2010. – С. 48−52.
5. *Назарук К. М.* Структура угруповань зоопланктону озера Пісочне Шацького національного природного парку / К. М. Назарук, І. С. Хамар // Біологічні студії. − 2011. − Т. 5, № 1. − С. 131−140.

К. Назарук,. И. Хамар
Львовский национальный университет имени Ивана Франко, Украина

СУТОЧНАЯ ВЕРТИКАЛЬНАЯ ДИНАМИКА ЗООПЛАНКТОНА В ОЗЕРЕ ПЕСОЧНОЕ ШАЦКОГО НАЦИОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКА

Установлена суточная вертикальная динамика зоопланктона в озере Песочное. Вертикальное распределение зоопланктона в озере неравномерно. Отмечены различия в распределении зоопланктеров в поверхностных и глубинных слоях как по численности, так и по биомассе. Выявленные закономерности нужно учитывать при отборе гидробиологических проб.

Ключевые слова: зоопланктон, озеро, суточная динамика, вертикальное распределение, Шацкий национальний природный парк, водоем

K. Nazaruk, I. Khamar
Ivan Franko Lviv National University, Ukraine

DIURNAL VERTICAL DYNAMICS OF ZOOPLANKTON IN PISOCHNE LAKE SHATSK'S NATIONAL NATURE PARK

Established diurnal vertical dynamics of zooplankton in Lake Shortbread. Vertical distribution of zooplankton in Lake uneven. Marked differences in the distribution of zooplankton in surface and deep layers both in number and biomass. Revealed laws must be considered when selecting the hydrobiological samples.

Keywords: zooplankton, lake, diurnal dynamics, vertical distribution, Shatsky National Natural Park, water body

УДК 594.124:591.471.24:575.21

Е.А. НАУМ

Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова
Шампанский переулок, 2, Одесса, 65058, Украина

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ИЗУЧЕНИЯ МОРФОЛОГИИ РАКОВИНЫ РАЗНЫХ ФЕНОТИПИЧЕСКИХ ГРУПП ЧЕРНОМОРСКОЙ МИДИИ *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* ОДЕССКОГО МОРСКОГО РЕГИОНА

Изучены основные количественные и морфологические характеристики раковин разных фенотипических групп черноморской мидии *Mytilus galloprovincialis*. В исследуемом материале представлены мидии всех трёх фенотипических групп, составляющих, соответственно, 13%, 53% и 34% от общей численности моллюсков. Установлено, что вытянутость раковины не зависит от принадлежности мидии к тому или иному фенотипу. Обнаружено, что для фенотипической структуры поселения мидий в период исследований был характерен небольшой дефицит гетерозигот.

Ключевые слова: Mytilus galloprovincialis, фенотипические группы

Среди двустворчатых моллюсков в северо-западной части Чёрного моря широко распространена мидия *Mytilus galloprovincialis* (Lamark, 1819) – активный фильтратор морской воды, многочисленный компонент разных зооценозов. Мидия имеет широкое хозяйственное значение, поскольку является объектом промысла и марикультуры [3].

Анализ строения створок мидий Чёрного моря показал, что внешний органический слой (периостракум) – коричневый, однако основным источником вариаций окраски является цвет наружного призматического слоя раковины, обусловленный содержанием фиолетового пигмента. Поэтому, по особенностям распределения фиолетового пигмента во внешнем призматическом слое раковин мидий выделяют три фенотипические группы: F_a – в призматическом слое фиолетовый пигмент отсутствует; F_b – пигмент окрашивает весь призматический слой; F_c – пигмент локализован в виде радиальных полос, чередующихся с непигментированными зонами. Первые две формы интерпретируются как гомозиготные, последняя – как гетерозиготная [4].

Цель работы – исследовать основные морфологические характеристики раковин разных фенотипических групп черноморской мидии *M. galloprovincialis* Одесского морского региона.

Материал и методы исследований

Материалом для работы послужили мидии, собранные зимой 2014г. в Одесском морском регионе. Пробы собирали с пирсов при помощи скребка шириной 0,2 м. Площадь облова – 0,04 м^2. Обследован диапазон глубин от 2,5 м до поверхности. Всего собрано и зафиксировано 4%-ным раствором формалина 278 экземпляров мидий. Собранных моллюсков подвергли морфологическому анализу. Характеристиками служили длина (L, мм), высота, или ширина (H, мм) и выпуклость, или толщина (B, мм). Также рассматривали показатель формы раковины – вытянутость (H/L). Измерения проводились с помощью штангенциркуля с точностью до 0,1 мм.

Фенотип моллюсков устанавливали по характеру распределения фиолетового пигмента в наружном призматическом слое их раковин после удаления периостракума. Для этого створки мидий помещали в 10-15%-ный раствор щёлочи на несколько суток, после чего периостракум легко снимался мягкой щёткой.

Индекс дефицита гетерозигот (D) вычисляли по уравнению:

$$D = (H_o - H_c)/H_c ,$$

где H_o – число гетерозигот, обнаруженное в популяции; H_c – число гетерозигот, ожидаемое по уравнению Харди-Вайнберга [5]. Положительное значение D означает дефицит

гетерозигот, а отрицательное – их избыток. Соответствие фактических частот фенотипов теоретически ожидаемым частотам определяли по критерию χ^2 [2].

Количественные данные обрабатывались с помощью общепринятых методов вариационной статистики с вычислением средней арифметической (M), стандартной средней арифметической погрешности (m).

Результаты исследований и их обсуждение

В исследуемой выборке мидий обнаружены все три фенотипические группы. Наиболее многочисленна вторая (F_b) – 147 экз. Третья группа (F_c) была представлена 95 экз. Самой малочисленной оказалась первая группа – 36 экз. (табл.). То есть мидии первой-третьей групп составили, соответственно, 13%, 53% и 34% общей численности выборки моллюсков. Мы объясняем такое распределение предпочтением мидиями первой группы бóльших глубин, на что имеются и указания в литературе [1].

Как видно из таблицы, минимальная длина раковины моллюсков первой и третьей фенотипических групп отличается незначительно и равна, соответственно, 8,4 и 8,0 мм. Максимальные значения длины более сходна у второй и третьей фенотипических групп – 52,3 и 50,2 мм. Средняя длина раковин уменьшается от первой к третьей группе – от 31,1 до 24,8 мм.

Таблица

Количественная и размерная характеристика *M. galloprovincialis* Одесского морского региона

Изучаемые параметры	Характеристика		
Фенотипические группы	F_a	F_b	F_c
Количество особей, экз.	36	147	95
Длина раковины, мм (min-max)	8,4–42,4	11,5–52,3	8,0–50,2
Средняя длина раковины, мм (M ±m)	31,1±0,93	26,9±0,81	24,8±0,74
Высота раковины, мм (min-max)	5,5–20,9	6,7–28,1	5,0–26,3
Средняя высота раковины, мм (M ±m)	16,1±0,48	13,9±0,42	13,3±0,40
Толщина раковины, мм (min-max)	3,3–16,2	4,2–21,0	3,2–20,9
Средняя толщина раковины, мм (M ±m)	12,6±0,38	11,2±0,34	9,3±0,28
Отношение длины раковины к ширине, мм (min-max)	0,46–0,62	0,47–0,63	0,48–0,65

Аналогичная картина наблюдается и для усреднённых параметров высоты и толщины раковины моллюсков.

Минимальное и максимальное значения отношения высоты к длине раковины для всех фенотипических групп мидий практически одинаковы, соответственно, 0,46–0,48 и 0,62–0,65; таким образом, вытянутость раковин не зависит от фенотипа моллюска.

Индекс дефицита гетерозигот *D* положительный и составляет 0,07.

Выводы

В исследуемом материале представлены мидии всех трёх фенотипических групп, составляющих, соответственно, 13%, 53% и 34% от общей численности моллюсков.

1. Вытянутость раковины не зависит от принадлежности мидии к тому или иному фенотипу.
2. Для фенотипической структуры поселения мидий в период исследований был характерен небольшой дефицит гетерозигот.

1. *Киселёва М. И.* Бентос рыхлых грунтов Чёрного моря / М. И. Киселёва. – К.: Наукова думка, 1981. – 165 с.
2. *Рокитский П. Ф.* Введение в статистическую генетику / П. Ф. Рокитский. – Минск: Высшая школа, 1974. – 445 с.
3. *Супрунович А. В.* Культивируемые беспозвоночные. Пищевые беспозвоночные: мидии, устрицы, гребешки, раки, креветки / А. В. Супрунович, Ю. Н. Макаров. – К.: Наукова думка, 1990. – С. 12–57.
4. *Шурова Н. М.* Анализ фенотипичесой структуры поселений мидий Чёрного моря по окраске наружного призматического слоя их раковин / Н. М. Шурова, В. Н. Золотарёв // Мор. экол. журн. – 2008. – Т. **7**, № 4. – С. 88–97.
5. *Battaglia B.* Experimental studies on some genetic effects of marine pollution / B. Battaglia, P.M. Bisol, E. Rodino // Helgoländ. Meeres. – 1980. – Vol. 33, № 1-4. – P. 587–595.

Є.О. Наум
Одеський національний університет імені І. І. Мечникова, Одеса

ДЕЯКІ АСПЕКТИ ВИВЧЕННЯ МОРФОЛОГІЇ ЧЕРЕПАШКИ РІЗНИХ ФЕНОТИПОВИХ ГРУП ЧОРНОМОРСЬКОЇ МІДІЇ MYTILUS GALLOPROVINCIALIS ОДЕСЬКОГО МОРСЬКОГО РЕГІОНУ

Вивчено основні кількісні та морфологічні характеристики черепашок різних фенотипових груп чорноморської мідії *Mytilus galloprovincialis.* У досліджуваному матеріалі представлені мідії всіх трьох фенотипових груп, що складають, відповідно, 13%, 53% і 34% від загальної чисельності молюсків. Встановлено, що витягнутість черепашки не залежить від приналежності мідії до того чи іншого фенотипу. Виявлено, що для фенотипової структури поселення мідій в період досліджень був характерний невеликий дефіцит гетерозигот.

Ключові слова: Mytilus galloprovincialis, фенотипові групи

E.A. Naum
I.I. Mechnykov Odesa National University, Ukraine

SOME ASPECTS THE STUDY OF MORPHOLOGY THE SHELL DIFFERENT GROUPS PHEOTYPIC MUSSEL MYTILUS GALLOPROVINCIALIS OF ODESA REGION

Studied basic quantitative and morphological characteristics of the shells of different phenotypic groups mussel *Mytilus galloprovincialis*. In the material presented mussels all three phenotypic groups were, respectively, 13%, 53% and 34% of the total number of molluscs. It was found that the elongation of the shell does not depend on supplies mussels to a particular phenotype. Found that the phenotypic structure of settlements for mussels during the study period was characterized by a small deficit of heterozygotes.

Keywords: phenotypic groups, Mytilus galloprovincialis

УДК 581.19:582.232(58.036:581.132)

І.М. НЕЗБРИЦЬКА, А.В. КУРЕЙШЕВИЧ

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграду, 12, Київ, 04210, Україна

ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРНОГО ЧИННИКА НА ВМІСТ ФІКОБІЛІНОВИХ ПІГМЕНТІВ У *PHORMIDIUM AUTUMNALE* F. *UNCINATA* (C. AGARDH.) N. V. KONDRAT

Досліджено вплив різних температурних режимів культурального середовища – 20, 26, 32 та 38 °С на динаміку вмісту с-фікоеритрину, с-фікоціаніну та алофікоціаніну в біомасі *Phormidium*

autumnale f**.** *uncinata*. Встановлено, що зміни концентрації фікобілінових пігментів в клітинах досліджуваного виду Cyanoprokaryota є одним із механізмів його адаптації до дії високих температур.

Ключові слова: температурний чинник, с-фікоеритрин, с-фікоціанін, алофікоціанін, Cyanoprokaryota

Характерною особливістю представників Cyanoprokaryota (Cyanophyta, Cyanobacteria) є те, що крім хлорофілу та каротиноїдів, вони містять водорозчинні фотосинтетичні фікобілінові пігменти (або фікобіліпротеїни) – фікоеритрини, фікоціаніни та алофікоціаніни [2, 5]. Основною функцією цих пігментів є поглинання та передача енергії світла хлорофілу *a*. Їх смуги поглинання перекривають спектральну область 490–660 нм, в якій інші фотосинтетичні пігменти малоефективні [1]. Деякі автори вважають, що основна роль в уловлюванні енергії світла належить саме фікобіліпротеїнам [4, 6]. Як відомо, вміст та співвідношення цих пігментів сильно варіює у різних видів водоростей і залежить від зовнішніх чинників середовища [2]. Встановлено, що одним з найважливіших абіотичних чинників, який впливає на вміст фотосинтетичних пігментів в клітинах водоростей, є температура [5, 8]. У зв'язку з цим метою нашої роботи було дослідити вплив різної температури на концентрацію пігментів фікобілінового ряду – с-фікоеритрину (С-ФЕ), с-фікоціаніну (С-ФЦ) та алофікоціаніну (АФЦ) в біомасі *Phormidium autumnale* f**.** *uncinata*.

Матеріал і методи досліджень

Культуру *Ph. autumnale* f. *uncinata* (C. Agardh.) N.V. Kondrat. HPDP-36 вирощували на середовищі Фітцджеральда №11 в модифікації Цендера і Горхема за освітленості 3000 лк при різних температурних режимах: 20, 26, 32 та 38 °С. Тривалість вирощування становила 28 діб. Матеріал для аналізів відбирали на 14-ту та 28-му добу культивування. Вміст фікобілінових пігментів визначали спектрофотометричним, а суху масу – ваговим методами [3].

Результати досліджень та їх обговорення

Одержані дані засвідчують, що за температури 20 ºС у *Ph. autumnale f. uncinata* на 14-ту добу росту вміст С-ФЕ складав 1,6 мг/г с. м., С-ФЦ – 2,7 мг/г с. м., та АФЦ – 3,2 мг/г с. м. Разом з тим на 28-му добу культивування за даних температурних умов концентрація цих фікобіліпротеїнів у ціанопрокаріоти була 1,2, 2, 1,8 мг/г с. м. відповідно. Отже, зі збільшенням віку культури вміст фікобілінових пігментів в біомасі *Ph. autumnale f. uncinata* за дії 20 ºС суттєво зменшився. Аналогічна тенденція спостерігалася і при вирощувані досліджуваного виду Cyanoprokaryota за температури 26 ºС. Проте, в умовах впливу даного температурного режиму порівняно з 20 ºС було відмічено вірогідне збільшення концентрації фікобіліпротеїнів, як на 14-ту, так і на 28-му добу росту культури. Так, вміст С-ФЕ при 26 ºС в порівнянні з 20 ºС на 14-ту добу культивування зріс у 1,4 рази, а С-ФЦ та АФЦ – у 1,5 і 1,3 рази відповідно (рис.).

На 28-у добу росту культури за цих температурних умов було відмічене більш суттєве підвищення вмісту досліджуваних пігментів: С-ФЕ та АФЦ – у 1,6 рази, а С-ФЦ – у 1,7 рази відносно значень, зафіксованих при 20 ºС. Значне зростання концентрації фікобілінових пігментів в біомасі *Ph. autumnale* f**.** *uncinata* за впливу температури 26 ºС порівняно з 20 ºС, на нашу думку, можна пояснити тим, що остання не є оптимальною температурою росту досліджуваної ціанопрокаріоти.

За умов впливу температури 32 ºС на експоненціальній фазі росту культури мікроводорості вміст фікобіліпротеїнів наближався до значень, що були зафіксовані при 20 ºС, проте був нижчим, ніж при 26 ºС. Так, встановлено, що у відповідь на дію досліджуваного температурного режиму в порівнянні з 26ºС концентрація С-ФЕ була меншою у 1,3 рази, а фікоціанінів – С-ФЦ та АФЦ – у 1,2 рази, що очевидно, обумовлено або зниженням синтезу цих пігментів, або їх руйнуванням. Згідно M. Ayyarajuetal [4] за дії несприятливих чинників середовища у ціонопрокаріот відбувається руйнування фікобіліпротеїнів, яке супроводжується вивільненням незамінних амінокислот для синтезу білку, що, в свою чергу, є необхідним для підтримання метаболічної активності клітин в цих умовах.

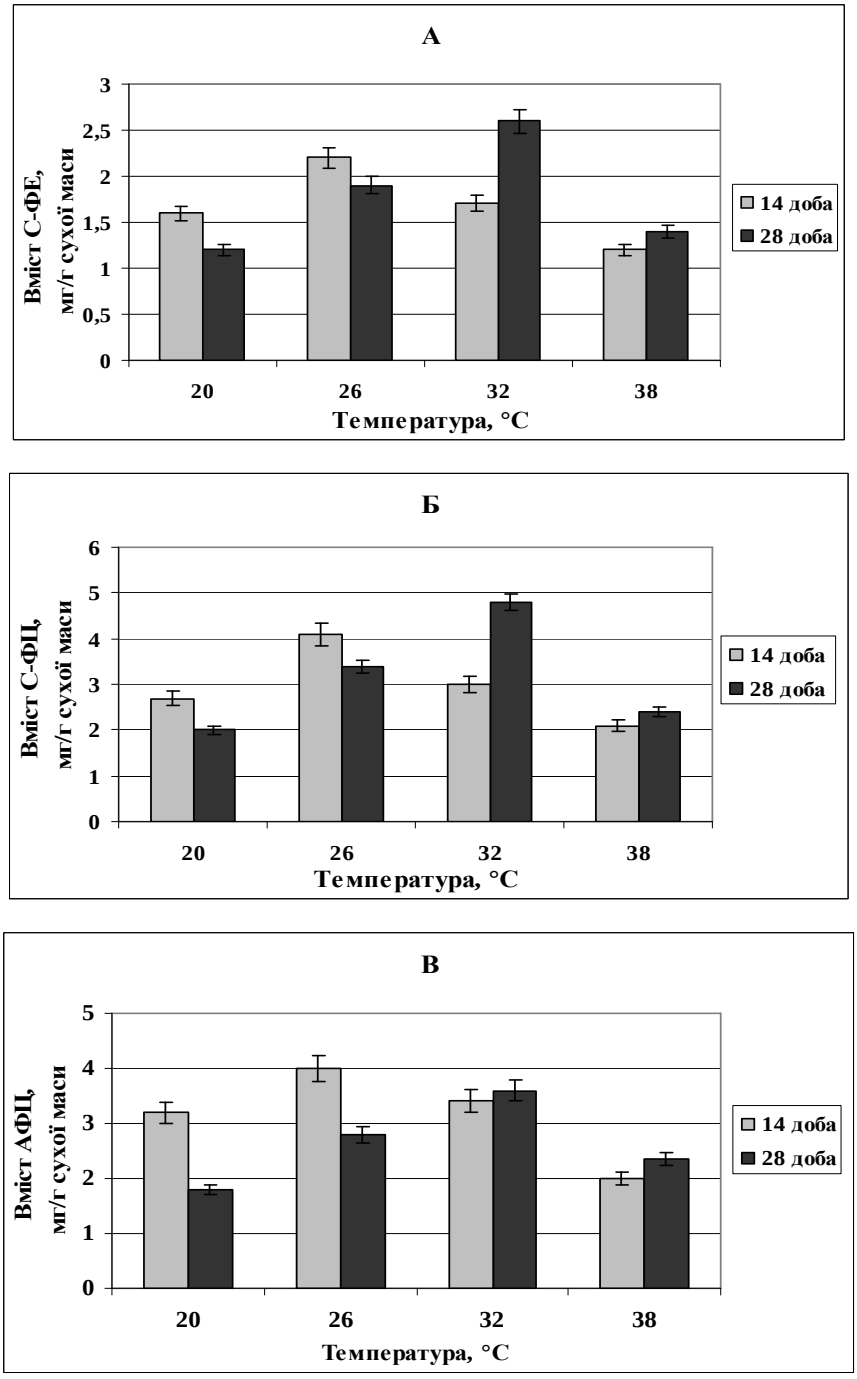


Рис. Зміни вмісту фікобілінових пігментів в біомасі Ph. autumnale f. uncinata за впливу різних температур: А – с-фікоеритрин; Б – с-фікоціанін; В – алофікоціанін

Слід відмітити, що на 28-му добу росту культури *Ph. autumnale* f*. uncinata* за температури 32 ºС спостерігалася тенденція до зростання вмісту фікобілінових пігментів відносно значень, зафіксованих як за впливу 20 ºС, так і 26 ºС. Так, за дії даного температурного режиму порівняно з 20 ºС концентрація С-ФЕ, С-ФЦ та АФЦ підвищилася у 2,2, 2,4 та 2,0 рази, відповідно. Разом з тим порівняно з даними, що були відмічені при 26 ºС, вміст цих фотосинтетичних пігментів за досліджуваних температурних умов був вищим лише у 1,4, 1,4 та 1,3 рази, відповідно. Як відомо, фікобіліпротеїни характеризуються сильними антиоксидантними властивостями [6, 7]. Тому збільшення вмісту цих пігментів в клітинах

ціанопрокаріоти на більш пізній стадії її росту у відповідь на дію температури 32 ºС може бути пов'язане з їх участю в реакціях захисту до впливу даних температурних умов.

Щодо температури 38 ºС, то вона зумовлювала в порівнянні з іншими досліджуваними температурними режимами (20, 26 та 32 ºС) значне зниження вмісту С-ФЕ, С-ФЦ та АФЦ на 14-ту добу культивування. Виявлено, що на 28-му добу росту за цих температурних умов величини вмісту фікобіліпротеїнів в культурі наближалися до значень, що були зафіксовані при 20 ºС.

Важливо відмітити, що в умовах впливу температур 32 та 38 ºС, на відміну від 20 та 26 ºС, вміст фікобіліпротеїнів у старішої за віком культури був вищим, ніж у молодої. Одержані результати дають підстави стверджувати, що зміни вмісту фікобілінових пігментів в клітинах *Ph. autumnale* f**.** *uncinata* є одним із механізмів його адаптації до впливу різних температурних умов.

Висновки

Температурний режим культивування суттєво впливає на вміст фікобілінових пігментів в біомасі *Ph. autumnale* f**.** *uncinata*.

Найвищий вміст с-фікоеритрину, с-фікоціаніну та алофікоціаніну спостерігається за впливу температур 26 та 32 ºС.

Дія екстремально високої температури (38 ºС) призводить до суттєвого зменшення концентрації фікобіліпротеїнів в клітинах ціанопрокаріоти.

Зміни вмісту фікобілінових пігментів у *Ph. autumnale* f**.** *uncinata* (його збільшення на 28-у добу із підвищенням температури з 20 до 26 та 32 ºС та зменшення за температури 38 ºС) можна розглядати як один з механізмів адаптації досліджуваної ціанопрокаріоти до дії високих температур.

1. *Гудвилович И. Н.* Влияние условий культивирования на рост и содержание фикобилипротеинов красной микроводоросли *Porphyridium purpureum* (обзор) / И. Н. Гудвилович // Экология моря. – 2010. – Спец. вып. 81. – С. 28–36.
2. *Лось С. И.* Влияние мочевины на спектральные свойства фикобилиновых пигментов водорослей / С. И. Лось // Альгология. – 2009. – Т. 19, № 1. – С. 25–33.
3. *Методы* физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / Л. А. Сиренко, А. И. Сакевич, Л. Ф. Осипов [и др.]. – К.: Наукова думка, 1975. – 247 с.
4. *Ayyaraju M.* Structural organization and functions of phycobiliproteins in Cyanobacteria / M. Ayyaraju, S. D. S. Murthy, R. Prasanna // Int. J. Plant, Animal & Environ. Sci. – 2013. – Vol. 2, № 2. – P. 9–17.
5. *Kumar M.* Growth and biopigment accumulation of cyanobacterium *Spirulina platensis* at different light intensities and temperature / M. Kumar, J. Kulshreshtha, G.P.Singh // Braz. J. Microbiol. – 2011. – Vol. 42, № 3. – P. 1128–1135.
6. *Pandey V. D.* Biotechnological applications of cyanobacterial phycobiliproteins / V. D. Pandey, A. Pandey, V. Sharma // Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci. – 2013. – Vol. 2, № 9. – P. 89–97.
7. *Pumas C.* Thermostablility of phycobiliproteins and antioxidant activity from four thermotolerant cyanobacteria / C. Pumas, P. Vacharapiyasophon, Y. Peerapornpisal [et al.] // Phycol. Res. – 2011. – Vol. 59, № 3. – P. 166–174.
8. *Rafiqul islam Md.* Influence of temperature on growth and biochemical composition of *Spirulina platensis* and *S. fusiformis* / Md. Rafiqul islam,A.Hassan, G.Sulebele et al. // Iranian Int. J. Sci. – 2003. – Vol. 4, № 2. – P. 97–106.

И.Н. Незбрицкая, А.В. Курейшевич
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ВЛИЯНИЕ ТЕМПЕРАТУРНОГО ФАКТОРА НА СОДЕРЖАНИЕ ФИКОБИЛИНОВЫХ ПИГМЕНТОВ У *PHORMIDIUM AUTUMNALE* F. UNCINATA (C. AGARDH.) N.V. KONDRAT

Исследовано влияние разных температурных режимов культуральной среды (20, 26, 32 и 38 °С) на содержание с-фикоэритрина, с-фикоцианина и алофикоцианина в биомассе *Phormidium autumnale* f. *uncinata*. Установлено, что изменения концентрации фикобилипротеинов в клетках

исследованного вида Cyanoprokaryota является одним из механизмов его адаптации к воздействию высоких температур.

Ключевые слова: температура, с-фикоэритрин, с-фикоцианин, алофикоцианин, Cyanoprokaryota

I.N. Nezbritskaya, A.V. Kureyshevich
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

INFLUENCE OF TEMPERATURE FACTOR ON THE CONTENT OF PHYCOBILIN PIGMENTS IN PHORMIDIUM AUTUMNALE F. UNCINATA (C. AGARDH.) N.V. KONDRAT.

The effect of different temperature regimes of the culture medium (20, 26, 32 and 38 °C) on the content of c-phycoerythrin, c-phycocyanin and allophycocyanin in biomass of *Phormidium autumnale* f. *uncinata* was investigated. It has been found that the changes in the concentrations of phycobiliproteins in the cells of investigated specie of Cyanoprokaryota is one of the mechanisms of its adaptation to the influence of elevated temperatures.

Keywords: temperature, c-phycoerythrin, c-phycocyanin, allophycocyanin, Cyanoprokaryota

УДК 597.6

О.Д. НЕКРАСОВА

Институт зоологии НАН Украины
ул. Б. Хмельницкого, 15, Киев, 01601

НАПРАВЛЕНИЯ МОНИТОРИНГА АМФИБИЙ ВОДНО-БОЛОТНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Предложено несколько оригинальных методических подходов для биомониторинга водно-болотных экосистем. Для проведения исследований представлены примеры использования различных программ (в том числе и компьютерных), которые могут помочь в работе. Разработаны схемы для мониторинга, экспресс-оценки и классификаций аномалий у амфибий.

Ключевые слова: мониторинг, амфибии, биоиндикация, окружающая среда

Большинство изменений в окружающей среде связанно с влиянием различных факторов антропогенного характера. Причем эти изменения могут иметь негативный характер как для природы в целом, так и для здоровья человека. Так, начиная с середины 90-ых гг. XX ст. во всем мире появились многочисленные сообщения о сокращении численности амфибий и о встречах животных с аномалиями, поскольку они особенно чувствительны к загрязнению окружающей среды. Поэтому эти сообщения в странах Америки и Европы привели к необходимости в создании специальных мониторинговых программ и организаций (Amphibian Research and Monitoring Initiative (ARMI), The North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP), The National Wildlife Health Center – Amphibian Malformation and Decline и др.). В связи с этим нашей задачей было разработка универсальных методических подходов для проведения мониторинга амфибий ВБУ Украины.

Материал и методы исследований

На протяжении 15 лет (2000-2014 гг.) нами проводились мониторинговые исследования водно-наземных комплексов животных ВБУ Среднего Приднепровья. Основой для данной работы послужил материал, собранный из 114 локалитетов Среднего Приднепровья – 4708 (генетически идентифицированы 3179) экземпляров зеленых лягушек *Pelophylax esculentus* complex [2].

Результаты исследовний и их обсуждение

Для создания и проведения мониторинга животных нами предложена следующая общая блок-схема (рис. 1), которая включает 5-6 этапов от планирования мониторинга к предоставлению рекомендаций, как по видам и территориям, так и по проведению мониторинга.



Рис. Схема проведения мониторинговых исследований позвоночных животных.

1. Подготовительный этап (планирование исследований).

Сначала разрабатываются стратегические и тактические основы исследования: цель, задачи, подбираются методы. Полевым исследованиям предшествует картографирование территории и предварительное описание. Это возможно с помощью ГИС технологий (Google Earth; NextGIS, OpenStreetMap и др.). Для моделирования элементов гидросистем возможно использование программы SAGA. Предварительное создание формуляров позволяет сделать описание биотопа: абиотических (в т.ч. гидрохимию) и биотических факторов (растения и животные).

2. Сбор материала и информации.

Сбор информации и литературы помогает не только сформулировать актуальность проблемы, но и выявить недостающие элементы для исследований и материал для сравнения. Эта информация помогает создавать формуляры прямо в гаджетах на месте исследований, фиксируя: состояние биотопа, объекта, их фотографии, акустические данные, треки (точки) и используя приложения: картографические (OziExplorer, NextGIS); синоптические (виджеты погоды) для ведения протокола.

3. Формирование Баз Данных (БД) и коллекций.

Все собранные данные и протоколы необходимо конвертировать или записывать в базу данных, которую можно создавать в универсальных программах (Excel, Access) и в ГИС

программах (реляционные базы данных - OziExplorer и др.). При этом возможно формировать электронные коллекции фотоматериалов и отбор материала для генетических исследований (ДНК анализа и электрофореза) для изучения животных прижизненно.

4. Обработка данных, моделирование и прогноз.

В зависимости от цели исследований собранные данные подлежат статистической обработке (программы STATISTICA, SPSS, PAST, R, MorphoJ, ImageJ, Vidana). Пространственные данные используют для ГИС анализа, визуализации пространственных проектов-моделей и моделирования (MapInfo, DivaGis, QGIS, MAXENT, DivaGis [8]).

5. Рекомендации.

Практическим результатом исследований являются рекомендации, которые помогут сохранить животных и их местообитания, предвидеть последствия при изменении климата, состояния окружающей среды.

Мониторинговые исследования имеют три основных составляющих: наблюдение, оценку и прогноз. Все мониторинговые программы можно разделить на те, что [5]:

1. Связаны с инвентаризацией всех видов животных и их состоянием, например: полная инвентаризация видов («начало отсчета - 0»).

2. Направлены на решение специфических, наиболее актуальных мониторинговых заданий.

К последним, например, относятся исследование приоритетных видов: мониторинг редких видов, для выяснения причин их сокращения; мониторинг состояния популяций животных, где были обнаруженные аномалии (биоиндикация) и др.

Мониторинговые программы могут проводиться на разных уровнях организации экосистем по структурно-функциональным биологическим признакам («учет изменений»). Поэтому их используют для изучения влияния состояния окружающей среды на структурные элементы биосистем. Патологические и абномальные проявления у животных на молекулярно-генетическом, тканевом (метод морфо-физиологических индикаторов), индивидуальном (нарушения во время онтогенеза) и популяционном уровнях у амфибий были описаны нами ранее [6].

Самым оптимальным, с нашей точки зрения, является оценка состояния конкретных ландшафтов не только за счет его биоразнообразия и численности редких видов батрахофауны, но и благодаря состоянию и изменению основных структурных показателей популяций фоновых видов животных. Наиболее чувствительные виды, которые проводят большую часть своего времени в воде – это представители зеленых лягушек *Pelophylax esculentus* complex: *Pelophylax ridibundus*, *P. lessonae* и их гибриды - *P. kl. esculentus* [2-3]. Численность, возрастной состав и соотношение полов представителей этого комплекса является хорошим показателем состояния водных биотопов. Так, отсутствие личинок, или небольшое количество молодняка может свидетельствовать о плохом состоянии биотопа. Но самым оптимальным является использование для биоиндикации окружающей среды морфологических методов и подходов. Снижение эффективности гомеостаза приводит к появлению отклонений от нормального строения различных морфологических признаков, обусловленных нарушением развития [1].

Нами разработан в соответствии с мировой практикой и опубликован ключ классификации аномалий у амфибий [4]. Он включает в себя аномалии: головы, конечностей, позвоночника, кожи, внутренних органов у животных. У зеленых лягушек *Pelophylax esculentus* complex из 114 локалитетов (ВБУ) Киева и области [2; 3; 4] зарегистрировано следующие типы морфологических аномалий (n = 1302): аномалии конечностей (около 2,2±0,4%), внутренних органов, прежде всего органов размножения (1,3±0,3%), головы (в т.ч. органов зрения; 0,3±0,2%) и кожи (0,7±0,3%). Впервые, для территории Украины было выявлено случай массовой полимелии у сеголеток озерной лягушки с изолированной популяции Киева (ур. Кинь Грусть). В 2001 г. найдено до 35% из 65 исследованных озерных лягушек [7].

Выводы

Таким образом, мониторинговые исследования амфибий природных и антропогенных территорий могут быть направлены, не только на изучение биоразнообразия животного мира,

но и на выявления патологических изменений в окружающей среде (биоиндикацию). Так, самыми результативными для экспресс-оценки окружающей среды могут быть следующие методы и подходы: учет численности амфибий разных возрастных групп лягушек, соотношение полов; морфологический подход – флуктуирующая асимметрия (бальные или числовые оценки), проявление дорсально-медиальной полосы, появление особей с аномалиями. Применение биоиндикационных методов позволяет выявить информацию, которую невозможно получить традиционными инструментальными средствами.

1. *Здоровье среды*: методика оценки (Оценка состояния природных популяций по стабильности развития: методическое руководство для заповедников) / В. М. Захаров, А. С. Баранов, В. И. Борисов, А. В. Валецкий [др.]. – М.: Центр экологической политики России. Центр здоровья среды, 2000. – 68 с.
2. *Некрасова О. Д.* Структура популяцій та гібридизація зелених жаб *Rana esculenta* complex урбанізованих територій Середнього Придніпров'я : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спеціальність 03.00.08 – Зоологія / О. Д. Некрасова. – Київ, 2002. – 21 с.
3. *Некрасова О. Д.* Оцінка стану навколишнього середовища за допомогою видів-біоіндикаторів на прикладі амфібій / О. Д. Некрасова // Сучасні проблеми біології, екології та хімії : межнар. науч.-техн. конф. (3-5 окт. 2007 г.) : тези докл. – Запоріжжя, 2007. – С. 184–186.
4. *Некрасова О. Д.* Классификация аномалий бесхвостых амфибий / О. Д. Некрасова // Праці Українського Герпетологічного товариства. – К.: Зоомузей НАН України, 2008. – № 1.– С. 55–58.
5. *Некрасова О. Д.* Основные этапы и программы мониторинговых исследований на примере амфибий и рептилий / О. Д. Некрасова // Зоологічна наука у сучасному суспільстві : мат. всеукр. наук. конф. 175-рр. (15-18 вер. 2009 р.). – Київ-Канів, 2009. – С. 334–338.
6. *Некрасова О. Д.* Структурно-функциональные изменения у животных (*Amphibia*) на различных уровнях организации в трансформированных экосистемах / О. Д. Некрасова, Ю. М. Сытник, Н. М. Акуленко, С. Ю. Морозов-Леонов // Биоразнообразие и роль животных в экосистемах : IV межнар. науч.-техн. конф. (9-12 жовт. 2007 р.) : тез. докл. – Днепропетровск, 2007 – С. 389–390.
7. *Некрасова О. Д.* Случай массовой полимелии у озерных лягушек (*Rana ridibunda* Pall., 1771) Киева / О. Д. Некрасова, С. В. Межжерин, С. Ю. Морозов-Леонов, Ю. М. Сытник // Наук. вісник Ужгородського університету. Серія Біологія. – 2007. – Вип. 21. – С. 92–95.
8. *Титар В. М.* Аналіз ареалів у видів: підхід, заснований на моделюванні екологічної ніші / В. М. Титар // Вестник зоологи. – 2011. – № 25. – 96 с.
9. *Measuring and monitoring* biological diversity–Standard methods for amphibians / W. R. Heyer, M. A. Donnelly, R. W. McDiarmid, L.-A. C. Hayek and M. S. Foster, eds. – Washington: D. C. Smithsonian Institution Press, 1994. – 364 p.
10. *Weir L. A.* Modeling anuran etection and site occupancy on North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP) routes in Maryland / L. A. Weir, J. A. Royle, P. Nanjappa, R. E. Jung // J. Herpetology. – 2005. – Vol. 39, № 4. – P. 627–639.

О.Д. Некрасова
Інститут зоології імені І. І. Шмальгаузена НАН України, Київ

НАПРЯМИ МОНІТОРИНГУ АМФІБІЙ ВОДНО-БОЛОТНИХ ЕКОСИСТЕМ

Запропоновано декілька оригінальних методичних підходів для біомоніторингу водно-болотних екосистем. Для проведення досліджень наводяться приклади використання різних програм (у тому числі комп'ютерних), які можуть допомогти в роботі. Розроблено схеми для моніторингу, експрес-оцінки та класифікації аномалій у амфібій.

Ключові слова: моніторинг, амфібії, біоіндикація, навколишнє середовище

O.D. Nekrasova
I.I. Schmalhausen Institute of Zoology of NAS of Ukraine, Kyiv

DIRECTIONS FOR MONITORING WETLAND ECOSYSTEMS, AS EXEMPLIFIED BY AMPHIBIANS

Several original methodological approaches have been proposed for biomonitoring aquatic systems. For research purposes examples are given of the use of various programs (including computer software) that can helpful.

A workflow chart has been elaborated for monitoring, rapid assessment and classification of amphibians anomalies.

Keywords: monitoring, amphibians, bioindication, environment

УДК 582.252(262.5)

С.Е. НИКОНОВА

Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРОСТРАНЕНИЕ ЦИСТ ДИНОФЛАГЕЛЛЯТ В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

Пятнадцать морфотипов цист динофитовых водорослей было обнаружено в пробах донных отложений в северной части Черного моря. Идентифицировано двенадцать видов, относящихся к 8 родам. Наиболее распространенными были цисты *Scrippsiella trochoidea, Gymnodinium nolleri, Pentapharsodinium dalei* и *Gonyaulax* sp. Четыре вида динофлагеллят до настоящего времени не были отмечены в планктоне Черного моря: *Alexandrium* cf. *taylori*, *Scrippsiella precaria, Scrippsiella lacrymosa, Gymnodinium nolleri.* Цисты *S. trochoidea* были широко распространены в районе исследований и доминировали на большинстве станций.

Ключевые слова: цисты динофлагеллят, распространение, вселенцы, Черное море

Для многих видов динофитовых водорослей характерны сложные циклы развития, включающие покоящиеся стадии. Цисты динофлагеллят длительное время сохраняют жизнеспособность, они обладают высокой устойчивостью к физическим и химическим воздействиям, способны выдерживать анаэробные условия и прорастать через значительные промежутки времени.

В последние десятилетия возрос интерес к цистам динофлагеллят. Во многих странах проводят исследования цист водорослей токсичных видов и потенциально опасных видов, вызывающих «цветение» воды, а также видов-вселенцев. Изучение пространственного распределения и численности цист необходимо для экологических и мониторинговых исследований.

Целью работы было исследование видовой структуры и пространственного распределения цист динофитовых водорослей в северной части Черного моря.

Материал и методы исследований

Материал был собран в 70 рейсе НИС «Профессор Водяницкий» на внешней границе черноморского шельфа Крыма и в северо-западной части Черного моря в августе 2011 г. Сбор проб донных отложений проводили с использованием дночерпателя «Океан» на 30 станциях в диапазоне глубин 11 – 756 м. До исследования материал хранили в холодильнике при температуре не выше 4 °С. Идентификацию цист динофлагеллят проводили на нефиксированном материале под световым микроскопом при 80^x – 400^x-кратном увеличении, основываясь на работы различных авторов [3]. При необходимости использовали метод проращивания в лабораторных условиях. Численность цист рассчитывали в экземплярах на 1 грамм сухого веса донных отложений.

Результаты исследований и их обсуждение

В донных отложениях выявлено 15 морфотипов цист динофитовых водорослей (12 определены до вида), относящихся к 8 родам, 4 семействам, 3 порядкам (табл. 1). Больше всего видов отмечено в родах *Scrippsiella* и *Alexandrium* (по 3 вида).

У берегов Крыма обнаружены цисты 6 видов, в северо-западной части Черного моря (СЗЧМ) – 13 видов. При этом во всех исследованных районах присутствовали и доминировали

по численности цисты *Scrippsiella trochoidea* (средняя частота встречаемости 73,3%), потенциально опасного вида-космополита, способного вызывать вредоносное «цветение» воды [2].

Таблица 1

Таксономический состав цистообразующих видов динофлагеллят и пространственное распределение цист в донных отложениях северной части Черного моря (70-м рейс НИС «Профессор Водяницкий», август 2011 г.).

Таксоны	Крым			СЗЧМ			
	Зап.	Ялта	Вост.	БФП	ОР	Карк.	МФП
Alexandrium affine (H.Inoue & Y.Fukuyo) Balech 1995				+			
Alexandrium cf. *taylori* Balech, 1994		+	+				
Alexandrium sp.			+		+		
Gonyaulax spinifera (Claparède & Lachmann, 1859) Diesing, 1866			+			+	
Gonyaulax sp.				+	+	+	
Gymnodinium nolleri M.Ellegaard & Ø.Moestrup 1999				+	+	+	
Pentapharsodinium dalei Indelicato & Loblich, 1986			+	+		+	
Pentapharsodinium tyrrhenicum (Balech) Montresor, Zingone & Marino 1993				+		+	+
Peridinium cinctum (O.F.Müller) Ehrenberg 1832				+	+	+	
Scrippsiella lacrymosa J.Lewis 1991		+					
Scrippsiella precaria M.Montresor & A.Zingone 1988					+		
Scrippsiella trochoidea (Stein) Balech ex Loeblich III 1965	+	+	+	+	+	+	+
Diplopsalis lenticula Bergh 1881						+	
Protoperidinium conicoides (Paulsen) Balech 1973					+	+	
Protoperidinium sp.				+			
Всего	1	3	5	8	7	9	2

Обозначения: Зап. – западное побережье, Ялта – разрез напротив г. Ялта, Вост. – юго-восточное побережье, СЗЧМ – северо-западная часть Черного моря, БФП – филлофорное поле Зернова, ОР – Одесский регион, Карк. – Каркинитский залив, МФП – малое филлофорное поле

У крымского побережья численность цист колебалась от 0 до 740 экз.·г$^{-1}$ сухого грунта, наиболее распространенными были цисты *S. trochoidea* и *Alexandrium* cf. *taylori* – частота встречаемости соответсвенно 72,7% и 27,3%, другие виды встречались редко.

В северо-западной части Черного моря (СЗЧМ) видовой состав богаче и численность цист динофитовых водорослей значительно больше, чем в прибрежных районах Крыма, при этом также выявлена неоднородность в их распределении (рисунок). Высокая численность отмечена в центральной части Каркинитского залива (средняя численность 1580±295 экз.·г$^{-1}$, максимальная – 1870 экз.·г$^{-1}$) и в Одесском регионе (745±425 экз.·г$^{-1}$ и 1230 экз.·г$^{-1}$, соответственно). Наиболее распространенными, вместе с *S. trochoidea* (частота встречаемости – 74,2%), были цисты видов *Gymnodinium nolleri*, *Pentapharsodinium dalei* и *Gonyaulax* sp. (частота встречаемости – по 33,3%), другие виды отмечены в 1 – 3 пробах.

Предыдущие исследования в Одесском и Тендровском регионах показали особенности таксономического состава и распределения цист в донных отложениях разного типа [1]. В районе филлофорного поля Зернова и малого филлофорного поля грунты представлены преимущественно ракушей и песком в разных соотношениях, что повлияло на особенности распределения цист в этих районах (рис.).

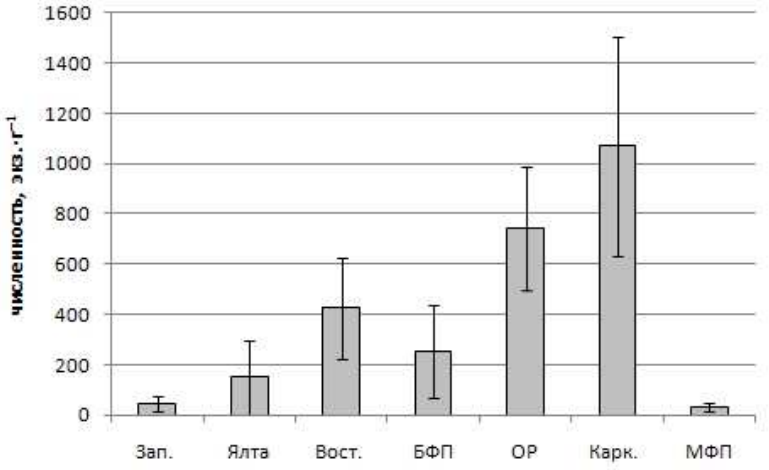


Рис. Средние значения численности цист (экз.·г−1) в прибрежных водах Крыма и в северо-западной части Черного моря. Обозначения: см. в таблице.

Индекс общности видов Серенсена, рассчитанный для прибрежных вод Крыма и СЗЧМ, составил 0,42. Наибольшее сходство видового состава выявлено между филлофорным полем Зернова и Каркинитским заливом – 0,71 и между Одесским регионом и Каркинитским заливом – 0,63.

В ходе исследования в донных отложениях отмечены цисты новых для Черного моря видов: *Alexandrium affine*, *Alexandrium* cf. *taylori*, *Scrippsiella precaria*, *Scrippsiella lacrymosa* и *G. nolleri*. Цисты *A. affine* были впервые выявлены в донных отложениях Одесского порта в 2003 г., этот вид также зарегистрирован в планктоне у побережья Болгарии. Виды рода *Alexandrium* продуцируют сакситоксин, яд нервно-паралитического действия (Paralytic shellfish poisoning – PSP).

Появление цист этих видов в Черном море может служить первым признаком их акклиматизации, и, таким образом, возможно их распространение при благоприятных условиях.

Выводы

Исследования, выполненные в 70-м рейсе НИС «Профессор Водяницкий», впервые позволили выявить видовой состав и пространственное распространение цист динофитовых водорослей и оценить их количество в поверхностном слое донных отложений от Днепро-Бугского лимана до Керченского пролива. Были выявлены цисты видов динофитовых водорослей, новых для Черного моря, среди которых есть потенциально токсичные.

1. *Никонова С. Е.* Цисты динофитовых водорослей Одесского и Тендровского регионов северо-западной части Черного моря / С. Е. Никонова // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. “Гідроекологія”. – 2010. – № 3 (44). – С. 190–192.
2. *Рябушко Л. И.* Атлас токсичных микроводорослей Черного и Азовского морей / Л. И. Рябушко – Севастополь, 2003. – 142 с.
3. *Matsuoka K.* Technical guide for modern dinoflagellate cyst study / K. Matsuoka, Y. Fukuyo // Asian Natural Environmental Science Center. – WESTRAC-HAB/WESTRAC/IOC, 2000. – 187 p.

С.Е. Ніконова
Інститут морської біології НАН України, Одеса

ПРОСТОРОВЄ ПООШИРЕННЯ ЦИСТ ДИНОФЛАГЕЛЯТ В ПІВНІЧНОЇ ЧАСТИНІ ЧОРНОГО МОРЯ

П'ятнадцять морфотипов цист динофітових водоростей було знайдено в пробах донних відкладень в північній частині Чорного моря. Ідентифіковано дванадцять видів, що відносяться до 8 родів. Найбільш поширеними були цисти *Scrippsiella trochoidea*, *Gymnodinium nolleri*,

Pentapharsodinium dalei і Gonyaulax sp. Чотири види динофлагелят до теперішнього часу не були відзначені в планктоні Чорного моря: *Alexandrium* cf. *taylori, Scrippsiella precaria, Scrippsiella lacrymosa, Gymnodinium nolleri.* Цисти *S. trochoidea* були широко поширені в районі досліджень і домінували на більшості станцій.

Ключові слова: цисти динофлагелят, поширення, вселенці, Чорне море

S.E. Nikonova
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

SPATIAL DISTRIBUTION OF DINOFLAGELLATES CYSTS IN THE NORTHERN BLACK SEA

Fifteen different dinoflagellate cyst morphospecies were found in sediment samples collected in northern part of the Black Sea. Twelve cysts representing 8 genera were identified to the species level. The most common cysts were *Scrippsiella trochoidea, Gymnodinium nolleri, Pentapharsodinium dalei* and *Gonyaulax* sp. Four of the dinoflagellate species have not previously been recorded as motile cells in the Black Sea: *Alexandrium* cf. *taylori, Scrippsiella precaria, S. lacrymosa, Gymnodinium nolleri. S. trochoidea* cysts were widely distributed and dominated in many localities in the study area.

Keywords: dinoflagellate cysts, distribution, non-indigenous species, Black Sea

УДК 574.583:621.311.25(285.33)

Т.Н. НОВОСЕЛОВА, Ю.Ф. ГРОМОВА, А.А. ПРОТАСОВ

Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ГЕТЕРОГЕННОСТЬ ПЛАНКТОНА В ТЕХНО-ЭКОСИСТЕМЕ АЭС

Рассмотрены особенности пространственного распределения фито- и зоопланктона водной части техно-экосистемы Хмельницкой АЭС. Гетерогенность планктона была обусловлена неоднородностью термических и гидродинамических условий в периоды работы энергоблоков АЭС. Существенное влияние на динамику водных масс, а значит и на распределение планктона в водоеме-охладителе, оказывали ветровые течения. Более однородный планктон был отмечен в рамках круговоротов и потоков, которые формируются в водоеме-охладителе при разных ветровых ситуациях. Фитопланктон изолированных литоральных участков в качественном и количественном отношениях существенно отличался от такового пелагиали. Зоопланктон в большей степени, чем фитопланктон реагировал на транспорт воды через каналы.

Ключевые слова: фитопланктон, зоопланктон, техно-экосистема АЭС, гетерогенность, водоем-охладитель, каналы.

Пространственное распределение планктона в водоемах техно-экосистем АЭС определяется многими причинами. Помимо природных факторов, конструкция и режим эксплуатации водоемов-охладителей и связанных с ними подводящих и отводящих каналов, обусловливают определенную гетерогенность условий обитания гидробионтов. Сброс подогретых вод и забор охлаждающей воды создает в этих водоемах своеобразный термический и гидродинамический режимы. Планктонные организмы в значительной степени подвержены воздействию техногенных факторов [3, 4].

Материал и методы исследований

Изучение фито- и зоопланктона техно-экосистемы Хмельницкой АЭС (ХАЭС) проводились в летне-осенний период в разные годы с 1998 по 2014 гг. Пробы планктона отбирали в водоеме-охладителе (ВО), подводящем (ПК) и отводящем (ОК) каналах. Сбор, консервацию и

обработку материала осуществляли по общепринятым в гидробиологии методикам [1]. При описании таксономического состава использовали термин НОТ – низший определяемый таксон (до видового ранга определено около 90% водорослей планктона, организмов зоопланктона – 70–80%). Для расчетов мер сходства применяли метод таксономического анализа Смирнова и коэффициент сходства Серенсена, оценку гетерогенности количественных показателей проводили с помощью коэффициента вариации CV (%) [2].

Водоем-охладитель ХАЭС представляет собой водохранилище площадью около 20 км^2 и объемом 120 млн. м^3, подробные характеристики представлены в [4].

Целью исследования было выявление особенностей пространственного распределения и его гетерогенности для фито- и зоопланктона в водоеме-охладителе, подводящем и отводящем каналах ХАЭС.

Результаты исследований и их обсуждение

Такие элементы техно-экосистемы ХАЭС как водоем-охладитель, подводящий и отводящий каналы характеризуются разными термическими и гидродинамическими условиями (таблица). В 2012 и 2014 гг. соотношение систематических групп и состав фитопланктона этих водных объектов были достаточно сходными (0,44-0,57 по Серенсену). В оба года в флористическом отношении преобладали зеленые и диатомовые водоросли. Средние количественные показатели в пределах одного года были сходными, однако в разной степени варьировали в рамках отдельных водных объектов (табл.).

Таблица

Средние показатели температуры, количественные показатели фито- и зоопланктона в ВО, ПК и ОК ХАЭС

Год исследования	2012			2014		
Водный объект	ВО	ПК	ОК	ВО	ПК	ОК
Температура,^{o}С	25,1±0,7	23,8±0,90	33,0	23,1±0,3	22,6±0,4	28,1±0,03
Численность фитопланктона, млн. кл/дм^3	6,11±0,38	4,41±0,07	5,33±2,66	28,53±3,36	36,51±14,08	11,48±3,06
CV, % численности	16,42	2,33	99,87	39,01	54,55	53,25
Биомасса фито-планктона, мг/дм^3	3,15±0,77	1,72±0,63	2,26±0,79	2,14±0,32	2,03±0,48	1,33±0,27
CV, % биомассы	64,64	52,18	70,00	49,71	33,62	39,96
Численность зоопланктона, тыс.экз/м^3	1222,98± 130,73	1633,44	1786,15*	313,38± 51,75	135,96	77,73±19,82
CV, % численности	32,07			59,54		36,06
Биомасса зоопланктона, г/м^3	9,91±1,75	9,03	17,84 *	7,52±1,39	4,15	1,02±0,38
CV, % биомассы	53,12			66,64		52,47

Примечание: * - выход из ОК.

Таксономическая структура и видовой состав зоопланктона в ВО, ПК И ОК были довольно сходными: 0,55-0,92 по Серенсену. В распределении обилия зоопланктона имела место пространственная гетерогенность – как правило, наиболее низкие показатели отмечались непосредственно в отводящем канале (см. табл.). Однако, нами были отмечены случаи, когда обилие зоопланктона при выходе из ОК превышало таковое в самом канале и прилегающих участках ВО (см. таб.).

Гетерогенность в распределении обилия зоопланктона по акватории водоема-охладителя была более выражена в периоды работы энергоблоков (2012-2014 гг.), когда формировалась пространственная неоднородность термических и гидродинамических условий в водоеме. Средние значения коэффициента вариации CV (%) для показателей численности и биомассы зоопланктона в эти периоды немного выше: 47,15 и 65,96 соответственно, чем в условиях отсутствия техногенной циркуляции. Так, в 1998, 1999, 2008 гг., когда энергоблоки не работали, значения CV составляли в среднем 26,97 по численности и 51,28 по биомассе зоопланктона.

На пространственное распределение планктона в водоемах-охладителях существенное влияние оказывает формирование гидродинамической картины при ветровом воздействии [4]. В период исследования распределения фитопланктона 29.08.2012 г. при северо-западном ветре, скоростью 2,8–3,0 м/с, в западной части водоема формировался циклональный круговорот, в восточной – поток, направленный от отводящего канала к подводящему. Северная, центральная и южная части водоема гидродинамически обособлены. Зона наиболее высоких температур не распространялась далее участка, прилегающего к отводящему каналу.

Таксономический состав фитопланктона по акватории был неоднороден. Состав водорослей южной части водоема, не включенной в циркуляционные и ветровые потоки, имел наибольшую оригинальность (по Смирнову t_{xx}= 236). Здесь были отмечены 8 видов, отсутствующих в других участках ВО. Распределение численности и биомассы фитопланктона в пределах круговорота (CV численности – 12,02, биомассы – 16,09) и потока (13,32 и 13,66) было более однородным, чем в целом по водоему (48,34 и 124,35 соответственно).

В период исследования зоопланктона 23.04.2007 г., западный ветер, скоростью 1,7 м/с, направлял транзитный поток, который использовался АЭС, сразу от сброса к водозабору (восточный поток). На остальной акватории ВО формировалась автономная циркуляция, которая практически не принимала участия в процессе охлаждения воды (западный круговорот) [4]. В восточном потоке и западном круговороте группировка зоопланктона отличалась по уровню количественного развития: 38,73±8,05 тыс. экз/м^3, 0,69±0,32 г/м^3 (поток) и 113,54±11,64 тыс. экз/м^3, 9,21±1,85 г/м^3 (круговорот). О гетерогенности обилия зоопланктона свидетельствуют также значения коэффициента вариации, которые ниже в пределах потока (29,40 по численности и 65,71 по биомассе) и круговорота (17,75 и 34,70), чем по всему водоему (52,33 и 89,36).

Между литоралью и пелагиалью в водоемах существуют определенные различия условий. В литоральной части водоема, как правило, меньшая прозрачность воды, более резко выраженные колебания суточной температуры, своеобразные гидродинамические условия, что оказывает влияние на пространственное распределение планктона. По данным 2012 и 2013 гг. фитопланктон литорали водоема-охладителя характеризовался бóльшим видовым богатством, чем таковой пелагиали. Видовой состав фитопланктона открытых мелководий и прилегающей к ним пелагической части ВО составлял 0,45–0,64 по Серенсену, в то время как коэффициенты флористической общности фитопланктона закрытых мелководий и пелагиали были невысокими (0,28–0,31 по Серенсену). В 2012 г. показатели обилия закрытых мелководий были существенно выше (численность – на 2 порядка, биомасса – на порядок) в основном, за счет интенсивного развития зеленых водорослей, а в 2013 г. – на том же уровне, что и в пелагической части водоема-охладителя.

Фактором, который может оказывать влияние на развитие планктона водоемов-охладителей, является транспорт воды через каналы. В 2012–2014 гг. при прохождении воды через систему циркуляционного охлаждения (ПК–АЭС–ОК–ВО) несколько уменьшалось количество НОТ фитопланктона и изменялась его таксономическая структура за счет возрастания доли диатомовых и убывания зеленых. Биомасса фитопланктона в целом не претерпевала существенных изменений. Однако, по длине каналов на фоне незначительных колебаний уровня зеленых и криптофитовых происходило увеличение биомассы диатомовых. Изменения численности происходили за счет синезеленых: наибольшие ее показатели были зарегистрированы в районе сброса подогретых вод.

Видовое богатство зоопланктона в ПК изменялось незначительно, в ОК в районе сброса воды с энергоблоков – снижалось, а при выходе из ОК снова увеличивалось. В 2014 г. обилие зоопланктона, проходящего через систему каналов, постепенно снижалось. В 2012, 2013 гг. численность и биомасса зоопланктона непосредственно в подводящем канале были выше по сравнению с входом в него. При прохождении воды через охлаждающую систему АЭС происходило снижение обилия зоопланктона. Однако, при выходе из ОК количественные показатели возрастали. Высокая концентрация организмов планктона в этой зоне, вероятно, обусловлена взаимодействием водных масс ОК и ВО с образованием разнонаправленной системы течений, в том числе циркуляционных.

Выводы

В системе ВО-ПК-ОК, несмотря на разницу температур и гидродинамических условий, формировался достаточно однородный по составу планктон; определенная гетерогенность имела место в распределении обилия зоопланктона. Диапазон изменения численности и биомассы зоопланктона по акватории ВО шире в периоды работы энергоблоков, что обусловлено неоднородностью термических условий в это время. Более однородный планктон в ВО формировался в пределах круговоротов и потоков, формирующихся при разных ветровых ситуациях. Гетерогенность фитопланктона пелагиальных и литоральных участков ВО была достаточно хорошо выражена и обусловлена степенью изолированности последних. Транспорт воды через каналы оказывал существенное влияние на динамику количественных характеристик зоопланктона, распределение таковых фитопланктона в каналах было более однородным.

1. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – К. : Логос, 2006. – 408 с.
2. *Песенко Ю. А*. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях / Ю. А. Песенко – М.: Наука, 1982. – 287 с.
3. *Протасов А. А*. Состав и пространственное распределение планктона в водоеме-охладителе атомной электростанции / А. А. Протасов, Т. Н. Новоселова, В. Н. Трохимец [и др.] // Биоразнообразие и устойчивое развитие: III Междунар. науч.-практ. конф. (15–19 сент. 2014 г.): материалы докл. – Симферополь, 2014. – С. 291–293.
4. *Техно-экосистема* АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / А. А. Протасов, В. П. Семенченко, А. А. Силаева [и др.]; под ред. А.А. Протасова. – К.: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. – 234 с.

Т.М. Новосьолова, Ю.Ф. Громова, О.О. Протасов
Інститут гідробіології НАН України, Київ

ПРОСТОРОВА ГЕТЕРОГЕННІСТЬ ПЛАНКТОНУ У ТЕХНО-ЕКОСИСТЕМІ АЕС

У роботі розглянуто особливості просторового розподілу фіто- та зоопланктону водної частини техно-екосистеми Хмельницької АЕС. Гетерогенність планктону була обумовлена неоднорідністю термічних і гідродинамічних умов в періоди роботи енергоблоків АЕС. Істотний вплив на динаміку водних мас, а отже і на розподіл планктону в водоймі-охолоджувачі, чинили вітрові течії. Більш однорідний планктон був відмічений в межах круговоротів і потоків, що формуються у водоймі-охолоджувачі при різних вітрових ситуаціях. Фітопланктон ізольованих літоральних ділянок в якісному і кількісному відношеннях істотно відрізнявся від такого пелагіалі. Зоопланктон більшою мірою, ніж фітопланктон, реагував на транспорт води через канали.

Ключові слова: фітопланктон, зоопланктон, техно-екосистема АЕС, гетерогенність, водойма-охолоджувач, канали

T. Novosolova, Y. Gromova, A. Protasov
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

SPATIAL HETEROGENEITY OF PLANKTON OF THE NPP TECHNO-ECOSYSTEM

The features of the spatial distribution of phytoplankton and zooplankton of aquatic part of the Khmelnitsky NPP techno-ecosystem were discussed. The geterogeneity of plankton was due to inhomogeneity of thermal and hydrodynamic conditions in periods of operation of NPP power blocks. The wind currents provided a significant impact on the dynamics of water masses, and therefore on the distribution of plankton in the cooling pond. More uniform plankton was within of cycles and flows formed in cooling pond at different wind conditions. Qualitative and quantitative characteristics of phytoplankton of isolated littoral areas were significantly different then one of the pelagic zones. Zooplankton more than phytoplankton reacted to transport water through the channels.

Keywords: phytoplankton, zooplankton, techno-ecosystem NPP, heterogeneity, cooling pond, channels

Работа поддержана МОН Украины, проект М/97-2015.

УДК 556.5+519.22

В.И. ОСАДЧИЙ, Н.Н. ОСАДЧАЯ, Л.А. КОВАЛЬЧУК, Ю.Б. НАБИВАНЕЦ
Украинский гидрометеорологический институт ГСЧС Украины и НАН Украины
пр. Науки, 37, Киев, 03028, Украина

СТОХАСТИЧЕСКОЕ РАЗДЕЛЕНИЕ ГИДРОГРАФА РАВНИННОЙ РЕКИ НА ГЕНЕТИЧЕСКИЕ СОСТАВЛЯЮЩИЕ СТОКА

Дано теоретическое обоснование и разработан метод стохастического разделения гидрографа на генетические составляющие водного стока: поверхностную, внутрипочвенную и подземную. Верификация метода осуществлена по результатам автоматизированных наблюдений за динамикой расходов воды р. Богуславка.

Ключевые слова: сток, поверхностный, внутрипочвенный, подземный, гидрограф, расходы, вероятность, плотность, закон, Gaussian

Речной сток представляет собой совокупность водных потоков, достигающих русловой сети не только различными путями, но и с различной скоростью. Вода, движущаяся по поверхности склона или в приповерхностном слое почвы, идентифицируется наиболее быстрым поверхностным стоком и отражается восходящей ветвью гидрографа. Воды первого водоносного горизонта, связанные с дневной поверхностью, принято называть внутрипочвенным стоком. Он движется с меньшей скоростью по сравнению с поверхностным стоком и обычно ассоциируется с нисходящей ветвью гидрографа. Воды, перемещающиеся в насыщенном водоносном горизонте, формируют самую медленную глубоководную подземную составляющую. Они отождествляются со слабо изменяющейся частью гидрографа и являются основным источником питания реки в период межени [3]. Соотношение каждого из перечисленных видов водного стока в формировании общего расхода воды существенно отличается в зависимости от физико-географической зоны [1, 5 ,6].

Речной водосбор представляет собой единую водно-динамическую систему, в пределах которой происходит кругооборот влаги и транспортируемых веществ. В процессе перераспределения атмосферных осадков в пределах различных компонентов ландшафта их химический состав претерпевает существенную трансформацию, что оказывает влияние на качество речной воды. Современные представления о массопереносе веществ базируются на диффузионном механизме, отражающем взаимодействие в системе «твердая фаза – вода». Движущей силой этого процесса является градиент концентраций, а масса диффузионного потока тесно связана с площадью соприкосновения контактирующих сред. С этой точки зрения, для потоков воды, стекающих в замедленном режиме, наиболее вероятным является переход веществ из твердой фазы, на основании чего полагается, что роль внутрипочвенной составляющей наиболее существенна.

Использование концепции различных генетических категорий стока для оценки и прогноза геохимического потока вещества в пределах речного водосбора сдерживается отсутствием надежного способа разделения его гидрографа, анализ которого до сих пор основывается на графическом методе с высокой долей субъективности. Как графические методы [2], так и числовые фильтры, широко используемые в работах зарубежных авторов [7], подтвердили свою надежность для выделения глубоководного подземного стока. В то же время для выделения внутрипочвенной составляющей предложен лишь эмпирический метод GROUND [8].

В связи с вышеизложенным, целью данной работы было теоретическое обоснование и разработка стохастического метода разделения гидрографа на генетические составляющие стока.

Материал и методы исследований

В качестве исходного материала использованы результаты автоматизированных наблюдений за ходом стока на р. Богуславка (г. Богуслав), полученные Болуславской экспериментальной

станцией УкрГМИ в 1982 г. На основании записей самописца был сформирован непрерывный ряд значений расходов воды с 10-ти минутным разрешением, насчитывающий более 52 тыс. записей. Кроме этого, использованы ежедневные значения расходов р. Богуславка за период 1950 – 1998 гг.

Результаты исследований и их обсуждение

Теоретической основой разделения гидрографа на генетические составляющие послужили фундаментальные положения теории вероятностей и гидрологии суши:

1) расходы общего стока и расходы поверхностной, внутрипочвенной и подземной составляющей пропорциональны их вероятностям;

2) закон статистического распределения расходов общего стока является свёрткой законов статистических распределений расходов каждой из составляющих;

3) законы статистических распределений расходов общего стока и его составляющих предопределены гидрометеорологическими условиями формирования отдельных фаз стока. А именно, условиями зимней и летне-осенней межени, половодья с учётом пойменного регулирования, летних и осенних паводков;

4) полагали, что статистические распределения внутрипочвенного и подземного стока подчинены закону Гаусса.

Для реализации стохастического разделения стока из ряда первоначальных наблюдений были сформированы выборки, соответствующие основным фазам гидрологического режима реки – половодье, паводок, межень. Исходный ряд и полученные выборки были параметризированы путем определения математических ожиданий $\boldsymbol{m}$, стандартных отклонений $\boldsymbol{\sigma}$ и эксцессов $\boldsymbol{\varepsilon}$.

Алгоритм расчета детально рассмотрен на примере фазы половодья. Принимая во внимание, что подземные воды являются постоянным источником питания реки, очевидно, что часть выборки половодья будет иметь нормальное распределение. Это было установлено по близости к нулю выборочных значений эксцесса и эксцентриситета ранжированного ряда. По выделенной нормально распределённой части выборки половодья вычислили $\boldsymbol{m_{подз}}$. Математическое ожидание расходов стока более высоких горизонтов ($\boldsymbol{m_{верх}}$) вычислялось суммарно для поверхностного и внутрипочвенного стока по разнице между соотвествующими показателями исходного ряда $\boldsymbol{m_{исх}}$ и выборки подземного стока:

$$m_{верх} = m_{исх} - m_{подз}.$$

Стандартные отклонения подземного стока $\sigma_{подз}$ и стока верхних горизонтов $\sigma_{верх}$ приравнивались к стандартному отклонению расходов исходного $\sigma_{исх}$ ряда.

Аналогичным путем осуществляли определение m и σ внутрипочвенного и поверхностного стока. В этом случае вместо выборки половодья использовался вычисленный ряд стока верхних горизонтов. По выделенной нормально распределенной части указанного ряда вычислялось математическое ожидание внутрипочвенного стока $m_{почв.}$

Эксцессы расходов подземного $\varepsilon_{подз}$ и внутрипочвенного $\varepsilon_{почв}$ стока, согласно рабочим гипотезам об их нормальности, принимались = 0; эксцесс расходов поверхностного стока $\varepsilon_{пов}$ приравнивался к эксцессу расходов исходного ряда $\varepsilon_{исх}$.

Вычисленные таким образом статистические параметры рядов фактического стока ($m_{исх}$, $\sigma_{исх}$, $\varepsilon_{исх}$), суммарного стока верхних горизонтов ($m_{верх}$, $\sigma_{исх}$, $\varepsilon_{исх}$), поверхностного ($m_{пов}$, $\sigma_{верх}$, $\varepsilon_{верх}$), внутрипочвенного ($m_{почв}$, $\sigma_{верх}$, $\varepsilon_{почв}$ = 0) и подземного($m_{подз}$, $\sigma_{исх}$, $\varepsilon_{подз}$ = 0) стока стали основой для идентификации законов их статистических распределений. Для этой цели была использована модель симметричного экспоненциального распределения Gaussian-1 [4]:

$$p(x,t) = \frac{\alpha}{2\lambda\sigma\Gamma(1/\alpha)} \exp\left(-\left|\frac{x-m}{\lambda\sigma}\right|^{\alpha}\right), \qquad (1)$$

где $\lambda = \sqrt{\frac{\Gamma(1/\alpha)}{\Gamma(3/\alpha)}}$, $\Gamma(z)$ – гамма–функция ($\Gamma(z) = \int_0^\infty e^{-t} t^{z-1} dt$, при $\mathrm{Re}\, z > 0$), $\sigma = \sigma(t)$ – стандартное отклонение, $m = m(t)$ – центр распределения, $\alpha = \alpha(t)$ – характеристика распределения, однозначно определяющая параметр формы экспоненциальных распределений, эксцесс (ε): $\varepsilon = \frac{\Gamma(1/\alpha)\Gamma(5/\alpha)}{(\Gamma(3/\alpha))^2}$ (2)

Если $\alpha < 1$, то модель (1) описывает распределения, близкие по своим свойствам распределению Коши; $\alpha = 1$ – распределение Лапласа, имеющее более островершинный вид по сравнению с нормальным распределением; $\alpha = 2$ – соответствует нормальному распределению; $\alpha > 2$ – распределение близкое к трапецеидальным; $\alpha \to \infty$ – равномерное распределение.

Функция распределения, рассчитанная на основании плотности вероятности, позволила вычислить вероятности расходов подземного стока и суммарного стока верхних горизонтов. Основываясь на допущении о пропорциональности расходов их вероятностям, полученные значения вероятностей были переведены в расходы воды.

По аналогичной схеме разделили расходы интегрального стока верхних горизонтов на поверхностную и внутрипочвенную составляющие.

На завершающем этапе путём суммирования рассчитанных расходов отдельных генетических составляющих стока были рассчитаны общие расходы р. Богуславки.

Верификация разработанной процедуры разделения стока проводилась на основании корреляции значений наблюденных расходов со значениями рассчитанных общих расходов при r = 1.

О состоятельности метода судили также по его возможностям отражать фундаментальные соотношения между генетическими составляющими стока, в частности, блокирование подземного питания, обусловленное береговым регулированием в результате подъёма уровня воды (рис.).

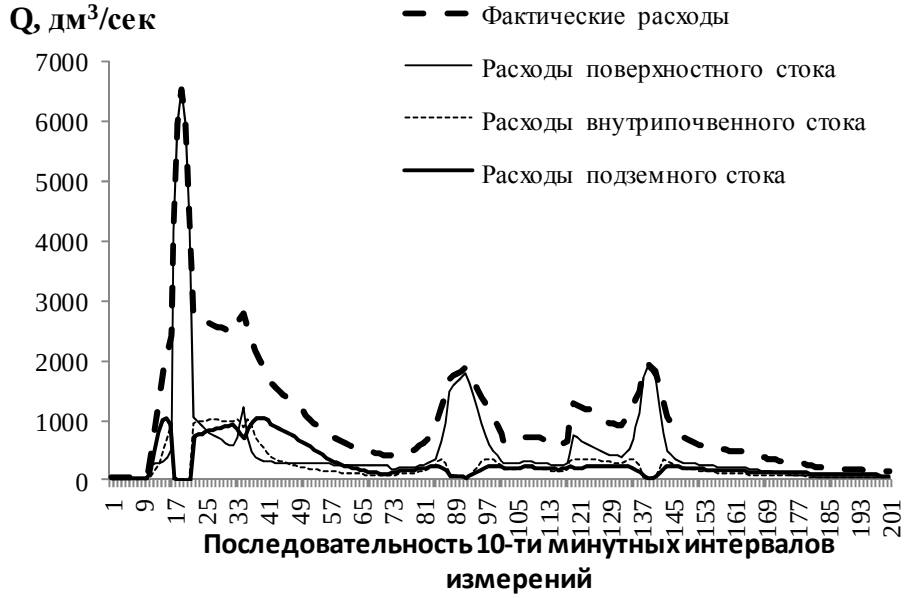


Рис. Результаты стохастического разделения гідрографа р. Богуславка на генетические составляющие стока в период прохождения паводка 1-2 июля 1982 г.

Выводы

Полученные результаты разделения стока р. Богуславки показали, что глубоководное подземное питание, составляющее 44% годового, соответствует региональным закономерностям гидролого-гидрогеологических процессов. Поверхностный склоновый сток, достигающий 36% годового объема, наблюдается в период снеготаянья или летне-осенних паводков при формировании высоких расходов. Эта составляющая представлена восходящей ветвью гидрографа стока. Внутрипочвенная фаза стока наименьшая - 19%. Этот генетический тип стока появляется в период высоких расходов воды и наблюдается на нисходящей ветви гидрографа.

1. *Картвелишвили Н. А.* Теория вероятностных процессов в гидрологии и регулировании речного стока / Н. А. Картвелишвили. – Л.: Гидрометеоиздат, 1967. – 290 с.
2. *Куделин Б. И.* Принципы региональной оценки естественных ресурсов подземных вод / Б. И. Куделин. – М.: МГУ, 1960. – 344 с.
3. *Кучмент Л. С.* Формирование речного стока / Л. С. Кучмент, В. Н. Демидов, Ю. Г. Мотовилов. – М.: Наука, 1983. – 216 с.
4. *Новицкий П. В.* Оценка погрешностей результатов измерений / П. В. Новицкий, И. А. Зограф. – Л.: Энергоатомиздат, 1985. – 248 с.
5. *Пособие* по определению расчётных гидрологических характеристик. – Л.: Гидрометеоиздат, 1984. – 447 с.
6. *Соколовский Д. Л.* Речной сток / Д. Л. Соколовский. – Л.: Гидрометеоиздат, 1968. – 538 с.
7. *Chapman T. A.* comparison of algorithms for stream flow recession and baseflow separation / T. A. Chapman // Hydrological Processes. – 1999. – Vol. 13. – P. 701–714.
8. *Dolezal F.* Methods of runoff separation applied to small stream and tile drainage runoff / F. Dolezal, Z. Kulhavy, T. Kvıtek [at all] // Interdisciplinary approaches in small catchment hydrology: Monitoring and research. – Ed. by Holko L., Miklanek P. – IHP-VI Technical Documents in Hydrology. – Paris: UNESCO, 2003. – № 67. – P. 131–136.

В.І. Осадчий, Н.М. Осадча, Л.А. Ковальчук
Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України та НАН України, Київ

СТОХАСТИЧНЕ РОЗДІЛЕННЯ ГІДРОГРАФА РІВНИННОЇ РІЧКИ НА ГЕНЕТИЧНІ СКЛАДОВІ СТОКУ

Дано теоретичне обґрунтування та розроблено метод стохастичного розділення гідрографа на генетичні складові водного стоку: поверхневу, внутріґрунтову і підземну. Верифікація методу здійснена за результатами автоматизованих спостережень за динамікою витрат води р. Богуславка.

Ключові слова: Стік, поверхневий, внутріґрунтовий, підземний, гідрограф, витрати, ймовірність, щільність, закон, Gaussian

V. Osadchyy, N. Osadcha, L. Kovalchuk
Ukrainian Hydrometeorological Institute, State Service on Emergencies and NAS of Ukraine, Kyiv

STOCHASTIC SEPARATION OF LOWLAND RIVER HYDROGRAPH INTO THE GENETIC COMPONENTS OF RUNOFF

The rationale was formed and stochastic algorithm of runoff separation was developed. Method was verified on automated observation data for Boguslavka River.

Kay words: Runoff, direct flow, interflow, baseflow, hydrograph, discharges, probability, density, law, Gaussian

УДК 574.583+556.555.8

О.Ф. ОСИПОВА[1, 2], Д.И. ОСИПОВ[1]

[1]Уральский научно-практический центр радиационной медицины
ул. Воровского, 68-А, Челябинск, 454076, Россия
[2]Челябинский государственный университет,
ул. Братьев Кашириных, 129, Челябинск, 454001, Россия

СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ СПЕЦИАЛЬНЫХ ПРОМЫШЛЕННЫХ ВОДОЁМОВ В-10 И В-11 ПО «МАЯК»

Изучены сообщества зоопланктона двух специальных промышленных водоёмов ПО «Маяк» с различным уровнем радиационного и химического загрязнения. Анализ показателей видового разнообразия и количественного развития зоопланктона не выявил отличий от сообщества контрольного водоёма. Состояние зоопланктонных сообществ исследуемых водоемов можно охарактеризовать как благополучное, с высоким видовым разнообразием без подавляющего доминирования отдельных видов. В целом, для водоёмов В-11 и В-10, несмотря на значительное радиационное и химическое загрязнение, не отмечено существенных отличий в структуре и количественном развитии зоопланктона от контрольного водоёма.

Ключевые слова: зоопланктон, водоём В-10, водоём В-11, ПО «Маяк», радиационное загрязнение

Одним из широко используемых объектов для изучения антропогенного влияния на водные экосистемы является зоопланктон. Зоопланктонное сообщество – компонент биоты водоема, чутко реагирующий на воздействие различных факторов изменением своих функциональных показателей и видового состава. Вместе с тем, роль зоопланктона в трансформации энергии и биотическом круговороте веществ очень велика. Изучение видового разнообразия и количественного развития основных групп зоопланктонных сообществ водоемов с разными уровнями радиоактивного и химического загрязнения позволяет получить информацию о возможных изменениях в водных экосистемах при воздействии на них предприятий ядерного топливного цикла.

Материал и методы исследований

В исследование были включены два специальных промышленных водоема – В-10 и В-11, входящие в состав Теченского каскада водоемов ПО «Маяк» (Озёрск, Россия) и уже более 50 лет находящиеся в условиях радиационного и химического загрязнения (рисунок). Отбор проб на исследуемых водоемах осуществлялся в соответствии с руководством [0] в период с 2009 по 2012 гг.

В водоёме В–10 средние значения суммарной бета-активности (СБА) в воде составляют около 7×10^3 Бк/дм^3. Площадь зеркала водоёма – 18,6 км^2, объем – 83 млн. м^3, максимальная глубина – 9 м. Поверхность дна довольно ровная, с постепенным понижением на юго-восток [5]. Водоём В-11 является замыкающим в системе Теченского каскада, эксплуатируется в бессточном режиме. Средние значения СБА в воде составляют около 2×10^3 Бк/дм^3. Площадь зеркала – 44,2 км^2, объем – 230 млн.м^3, максимальная глубина – 12 м [6].

В качестве контрольного водоёма использовали Шершневское водохранилище на р. Миасс. Водохранилище представляет собой искусственный водоём, предназначенный для водоснабжения г. Челябинска и городов-сателлитов. Площадь водного зеркала – 39,1 км^2, объем воды – 176 млн. м^3, максимальная глубина – 14 м.

Отбор проб зоопланктона для количественного анализа производили методом средневзвешенных проб с горизонтов 0 м, 0,5×S, 1×S, 2×S, (2×S+d)/2 и придонного (S – прозрачность по диску Секки, м; d – глубина, м). Пробы консервировали фиксатором на основе раствора Люголя. Определяли таксономическую принадлежность организмов, их численность, биомассу, средние размеры особей каждого вида согласно методическому руководству [2].

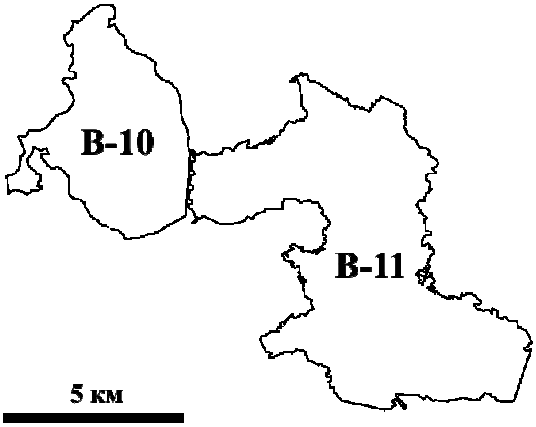


Рис. Специальные промышленные водоемы В-10 и В-11 ПО «Маяк»

На основе полученных данных вычисляли индексы Шеннона [3], Маргалефа и Пиелу [4], а также индекс доминантности для каждого вида, в котором учитывалось обилие видов по численности или биомассе [0].

Результаты исследований и их обсуждения

По показателям химического состава воды для водоёма В-11 следует отметить высокое содержание сульфатов (свыше 500 мг/дм^3). В водоёме В-10 также регистрируется высокое содержание сульфатов (до 300 мг/дм^3), кроме того, здесь отмечается и значительное содержание фосфатов в воде (свыше 0,6 мг/дм^3). Радиоактивное загрязнение водоёмов В-10 и В-11 определяется преимущественно ^{90}Sr. Кроме этого в водоемах В-10 и В-11 присутствуют в значительном количестве альфа-излучающие радионуклиды (^{241}Am, ^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu).

В водоеме В-10 за исследованный период было обнаружено 49 видов зоопланктонных организмов (51 форма), в том числе 24 вида коловраток, 13 видов ветвистоусых и 12 видов веслоногих ракообразных . В водоеме В-11 было зафиксировано 36 видов зоопланктона (37 форм), в том числе 18 видов коловраток, 12 видов ветвистоусых и 6 видов веслоногих ракообразных. Видовой состав зоопланктонного сообщества Шершневского водохранилища представлен 65 видами организмов (68 форм), из которых 41 вид коловраток, 17 видов ветвистоусых и 7 видов веслоногих ракообразных. В обследованных промышленных водоёмах не отмечено снижения среднего числа видов зоопланктона на пробу по сравнению с контрольным водоёмом. Во всех водоёмах наибольший процент встречаемости имели коловратки *Keratella cochlearis cochlearis,* веслоногий рачок *Eudiaptomus graciloides* и ветвистоусые родов *Daphnia* и *Diaphanosoma*.

Численность зоопланктона в водоёме В–10 в течение всего периода наблюдения изменялась в широких пределах и составила в среднем по акватории в 2009-2010 гг. 550±120 тыс. экз./м^3, в 2011-2012 гг. – 4500±800 тыс. экз./м^3. В течение всего периода исследования на всех станциях отмечалось преобладание по численности коловраток, наиболее выраженное на прибрежных участках. Биомасса зоопланктона составила в среднем в 2009-2010 гг. 6,6±1,6 г/м^3, в 2011-2012 – 21±5 г/м^3. В целом, для прибрежных участков акватории были характерны более низкие значения биомассы зоопланктеров. По всей акватории отмечалось преобладание в биомассе зоопланктона ветвистоусых ракообразных , наиболее выраженное на глубоководных станциях.

Средняя численность зоопланктонных организмов в водоёме В-11 в 2009-2010 гг. составила 540±150 тыс. экз./м^3, в 2011-2012 гг. – 1370±200 тыс. экз./м^3. На всех исследуемых станциях отмечалось преобладание коловраток. Биомасса зоопланктона составила в среднем в 2009-2010 гг. 11±5 г/м^3, в 2011-2012 гг. – 13±3 г/м^3. Большую часть биомассы формировали ветвистоусые и веслоногие ракообразные, незначительно – коловратки. За время наблюдений отмечено увеличение вклада в биомассу веслоногих ракообразных и уменьшение доли в биомассе коловраток.

Численность зоопланктонных организмов в контрольном водоёме в среднем составила – 3370±1000 тыс. экз./м^3. На всех станциях отмечалось преобладание по численности коловраток. Биомасса зоопланктона в Шершневском водохранилище составила в среднем 7±3 г/м^3. По всей

акватории отмечалось примерно равное соотношение коловраток и ветвистоусых ракообразных. Вклад веслоногих рачков по сравнению с другими группами организмов был не так значителен.

В целом, все три водоёма представляются сопоставимыми по количественным показателям развития зоопланктона. Оба промышленных водоёма, несмотря на специфические радиационные и гидрохимические условия, не уступают по показателям количественного развития зоопланктона контрольному водоему. Сходен был также состав доминантов и субдоминантов по численности и биомассе. Безусловным доминантом по численности во всех водоемах была коловратка *K. c. cochlearis.* По биомассе в водоёмах преобладали крупные ветвистоусые ракообразные из родов *Daphnia* и *Diaphanosoma*, а также представители веслоногих ракообразных – *Eudiaptomus graciloides*.

По значениям биотических индексов состояние зоопланктонных сообществ исследуемых водоемов можно охарактеризовать как благополучное, с высоким видовым разнообразием без подавляющего доминирования отдельных видов.

Выводы

Изучены сообщества зоопланктона двух водоёмов-хранилищ жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» с различным уровнем радиационного загрязнения. Анализ видового разнообразия зоопланктона в промышленных водоёмах В-11 и В-10 не выявил снижения среднего числа видов на станцию по сравнению с контролем. Уровень количественного развития зоопланктона в этих водоёмах также не отличался от контроля. Во всех водоёмах по численности преобладали коловратки. Среди доминирующих видов можно выделить коловратку *Keratella cochlearis cochlearis.* По биомассе в водоёмах преобладали крупные ветвистоусые ракообразные из родов *Daphnia* и *Diaphanosoma*, а также представители веслоногих ракообразных – *Eudiaptomus graciloides*. В целом, состояние зоопланктонных сообществ исследуемых водоемов можно охарактеризовать как благополучное, с высоким видовым разнообразием без подавляющего доминирования отдельных видов.

Таким образом, для водоёмов В-11, В-10, несмотря на значительное загрязнение радионуклидами, не отмечено существенных отличий в структуре и количественном развитии зоопланктона от контрольного водоема.

1. *Абакумов В. А.* Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / В. А. Абакумов. – СПб: Гидрометеоиздат, 1992. – 318 с.
2. *Методические* рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция / Под ред. Г. Г. Винберга. – Л., 1984. – 33 с.
3. *Шеннон К.* Математическая теория связи / К. Шеннон / Работы по теории информации и кибернетике. – М.: Издательство иностранной литературы, 1963. – С. 243–332.
4. *Шитиков В. К.* Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко. – Тольятти, 2003. – 463 с.
5. *Экологический* паспорт промводоёма В-10 / В. С. Каргаполов, Р. П. Пономарева, Б. В. Солдатов [и др.]. – Озерск: ПО «МАЯК», 1996. – 19 с.
6. *Экологический* паспорт промводоёма В-11 / В. С. Каргаполов, Р. П. Пономарева, Б. В. Солдатов [и др.]. – Озерск: ПО «МАЯК», 1996. – 16 с.

О.Ф. Осіпова[1, 2], *Д.І. Осіпов*[1]
[1]Уральськи науково-практичний центр радіаційної медицини, Росія
[2]Челябінський державний університет, Росія

СТАН ЗООПЛАНКТОННИХ УГРУПОВАНЬ СПЕЦІАЛЬНИХ ПРОМИСЛОВИХ ВОДОЙМ В-10 І В-11 ПО «МАЯК»

Вивчено угруповання зоопланктону двох спеціальних промислових водойм ПО «Маяк» з різним рівнем радіаційного та хімічного забруднення. Аналіз показників видового різноманіття та кількісного розвитку зоопланктону не виявив відмінностей від угруповання контрольної водойми. Стан зоопланктонних угруповань досліджуваних водойм можна охарактеризувати як

благополучне, з високим видовим різноманіттям без переважного домінування окремих видів. В цілому, для водойм В-11 і В-10, незважаючи на значне радіаційне і хімічне забруднення, не відзначено істотних відмінностей у структурі та кількісному розвитку зоопланктону від контрольної водойми.

Ключові слова: зоопланктон, водойма В-10, водойма В-11, ПО «Маяк», радіаційне забруднення

O.F. Osipova[1, 2], *D.I. Osipov*[1]
[1]Urals Research Center for Radiation Medicine, Russia
[2]Chelyabinsky State University, Russia

STATE OF ZOOPLANKTON COMMUNITIES IN SPECIAL INDUSTRIAL RESERVOIRS R-10 AND R-11 "MAYAK" PA

Zooplankton community in two special industrial reservoirs "Mayak" PA with different levels of radiation and chemical pollution was studied. Analysis of species diversity and abundance of zooplankton did not show differences from the community in control reservoir. The state of zooplankton communities in studied reservoirs can be described as positive, with high species diversity and without overwhelming dominance of single species. In general in the reservoirs R–11 and R–10, despite the significant radioactive and chemical pollution, were not found significant differences in the structure and quantitative development of zooplankton from community in the comparision reservoir.

Keywords: zooplankton, reservoir R-10, reservoir R-11, "Mayak" PA, radioactive contamination

УДК 591.524.12:574.63

О.В. ПАШКОВА

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

СТАН ЗООПЛАНКТОНУ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА В РІЗНІ ПЕРІОДИ ПІСЛЯ ЗУПИНКИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС

Наведено дані з якісного складу, кількісного розвитку, структури, розподілу та динаміки зоопланктону водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС в різні періоди спостережень (2001 і 2013 рр.). Зроблено висновок про екологічне благополуччя цього угруповання впродовж майже п’ятнадцяти років після зупинки електростанції.

Ключові слова: зоопланктон, водойма-охолоджувач Чорнобильської АЕС, структурна організація, сезонна динаміка, стан

Півтора десятиліття тому (в кінці 2000 р.) гідротермічний і гідродинамічний режим водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС, яка являє собою штучну водойму наливного типу на правобережній заплаві р. Прип’ять, в результаті припинення експлуатації електростанції зазнав певних змін. Так, у водойму перестала надходити вода, підігріта при охолодженні агрегатів станції. Разом з тим, хоча інтенсивність підкачування води з річки та спеціальної водойми підкачки не змінилась, циркуляційні течії зникли. Метою роботи було дослідити склад, розвиток і структуру зоопланктону водойми-охолоджувача протягом двох періодів – через півроку після зупинки електростанції та через майже півтора десятиліття після цього (у 2001 і 2013 рр.) – і оцінити його стан.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для роботи стали кількісні збори зоопланктону, проведені в глибоководній зоні водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС у весняний і літній сезони 2001 (травень і

серпень) і 2013 (травень і липень) років. Проби відбирали, зафіксовували та опрацьовували згідно з загальноприйнятими методиками [3].

Результати досліджень та їх обговорення

В 2001 р., через півроку після припинення експлуатації електростанції, зоопланктон водойми-охолоджувача характеризувався дуже великим якісним багатством – в його складі було виявлено (за матеріалами по двох сезонах) 111 таксонів видового та надвидового рангу, в тому числі 52 види коловерток (Rotatoria), 37 видів гіллястовусих (Cladocera) і 19 видів веслоногих (Copepoda) ракоподібних, а також черепашкових ракоподібних (Ostracoda) і личинок деяких двостулкових молюсків (дрейсенід і уніонід). Співвідношення за кількістю видів основних таксонів виглядало так: 48% – 35% – 17%.

Таке надзвичайно високе видове різноманіття було пов'язане, зокрема, з присутністю, крім типових мешканців товщі води, великої кількості заростево-прибережних (37%) і заростево-придонних (22%) видів зоопланктону. В свою чергу це було наслідком того, що протягом цього періоду значні площі у водоймі (12% акваторії) були зайняті заростями різноманітних повітряно-водяних (очерету, рогозу) і занурених (кушіру, водопериці, рдестів) рослин [1]. А якісно та кількісно багатий фітофільний зоопланктон, як відомо, є джерелом збагачення пелагічних угруповань.

В 2013 р., майже через півтора десятиліття, видове багатство зоопланктону помітно зменшилось (в 2 рази) – коловерток стало 27 видів, гіллястовусих – 13, веслоногих – 13, а загальна кількість видів склала 56. Співвідношення основних таксонів стало наступним: 50% – 25%-25%, тобто частки коловерток і веслоногих збільшились, а гіллястовусих – зменшилась. Частки прибережних і придонних форм також зменшились (до 25% і 15% відповідно). Причиною цих явищ, почасти, було (за неопублікованими даними Т.М. Дьяченко) відчутне скорочення площ, на яких вегетують занурені макрофіти.

Згідно з публікаціями, таке варіювання загальної кількості видів у міжрічному аспекті (різниця складала 1,5 рази) було властиве зоопланктону цієї водойми і до зупинки електростанції [4, 5].

Слід зазначити, що в складі зоопланктону протягом обох періодів були знайдені не лише звичайні широко розповсюджені прісноводні види, але і солонуватоводні (понто-каспійські) види-вселенці, такі як *Cercopagis tenera, Evadne trigona, Corniger maeoticus, Heterocope caspia* і *Colpocyclops dulcis.*

Домінуючий комплекс видів (що мають найбільшу біомасу та частоту трапляння не менше 50%) в 2001 р. був утворений *Asplanchna priodonta, A. sieboldi, Brachyonus calyciflorus, Diaphanosoma brachyurum, Daphnia longispina, D. cucullata, Moina micrura, Chydorus sphaericus, Alonella nana, Bosmina longirostris, E. trigona, C. maeoticus, Eurytemora velox, Eucyclops serrulatus, Acanthocyclops americanus, Mesocyclops leuckarti.* Як бачимо, провідну роль серед цих видів відігравали гіллястовусі ракоподібні, складаючи 55%.

В 2013 р. до складу цього комплексу входили *Trichocerca cylindrica, Synchaeta* sp., *Polyarthra vulgaris, Bipalpus hudsoni, A. priodonta, A. sieboldi, Keratella cochlearis, K. quadrata, Kellicotia longispina, B. longirostris, C. tenera, E. trigona, C. maeoticus, Leptodora kindtii, H. caspia, Diacyclops bicuspidatus.* Протягом цього періоду перше місце серед домінуючих видів посідали коловертки, складаючи 55%. Видова схожість між угрупованнями двох періодів була низькою – індекс Жакара складав 19.

Протягом обох періодів зоопланктон водойми-охолоджувача відзначався суттєвою кількісною ряснотою. Так, середньорічні загальні чисельність і біомаса (за матеріалами по двох сезонах) складали в 2001 р. 72,4 тис. екз/м^3 і 0,809 г/м^3, а в 2013 р. – 414,8 тис. екз/м^3 і 2,118 г/м^3, тобто різниця в міжрічному аспекті для першого параметра склала 5,5, а для другого – 2,5 разів (обидва збільшились). Хоча слід підкреслити, що для такого динамічного угруповання така різниця не є вирішальною.

Особливістю сезонної динаміки зоопланктону водойми-охолоджувача було те, що максимум розвитку припадав на весняний (або ранньолітній) сезон року. Так, в перший період навесні чисельність і біомаса складали в середньому по водоймі 104,6 тис. екз/м^3 і 1,135 г/м^3, а влітку – 40,0 тис. екз/м^3 і 0,482 г/м^3, тобто обидві характеристики в сезонному аспекті

зменшились в 2,5 рази (рисунок). В другий період відповідні показники у відповідні сезони складали 752,3 тис. екз/м^3 і 3,923 г/м^3 і 77,3 тис. екз/м^3 і 0,313 г/м^3, зменшившись влітку, в порівнянні зі станом навесні, на порядок.

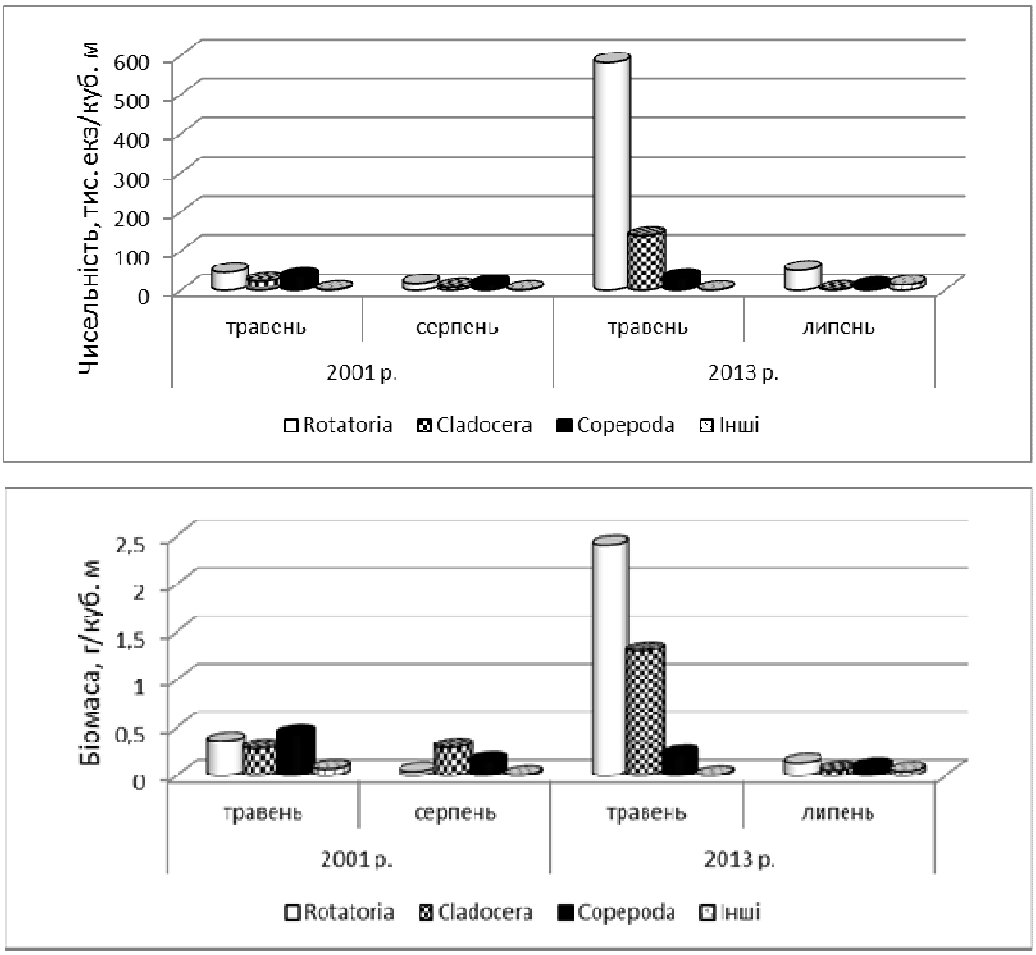


Рис. Сезонна динаміка кількісних характеристик зоопланктону у водоймі-охолоджувачі ЧАЕС у різні роки

Кількісна структура зоопланктону змінювалась в сезонному аспекті наступним чином. В 2001 р. навесні в угрупованні за біомасою переважали представники Copepoda і Rotatoria, складаючи відповідно 38 і 31%, а влітку – Cladocera (60%), що є типовим для сезонної динаміки зоопланктону. В 2013 р. протягом обох сезонів домінували Rotatoria з відповідними частками 61 і 42%, тобто влітку частка ротаторій була меншою в 1,5 рази.

Аналогічні кількісні показники зоопланктону та їхня подібна міжрічна та сезонна динаміка спостерігались дослідниками і до припинення роботи станції [4, 5].

Оскільки кількісні та структурні характеристики зоопланктону на різних станціях водойми-охолоджувача значно розрізнялись, влітку було проведено районування акваторії за цими показниками та отримано три ділянки, які приблизно співпали з раніше існуючими «холодною», «новою» і «теплою» [1].

В 2001 р. році влітку просторовий розподіл зоопланктону по акваторії водойми-охолоджувача був достатньо рівномірним – різниця між найбільшими та найменшими величинами кількісних показників на різних ділянках склала 1,5 рази за чисельністю та 2 рази за біомасою (табл.). На «холодній» ділянці угруповання було (за біомасою) копеподним (вони складали 51%), на «новій» і «теплій» – кладоцерним (76 і 71% відповідно). В 2013 р. різниця в кількісному розвитку на різних ділянках була значно більшою – 2,5 рази за чисельністю та 8 разів за біомасою. На «холодній» і «теплій» ділянках домінували копеподи (складаючи відповідно 55 і 73%), а на «новій» – ротаторії (64%).

Таблиця

Кількісний розвиток зоопланктону різних ділянок водойми-охолоджувача ЧАЕС влітку в різні роки

Таксони	2001 р.			2013 р.		
	«холод-на» ді-лянка	«нова» ділянка	«тепла» ділянка	«холод-на» ді-лянка	«нова» ділянка	«тепла» ділянка
Rotatoria	17,5 0,050	16,0 0,018	18,8 0,048	24,7 0,017	93,2 0,369	36,9 0,008
Cladocera	3,0 0,111	5,7 0,302	12,7 0,526	1,7 0,047	2,2 0,106	0,2 0,003
Copepoda	16,9 0,173	10,0 0,077	16,1 0,168	16,8 0,162	5,4 0,049	8,5 0,051
Інші	1,3 0,008	0,6 0,002	0,7 0,002	22,6 0,068	17,2 0,052	2,7 0,008
Разом	38,7 0,342	32,3 0,399	48,3 0,743	65,8 0,294	118,0 0,576	48,3 0,070

Примітка. Над рискою – чисельність, тис. екз/м^3, під рискою – біомаса, г/м^3.

Висновки

Після припинення експлуатації Чорнобильської АЕС зоопланктон її водойми-охолоджувача протягом двох періодів спостережень (2001 і 2013 рр.) характеризувався великим якісним багатством і суттєвою кількісною рясністю – в перший період було виявлено 111 таксонів, а загальні чисельність і біомаса складали 72,4 тис. екз/м^3 і 0,809 г/м^3. В другий період ці показники складали 56, 414,8 тис. екз/м^3 і 2,118 г/м^3. Такі багатокомпонентність і високопродуктивність зоопланктону, а також те, що аналогічні показники та їхня подібна динаміка спостерігались і до зупинки станції, свідчать про благополучний в екологічному плані стан [2] цього угруповання впродовж майже п’ятнадцяти останніх років .

1. *Дьяченко Т. Н.* Макрофиты водоема-охладителя Чернобыльской АЭС / Т. Н. Дьяченко, С. И. Насвит // Гидробиол. журн. – 2005. – Т. 41, № 3 – С. 9–14.
2. *Константинов А.°С.* Оценка и индикация состояния водных экосистем в условиях антропогенного воздействия / А.°С.°Константинов // Тр. Всесоюз. конф. «Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям» (1–3 нояб. 1978 г., Москва). – Л.: Гидрометеоиздат, 1981. – С. 75–89.
3. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [За ред. В. Д. Романенка] – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
4. *Сергеева О. А.* Сезонная динамика зоопланктона водоема-охладителя Чернобыльской атомной электростанции / О. А. Сергеева // Гидробиол. журн. – 1985. – Т. 21, № 1. – С. 32–36.
5. *Сергеева О. А.* Зоопланктон / О. А. Сергеева // Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины. – К.: Наукова думка, 1991. – С. 80–92.

О.В. Пашкова

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОНА ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ В РАЗНЫЕ ПЕРИОДЫ ПОСЛЕ ОСТАНОВКИ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Приведены данные по качественному составу, количественному развитию, структуре, распределению и динамике зоопланктона водоема-охладителя Чернобыльской АЭС в разные периоды наблюдений (2001 и 2013 гг.). Сделан вывод об экологическом благополучии этого сообщества на протяжении почти полутора десятилетий после остановки электростанции.

Ключевые слова: зоопланктон, водоем-охладитель Чернобыльской АЭС, структурная организация, сезонная динамика, состояние

O.V. Pashkova
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE STATE OF ZOOPLANKTON OF COOLING RESERVOIR DURING DIFFERENT PERIODS AFTER STOP OF THE CHERNOBYL NPS

The data about qualitative composition, quantitative development, structure, distribution and dynamics of zooplankton of the Chernobyl NPS cooling reservoir during different periods of observation (2001 and 2013 years) are given. The conclusion about ecological well-being of this community during almost one and a half a decade after stop of power-station has been made.

Keywords: zooplankton, cooling reservoir of the Chernobyl NPS, structural organization, seasonal dynamics, state

УДК 594.38

І.О. ПЕРШКО

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська 40, Житомир, 10008, Україна

ОСОБЛИВОСТІ КАРІОЛОГІЇ ПРЕДСТАВНИКІВ РОДУ LITHOGLYPHUS (MOLLUSCA: GASTROPODA: PECTINIBRANCHIA: LITHOGLYPHIDAE) ФАУНИ УКРАЇНИ

Досліджено каріотипи видів та підвидів роду *Lithoglyphus*. Кількість хромосом у всіх видів становить 18 пар, хромосомна формула представлена метацентричними та субметацентричними морфологічними типами хромосом з переважанням метацентриків. Основне число NF=36. Проаналізовано можливість використання морфологічних типів хромосом, середніх значень центромерного індексу та абсолютної довжини хромосом як інтегруючих та диференціюючих факторів в межах роду *Lithoglyphus*. Не виявлено достовірних відмінностей за значення досліджуваних параметрів для *L. apertus* та *L.n.berolinensis*. Особливістю каріотипу *L.n.naticoides* є метацентричність першої хромосомної пари. У якості диференціюючої ознаки для *L. pyramidatus* досліджуваного виду можуть бути використані значення центромерного індексу 1-, 2-, 4-, 6- та 7-ї пар хромосом.

Ключові слова: молюски, Lithoglyphus, каріологія

Перші роботи по вивченню каріологічних особливостей передньозябрових молюсків датуються другою половиною 20 століття. Так, детально описано дві каріологічні раси *Melanioides tuberculatus*: диплоїдну (2n=32) та гексаплоїдну (2n=90-94) [1]. Аналіз літературних даних свідчить про недостатню розробленість даної теми для видів та підвидів роду *Lithoglyphus*. З огляду на це не викликає сумніву необхідність детального вивчення каріологічних особливостей вищезгаданої родини молюсків та аналіз можливостей використання каріологічного критерію для видової ідентифікації в межах групи.

Матеріал і методи досліджень

Об’єктом каріологічних досліджень були два види та два підвиди роду Lithoglyphus: *Lithoglyphus apertus* (Küster, 1852), *Lithoglyphus naticoides naticoides* (C. Pfeiffer, 1828), *Lithoglyphus naticoides berolinensis* Westerlund, 1886, *Lithoglyphus pyramidatus* Möllendorff, 1873. Матеріал походить з територій Вінницької, Житомирської, Миколаївської, Рівненської, Херсонської та Хмельницької областей України. Молюсків для каріологічних досліджень збирали у період їх максимальної статевої активності (травень-серпень). Препарати хромосом готували за методикою висушених препаратів із попереднім колхіцинуванням тварин [2]. Фотозйомку для визначення розмірів хромосом здійснювали цифровою відеокамерою. Для кожної хромосоми розраховували центромерний індекс (Ci = довжина короткого

плеча / довжина хромосоми · 100%), визначали довжину диплоїдного набору (TCL) та відносну довжину хромосом (RL = загальна довжина хромосомної пари / TCL · 100%). Лінійні параметри хромосомних наборів оброблено методами варіаційної статистики.

Результати досліджень та їх обговорення

У результаті дослідження встановлено особливості каріотипу представників роду *Lithoglyphus* фауни України.

Lithoglyphus apertus (Küster, 1852). Диплоїдний набір виду (2n) включає 18 хромосом. Довжина диплоїдного набору TCL=15,06±1,32 мкм. Розміри хромосом варіюють від 2,96 (1-а пара) до 0,92 (9-а пара). Каріотип представлений хромосомами лише двох морфологічних типів (табл. 1). Метацентричними є 2-, 6-9-а пари хромосом. Центромери 1-, 3-5-ї хромосомних пар займають субмедіальне положення. Хромосомна формула: 2n = 10m+8sm = 18. Основне число NF = 36.

Lithoglyphus naticoides naticoides (C. Pfeiffer, 1828). Диплоїдний набір виду (2n) включає 18 хромосом. Довжина диплоїдного набору TCL = 15,51±1,12 мкм. Розміри хромосом варіюють від 2,83 (1-а пара) до 1,24 (9-а пара). Каріотип представлений хромосомами лише двох морфологічних типів (табл. 1). Субметацентричними є лише 2-, 3-, 7- та 9-а пари хромосом, решта хромосомних пар є метацентричними. Хромосомна формула: 2n = 10m+8sm = 18. Основне число NF=36.

Lithoglyphus naticoides berolinensis Westerlund, 1886. Диплоїдний набір виду (2n) включає 18 хромосом. Довжина диплоїдного набору TCL=16,07±1,02 мкм. Розміри хромосом варіюють від 2,82 (1-а пара) до 1,11 (9-а пара). Каріотип представлений хромосомами лише двох морфологічних типів (табл. 1). Метацентричними є 1-, 2-, 4-, 6-, 7-, 8-а і 9-а пари хромосом, субметацентричними – 1-, 3-5-і хромосомні пари. Хромосомна формула: 2n = 10m+8sm = 18. Основне число NF = 36.

Таблиця 1

Основні параметри каріотипів видів та підвидів роду *Lithoglyphus*

Вид	Хромосомна формула	NF	TCL, mkm
L. apertus	2n =10m+8sm=18	36	15,06±1,32
L. n. berolinensis	2n =10m+8sm=18	36	15,02±1,24
L. n. naticoides	2n =10m+8sm=18	36	15,51±1,12
L. pyramidatus	2n =10m+8sm=18	36	16,07±1,02

Lithoglyphus pyramidatus Möllendorff, 1873. Диплоїдний набір виду (2n) включає 18 хромосом. Довжина диплоїдного набору TCL=15,02±1,24 мкм. Розміри хромосом варіюють від 2,64 (1-а пара) до 1,32 (9-а пара). Каріотип представлений хромосомами лише двох морфологічних типів (табл. 1). Метацентричними є 3-, 4-, 6-8-а хромосомні пари, субметацентричними – 1-, 2-, 5- та 9-а. Хромосомна формула: 2n = 10m+8sm = 18. Основне число NF = 36.

Проведений каріологічний аналіз виявив подібність за кількістю хромосом диплоїдного набору (2n=36) та його довжиною (TCL) представників роду *Lithoglyphus* фауни України (табл. 1). Хромосомні набори цих молюсків виявилися однаковими за кількістю хромосом в диплоїдному наборі та за числом хромосомних плечей (2n = 18, NF = 36). Каріотипи досліджуваних видів складаються виключно з мета- та субметацентричних хромосом, при цьому переважають метацентрики. Для статистичної обробки використано середні значення центромерного індексу, відносна довжина та морфологічний тип хромосом видів та підвидів роду *Lithoglyphus*. Аналіз морфологічних типів хромосом *Lithoglyphus* свідчить про відсутність відмінностей за досліджуваним параметром між *L. apertus* та *L.n.berolinensis*. Разом з тим вищенаведені види достовірно відрізняється за морфологією 2- (m), 4- (sm) та 9-ї (m) пари від *L. pyramidatus* та *L.n.naticoides*. Маркерною для *L. pyramidatus* виявилася метацентрична третя пара хромосом. Особливістю каріотипу *L.n.naticoides* є метацентричність першої хромосомної пари. Маркерними для даного виду є також 5-а (m) та 7-а (sm) пари хромосом. Морфологія

решти хромосомних пар є подібною для представників роду *Lithoglyphus* і відіграє інтегруючу роль у досліджуваній групі.

Статистичний аналіз середніх значень центромерного індексу хромосомних пар видів та підвидів роду *Lithoglyphus* свідчить про можливість використання даного показника як інтегруючої ознаки та для диференціації окремих видів у межах групи (рис. 1).

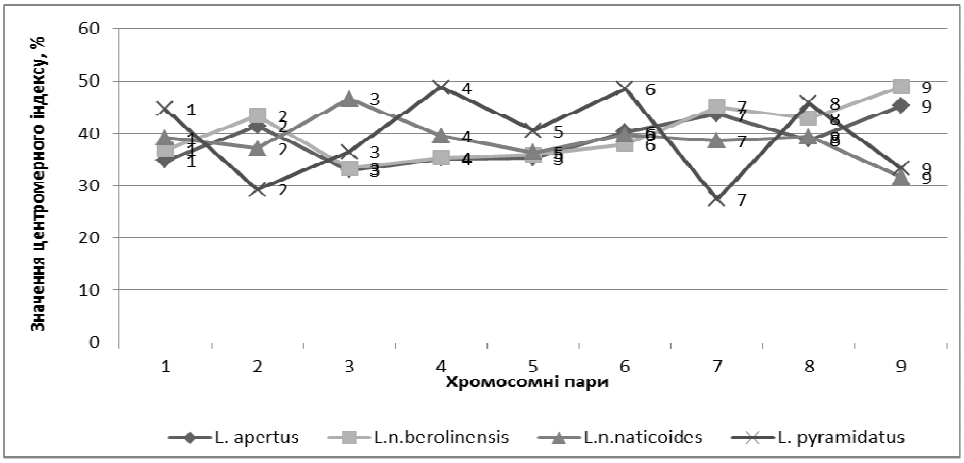


Рис. 1. Ідіограма центромерних індексів видів та підвидів роду *Lithoglyphus*

Як інтегруючий фактор центромерний індекс виступає для *L. apertus* та *L.n.berolinensis*. Подібними значеннями досліджуваного параметру до вище наведених видів характеризується *L.n.naticoides*. Разом з тим даний вид відрізняється від решти представників групи найбільшим значенням центромерного індексу третьої пари хромосом. На графіку чітко прослідковуються значні відхилення «лінії» *L. pyramidatus*. У якості диференціюючої ознаки для досліджуваного виду можуть бути використані значення центромерного індексу 1-, 2-, 4-, 6- та 7-ї пар хромосом.

Статистичний аналіз середніх значень відносної довжини хромосом представників роду *Lithoglyphus* свідчить про значну мономорфність досліджуваного параметру у межах групи (рис. 2).

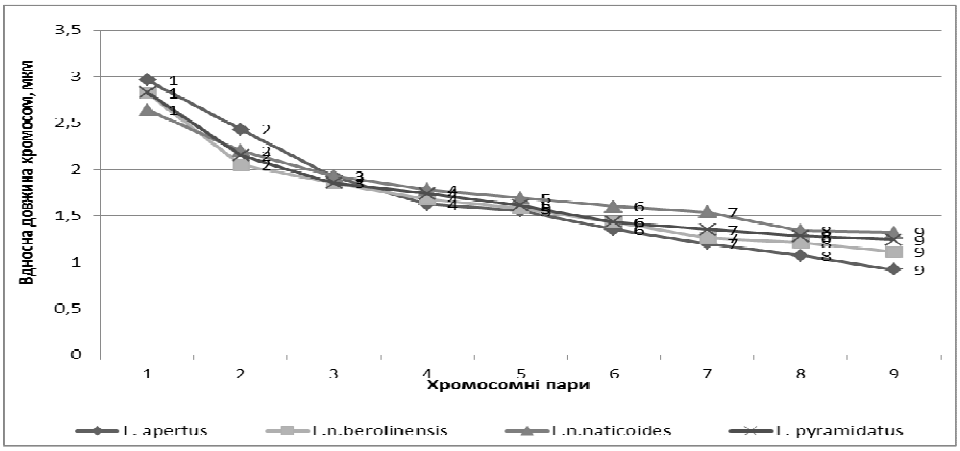


Рис. 2. Ідіограма відносної довжини хромосом видів та підвидів роду *Lithoglyphus*

Висновки

Отже, проведений аналіз каріотипів видів та підвидів роду *Lithoglyphus* свідчить про можливість використання морфологічних особливостей хромосом та деяких їх лінійних промірів для ідентифікації представників групи. Особливості морфології хромосом та деякі їх лінійні характеристики дозволяють ідентифікувати *L. n. naticoides* та *L. pyramidatus*. З меншою точністю досліджувані параметри дозволяють визначити *L. apertus* та *L. n. berolinensis*. Перспективним для подальших досліджень в даній групі вважаємо застосування генетичних методів систематичного аналізу, які дозволяють, спираючись на фіксації альтернативних

алельних станів, робити однозначні висновки про еволюційно-генетичну дискретність сукупності особин.

1. *Ieyama H.* Studies on chromosomes of two species of the Mytilidae (Bivalvia, Pteriomorphia) / H. Ieyama // Venus. – 1977. – Vol. 36, № 1. – P. 25–28.
2. *Gorman G. G.* The chromosomes of Reptilia, a cytotaxonomic interpretation. – Cytotaxonomy and Vertebrate Evolution / G. G. Gorman // L., N., W.: Academic Press, 1973. – P. 43–57.

И.А. Першко
Житомирский государтвенний университет имени Ивана Франко, Украина

ОСОБЕННОСТИ КАРИОЛОГИИ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ РОДА LITHOGLYPHUS (MOLLUSCA: GASTROPODA: PECTINIBRANCHIA: LITHOGLYPHIDAE) ФАУНЫ УКРАИНЫ

Было проведено исследование кариотипов видов и подвидов рода Lithoglyphus. Число хромосом у всех видов составляет 18 пар, хромосомная формула представлена метацентричными и субметацентричными морфологическими типами хромосом с преобладанием метацентриков. Основное число NF = 36. Проанализировано возможность использования морфологических типов хромосом, средних значений центромерного индекса и абсолютной длины хромосом как интегрирующих и дифференцирующих факторов в пределах рода Lithoglyphus. Не выявлено достоверных различий значения исследуемых параметров для *L. apertusma* Liberolinensis. Особенностью кариотипа Linaticoides является метацентричнисть первой хромосомной пары. В качестве дифференцирующего признака для для *L. pyramidatus* исследуемого вида могут быть использованы значения центромерного индекса 1-, 2-, 4-, 6- и 7-й пар хромосом.

Ключевые слова: моллюски, Lithoglyphus, кариология

I.A. Pershko
Ivan Franko Zhytomyr State University, Ukraine

KARYOLOGICAL FEATURES OF LITHOGLYPHUS KIND (MOLLUSCA: GASTROPODA: PECTINIBRANCHIA: LITHOGLYPHIDAE) IN THE FAUNA OF UKRAINE

Studied species and subspecies karyotypes of Lithoglyphus kind. The number of chromosomes in all types are 18 pairs, a chromosomal formula is presented by the metacentric and submetacentric morphological types of chromosomes with predominance of metacentric. Basic number of NF = 36. Studied the possibility of the use of morphological types of chromosomes mean values of centromeric index and absolute length of chromosomes as integrating and differentiative factors within the limits of sort of Lithoglyphus. The number of chromosomes are 18 pairs in all types reliable differences for the value of the investigated parameters was not found. The fact that the first chromosomal pair are metacentrical is the peculiarity of the karyotypes *L.n.naticoides*. Value of centromeric index 1 -, 2 -, 4 -, 6 – and the 7 pairs of chromosomes can be used in quality of differentiative sign for *L. pyramidatus* of the studied kind.

Keywords: mollusca, Lithoglyphus, karyology

УДК 554.114.2:551.553(285.33)

Ю.В. ПЛІГІН, С.Ф. МАТЧИНСЬКА, Н.І. ЖЕЛЕЗНЯК

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ПРОЦЕС ВІДНОВЛЕННЯ СТРУКТУРИ БЕНТОСНОГО ЦЕНОЗУ «*DREISSENA BUGENSIS* + *DREISSENA POLYMORPHA* / ПСАМОПЕЛОКОНХІОФІЛЬНИЙ» КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ПІСЛЯ ГОСТРОЇ ГІПОКСІЇ ВЗИМКУ 2009–2010 рр.

Досліджено процес відновлення ценозу макрозообентосу «*Dreissena bugensis* + *Dreissena polymorpha* / псамопелоконхіофільний» після його часткової загибелі у Київському водосховищі внаслідок гострої гіпоксії взимку 2009-2010 рр. Встановлено, що повноцінне відтворення структури ценозу відбулося лише на третій рік.

Ключові слова: макрозообентос, Київське водосховище, ценоз, гіпоксія, дрейсена, понто-каспійська фауна

Для встановлення функціональних можливостей організмів такого важливого компоненту водних екосистем, як макрозообентос (МЗБ) в аспектах біопродуктивності, самоочисної здатності, його оцінки як потенційної кормової бази риб необхідні дані щодо меж районів із статистично однорідними питомими концентраціями гідробіонтів [3], які фактично становлять собою ценотичні угруповання. Такі ценози були виділені на базі багаторічних даних [6].

Однак дослідження стану ценозів зообентосу свідчить, що їхні межі можуть зазнавати змін унаслідок дії природних та антропогенних чинників, які негативно впливають на життєдіяльність бентосних безхребетних, особливо домінантів і субдомінанті ценозів [1].

Метою цього повідомлення є аналіз процесу відновлення структури ценозу «*Dreissena bugensis* + *D. polymorpha* / псамопелоконхіофільний», що зазнав загибелі на значних акваторіях Київського водосховища взимку 2009-2010 рр. внаслідок гострої гіпоксії.

Матеріл і методи досліджень

У роботі використані дані обробки проб МЗБ, зібраних на стандартній сітці станцій середньої та нижньої частин Київського водосховища у 2010-2013 рр., та порівняльні літературні матеріали. Відбір проб проводився з використанням дночерпака ДЧС-100 та гідробіологічного шкребка [5].

Результати досліджень та їх обговорення

У Київському водосховищі ценоз «*D. bugensis* + *D. polymorpha* / псамопелоконхіофільний» займає найбільшу площу акваторії (35,3%) у діапазоні глибин 3–8 м. [6]. За узагальненими даними 1992, 1994, 2007-2009 рр., його біомаса досягала 1592,84 г/м^2, без молюсків – 12,02 г/м^2; якісний склад становив 18 видів безхребетних, причому у «м'якому» бентосі домінували понто-каспійські організми: *Hypania invalida*, *Chaetogammarus ischnus*, *Dikerogammarus haemobaphes*, *Corophium curvispinum*, *Corophium robustum*, що складають значну частку поживи промислових риб-бентофагів.

Втім, як відмічалося вище, видовий склад та кількісні показники розвитку бентосних ценозів – величини, динамічні у часі й просторі [1], що ми змогли спостерігати в умовах Київського водосховища.

Взимку 2009-2010 рр. льодоутворення на Київському водосховищі розпочалося із середини грудня, і потужність крижаного покриву протягом наступних місяців неухильно збільшувалася завдяки дуже низькій температурі повітря. Це зумовило відсутність атмосферної аерації водної товщі. Крім того, у водосховище почали надходити води р. Прип'ять із дуже низьким (0,5–2,0 мг/дм^3) вмістом кисню [4]. Тобто сформувалися гідрометеорологічні умови, майже ідентичні тим, що спостерігалися взимку 1986-1987 рр., коли внаслідок тривалої задухи відбулася масова загибель оксифільних гідробіонтів [7].

Результати обробки зібраних у вересні 2010 р. проб МЗБ, порівняно з даними за попередні роки, засвідчили, що у бентосній підсистемі внаслідок зимової задухи відбулися кардинальні якісні та кількісні зміни чисельності найбільш масових видів ценозу (таблиця).

Таблиця

Відновлення структури домінуючої групи видів ценозу «*Dreissena bugensis* + *Dreissena polymorpha* / псамопелоконхіофільний» Київського водосховища після явища гострої гіпоксії взимку 2009-2010 рр.

Склад ценозу	Кількісні зміни складу ценозу по роках, екз/м^2				
	1992, 1994 2007–2009	2010	2011	2012	2013
Hypania invalida	729	49	50	57	492
Limnodrilus hoffmeisteri	429	202	243	321	233
Dreissena bugensis	7874	227	178	214	1908
Dreissena polymorpha	519	191	528	1021	967
Lithoglyphus naticoides	64	0	236	86	50
Dikerogammarus haemobaphes	314	0	14	57	100
Chaetogammarus ischnus	471	0	21	28	808
Corophium curvispinum	229	49	285	243	283
Procladius ferrugineus	193	67	50	57	392
Polypedilum nubeculosum	100	98	121	143	200
Chironomus plumosus	214	153	50	28	8
Limnochironomus nervosus	0	9	24	36	233

Надзвичайно різко явище зимової задухи вплинуло на популяції молюсків. У 2010 р., порівняно з даними за 2009 р., чисельність найбільш масового виду молюсків *D. bugensis* знизилась у десятки разів (див. табл.).

На біотопах, характерних для дрейсенового ценозу, у 2010 р. взагалі не було знайдено оксифільних гамарид, хоча у попередні роки чисельність таких субдомінантних видів, як *D. haemobaphes* та *Ch. ischnus* тут складала 314 та 471 екз/м^2 відповідно. Також різко знизилася чисельність і його постійного компонента – понто-каспійської поліхети *H. invalida*.

У невеликій кількості, порівняно з 1992 та 1994 рр., восени 2010 р. знайдено рачків *C. curvispinum* та *C. robustum*. Їхня наявність у бентосі після задухи може бути свідченням фізіологічного пристосування цих ракоподібних до умов зниженого вмісту кисню у воді, що становить генетичну адаптацію до існування корофіїд у шарах мулових відкладень, де вміст кисню завжди значно нижчий, ніж у товщі води. У таксономічній групі хірономід істотних змін не відбулося, за винятком зниження чисельності пелофільного *Ch. plumosus* та збільшення її у *L. nervosus*.

У пробах, відібраних у районі с. Лютіж та в гирлі р. Ірпінь, на глибинах до 4 м було знайдено незначну кількість цьогорічних особин *D. bugensis* та *D. polymorpha*. Переважна більшість мала довжину до 10 мм. З огляду на те, що в Київському водосховищі за нормальних екологічних умов дрейсени починають розмножуватися в середині квітня, молюски, що першими осіли на субстрат, до кінця вересня–жовтня досягають довжини до 15 мм. Отже, можна констатувати, що після зимової задухи сприятливі умови для розмноження дрейсен на деяких ділянках Київського водосховища сформувалися пізніше – лише в червні–липні 2010 р.

Аналіз обростань на бетонних конструкціях в аванпорту Київського водосховища засвідчив, що за станом на кінець листопада 2010 р. чисельність цьогорічних особин дрейсен складала 120-150 екз/дм^2, причому частка *D. polymorpha* становила 62-86%. У бентосі протягом останніх років, навпаки, до 95% дрейсен припадало на *D. bugensis*. Слід відмітити, що популяція *D. bugensis* була сформована особинами довжиною до 8 мм, тоді як деякі екземпляри *D. polymorpha* досягали 14 мм. Тобто і в структурі обростань помітно, що особини *D. bugensis*, які уціліли від загибелі внаслідок задухи, почали розмножуватися значно пізніше, ніж *D. polymorpha*.

Крім численних олігохет-наїдід і личинок хірономід у перифітоні зареєстровані молоді особини гамарид родів *Dikerogammarus* та *Pontogammarus*, які восени 2010 р. взагалі не зустрічалися у складі МЗБ.

Як видно з даних таблиці, протягом наступних років спостерігається досить поступове зростання чисельності оксифільних понто-каспійських видів гамарид та поліхети у дрейсеновому ценозі. Лише у 2013 р., тобто на третій рік після масової загибелі компонентів ценозу «*D. bugensis* + *D. polymorpha* / псамопелоконхіофільний» відбулося повноцінне відновлення ценозу. Цей процес ілюструє «ефект запізнення» відновлювальних процесів у ценозах макробезхребетних, що складаються з організмів із тривалими життєвими циклами, що також є характерним і для морських екосистем [2].

Особливо різко зросла чисельність першого домінанта ценозу – *D. bugensis* та невід'ємного субдомінанта – *Ch. ischnus*. Слід відмітити, що популяції дрейсен на 85-90% у 2012 та 2013 рр. складалися тільки з молодих одно-дворічних особин.

Процес відновлення ценозу відбувався на тлі досить сприятливого кисневого режиму в Київському водосховищі навіть у зимові місяці 2012-2013 рр. – до 60,2% насичення води киснем [8]. Тоді як частковій загибелі цього ценозу взимку 2009-2010 рр. передувало зниження вмісту розчиненого кисню у березні 2010 р. до 5,7% насичення [4].

Скоріш за все, саме популяції дрейсен та гамарид у складі обростань твердих субстратів у літоральній зоні та в бентосі гирлових ділянок приток водосховища стали осередками відновлення досліджуваного ценозу.

Висновки

Попередні дані обробки проб МЗБ Київського водосховища за 2014 р. свідчать, що склад ценозу «*D. bugensis* + *D. polymorpha* / псамопелоконхіофільний» знаходиться у стабільному стані.

1. *Воробьев В. Л.* Бентос Азовского моря / В. Л. Воробьев // Тр. Аз.-Чер. НИИ морского рыб. хоз-ва и океаногр. – 1949. – Вып. 13. – 276 с.
2. *Дикаева Д. Р.* Многолетние изменения полихет на разрезе «Кольский меридиан» (Баренцево море) в период климатических колебаний / Д. Р. Дикаева // Природа морской Арктики: современные вызовы и роль науки: Междунар. науч. конф. (10–12 марта 2010 г., Мурманск): тезисы докл. – Апатиты, 2010. – С. 64–65.
3. *Ковальчук А. А.* Стратегическое оценивание запасов гидробионтов / А. А. Ковальчук // Доп. НАН України. – 2006. – № 12. – С. 150–157.
4. *Линник П. М.* Гідроекологічна характеристика Київського водосховища в експериментальних умовах прояву дефіциту розчиненого кисню / П. М. Линник, А. О. Морозова, Г. О. Васильчук // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. "Гідроекологія". – 2010. – № 2(43). – С. 331–334.
5. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В.Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
6. *Плигин Ю. В.* Реализация концептуального дуализма в биоценологии на примере зообентоса равнинного водохранилища / Ю. В. Плигин // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, № 3. – С. 3–20.
7. *Плигин Ю. В.* Макрозообентос / Ю. В. Плигин, С. Ф. Матчинская // Гидроэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. – К.: Наукова думка, 1992. – С. 116–124.
8. *Сучасний* стан Київської ділянки Канівського водосховища за деякими гідрохімічними та мікробіологічними показниками / Г. М. Романишин, В. М. Якушин, К. П. Каленіченко, М. І. Лінчук // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2013. – № 1(54). – С. 38–44.

Ю.В. Плигин, С.Ф. Матчинская, Н.И. Железняк
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ПРОЦЕСС ВОССТАНОВЛЕНИЯ СТРУКТУРЫ БЕНТОСНОГО ЦЕНОЗА «*DREISSENA BUGENSIS* + *DREISSENA POLYMORPHA* / ПСАМОПЕЛОКОНХИОФИЛЬНЫЙ» КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПОСЛЕ ОСТРОЙ ГИПОКСИИ ЗИМОЙ 2009-2010 ГГ.

Исследован процесс восстановления ценоза макрозообентоса «*Dreissena bugensis* + *Dreissena polymorpha* / псамопелоконхиофильный» после его частичной гибели в Киевском

водохранилище вследствие острой гипоксии зимой 2009-2010 гг. Установлено, что полноценное воспроизводство структуры ценоза произошло лишь на третий год.

Ключевые слова: макрозообентос, Киевское водохранилище, ценоз, гипоксия, дрейссена, понто-каспийская фауна

Yu.V. Pligin, S.F. Matchinska, N.I. Zheleznyak
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukrane, Kyiv

PROCESS OF RESTORATION OF "DREISSENA BUGENSIS + DREISSENA POLYMORPHA / PSAMMO-PELO-CONCHIOPHILIC" BENTHIC CENOSIS STRUCTURE IN THE KYIV WATER RESERVOIR AFTER THE ACUTE HYPOXIA IN WINTER 2009–2010.

The paper considers the process of restoration of "*Dreissena bugensis + Dreissena polymorpha / psammo-pelo-conchiophilic"* macrozoobenthos cenosis in the Kyiv water reservoir after its partial death, caused by acute hypoxia in winter 2009-2010. The full-fledged reproduction of the cenosis structure was found to take place only three years later.

Keywords: macrozoobenthos, Kyiv water reservoir, cenosis, hypoxia, dreissena, ponto-caspian fauna

УДК 504.064.4:622.34

И.Н. ПОДРЕЗЕНКО, Н.С. ОСТАПЕНКО, О.К. ТЯПКИН, С.В.КРЮЧКОВА
Институт проблем природопользования и экологии НАН Украины
ул. Московская, 6, Днепропетровск, 49000, Украина

ОБОСНОВАНИЕ НОВЫХ ВОЗМОЖНОСТЕЙ ОЦЕНИВАНИЯ АНТРОПОГЕННОГО ВЛИЯНИЯ НА ГИДРОЭКОСИСТЕМЫ

Показано, что биота существенным образом влияет на формирование щелочности природных вод, и, как следствие, на их карбонатное равновесие. Установлены обратные закономерности в динамике массы сухого остатка, содержания бикарбонатов, углерода и общей щелочности по отношению к бихроматной и перманганатной окисляемости и мутности природных вод. Предложен гидробиогеохимический коэффициент (отношение величины перманганатной окисляемости к общей щелочности), который наиболее полно характеризует общность взаимодействия органических и неорганических компонентов водной среды и позволяет определять условия формирования карбонатного равновесия в природных водах различной минерализации.

Ключевые слова: гидросфера, антропогенное влияние, щелочность, окисляемость, гидробиогеохимический коэффициент, мониторинг, экосистема

Решение эколого-экономических проблем мониторинга гидросферы в пределах сложных городских техноэкосистем, оценки влияния технологий разработки (как природных, так и техногенных) месторождений на безопасность жизнедеятельности и др. признаны наиболее насущными задачами [3]. При рассмотрении этих аспектов, весьма *актуальным* является формирование оценки, которая наиболее полно объединит учет органических и неорганических составляющих водных экосистем.

Целью представленных исследований является обоснованная оценка влияния городских техноэкосистем на гидросферу с помощью нового показателя, характеризующего общность взаимодействия органических и неорганических компонентов водной среды.

Материал и методы исследований

В процессе работы были использованы следующие методы*:* химического анализа проб воды; статистической обработки, обобщения и анализа на основе построенных структурно-графических схем.

Результаты исследованией и их обсуждение

Несмотря на многолетнюю историю образования водохранилищ, их водный режим, баланс и влияние на окружающую среду изучены все еще недостаточно. Нами были проведены мониторинговые исследования гидросферы в условиях функционирования городских техноэкосистем. В частности, из Днепровского водохранилища, в которое сбрасываются промышленно-коммунальные стоки города Днепропетровска [4], производился отбор проб воды (дважды в месяц в течение года 12.03.2013-12.03.2014). На рис. 1, 2 приведены результаты анализов бикарбонатов, общей щелочности и перманганатной окисляемости в местах отбора проб.

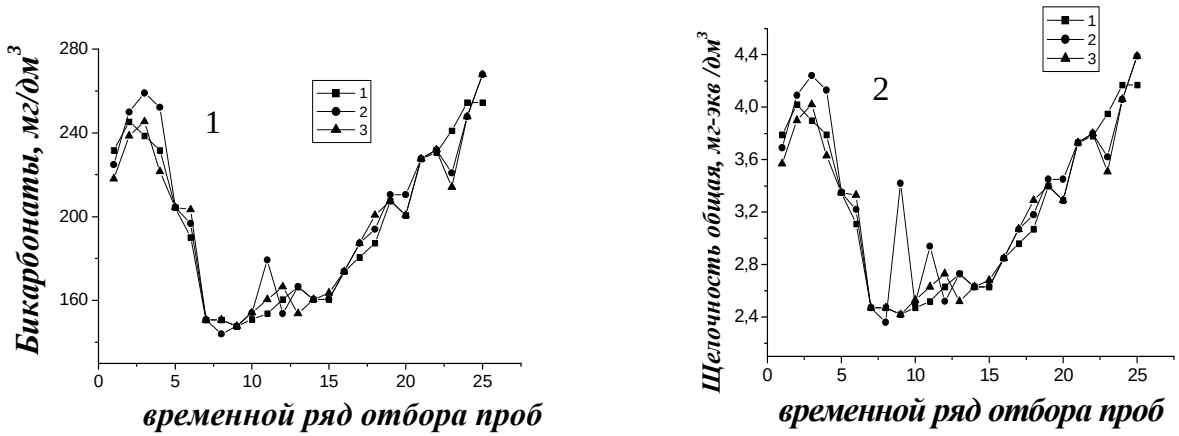


Рис. 1. Содержание бикарбонатов (**1**) и общая щелочность воды (**2**) в Днепровском водохранилище: 1,2,3 – станции отбора проб, соответственно в районах: Кайдакского моста, Монастырского острова и Южного моста (г. Днепропетровск)

Были установлены обратные закономерности в изменении в течение года содержания сухого остатка, бикарбонатов, углерода и общей щелочности по отношению к бихроматной и перманганатной окисляемости. Такое положение свидетельствует об общей взаимосвязанности динамики данных показателей.

Обычно предполагается, что щелочность природных вод создается в основном гидролизом карбонатных ионов, так как в природных водах среди анионов слабых кислот преобладает ион HCO_3^- [2]. Однако, при высокой интенсивности процессов фотосинтеза в летний период, когда утилизируется не только растворенный в воде, но и связанный другими соединениями CO_2, карбонатное равновесие смещается в сторону разложения гидрокарбонатов с образованием карбонатов и свободного CO_2. Последний утилизируется водными растениями в процессе фотосинтеза, а карбонаты вступают в реакцию с кальцием и магнием, образуя осадок из трудно растворимых солей $CaCO_3$ и $MgCO_3$. Зимой, при ослаблении фотосинтеза, происходит обратный процесс растворения карбоната кальция [1]. В большинстве внутренних водоемов ион HCO_3^- является основным компонентом солевого состава вод. Содержание его в речных водах может колебаться от 50 до 500 мг/дм^3. Источником HCO_3^- в воде являются главным образом карбонатные породы. Растворяясь в воде, содержащей CO_2, они обогащают воду ионами Ca^{2+} и HCO_3^-. Следует отметить, что основным источником кальция для беспозвоночных является кальций, содержащийся в воде, поскольку эти организмы могут его утилизировать непосредственно из водной среды. Установлено, что на протяжении 74 дней обыкновенный прудовик может утилизировать из воды до 80% кальция. Интенсивность использования кальция зависит как от его содержания в воде, так и от ее общей минерализации. В мягкой воде эти моллюски получают из воды лишь 30%, а с пищей – 70% кальция, поступающего в организм. В обогащенной кальцием воде эти источники играют одинаковую роль.

В процессе фотосинтеза водные растения могут существенным образом влиять на карбонатно-кальциевое равновесие водоемов, способствуя тем самым выпадению карбоната кальция в осадок. Так, тростник обыкновенный с воздушно-сухой фитомассой 40 т/га утилизирует до 200 кг/га кальция, а в зарослях элодеи в течение 10 ч световой части суток выпадает в осадок до 2 кг соединения кальция на 100 кг сухой массы.

Процесс фотосинтеза можно охарактеризовать количеством кислорода, который выделяется водными растениями. Карбонатная система представляет собой систему равновесий, самую сложную в природных водах. Общее содержание ее компонентов выражается в виде суммы:

$$\Sigma CO_2 = [CO_2] + [H_2CO_3] + [HCO_3^-] + [CO_3^{-2}], моль - экв / дм^3$$

Ранее при изучении карбонатного равновесия не учитывалось равновесие с органической составляющей природных вод.

Окисляемость, установленная методом перманганатометрии, характеризует некоторую сумму органических соединений в воде, как правило, легкоокисляемых. Следовательно, показатель перманганатной окисляемости косвенно отражает содержание этой группы органических веществ в природных водах. Действительно, несмотря на разную минерализацию воды в Днепровском водохранилище (200-370, в среднем 263 мг/дм^3) и устье р. Самара (1600-2440, в среднем 1892 мг/дм^3), ход кривых динамики показателя перманганатной окисляемости имеет примерно одинаковый характер в местах отбора проб – станции 1, 2, 3 и 4 (рис. 2). Аналогично ведет себя и показатель общей щелочности (рис. 1). Наиболее информативными являются показатели перманганатная окисляемость (отражает биологическую часть этого процесса, заключающегося в осаждении и утилизации биотой карбонатных соединений) и общая щелочность (отражает неорганическую часть общего процесса). Для полного учета общности взаимодействия органических и неорганических компонентов водной среды предлагается показатель величины отношения перманганатной окисляемости к общей щелочности (рис. 2). Это взаимодействие отражается на состоянии природных вод, прежде всего, на уменьшение массы сухого остатка в воде в летний период за счет выпадения карбонатов в осадок и утилизации их гидробионтами.

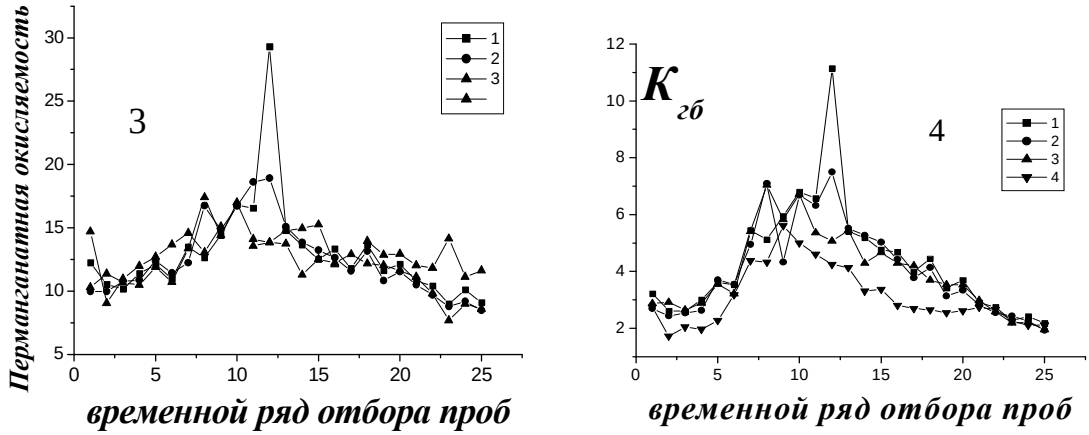


Рис. 2. Изменение перманганатной окисляемости (**3**) и отношение перманганатной окисляемости (мг О/дм^3) к общей щелочности (мг-экв HCO_3^-/дм^3) (**4**) воды в Днепровском водохранилище и устье р. Самара: 1,2,3,4 – станции отбора проб, соответственно в районах: Кайдакского моста, Монастырского острова, Южного моста (г. Днепропетровск), устье р. Самара

Данное отношение перманганатной окисляемости к общей щелочности нами названо гидробиогеохимическим коэффициентом ($К_{г.б.}$). Показано, что при различной минерализации воды в Днепровском водохранилище и р.Самара, значение $К_{г.б.}$ определяется совместным

воздействием органических и неорганических компонентов водной среды. Введенный коэффициент показывает изменения общей щелочности воды в зависимости от наличия органических компонентов в водоеме. Там, где наличие органических веществ в воде будет минимальным, значение этого коэффициента также должно быть минимальным. Наименьшим наличием органических соединений характеризуются подземные воды. Для проверки этих представлений были отобраны пробы воды из родников, колодцев, скважин и др. источников, имеющие минерализацию 310-2440 мг/дм^3. Анализ данных показывает, что независимо от минерализации природных вод, значение $К_{г.б.}$ для подземных вод находится в пределах 0,18–0,64 мг O_2/ммоль-экв HCO_3^-. Отметим существенное влияние температуры и продолжительности солнечного дня на развитие водной растительности и биоты, что определяет пониженные значения гидробиогеохимического коэффициента.

Выводы

В качестве нового интегрального показателя для наиболее полного учета общности взаимодействия органических и неорганических компонентов водной среды предложен гидробиогеохимический коэффициент, определяющий отношение величины перманганатной окисляемости воды к ее общей щелочности ($К_{г.б.}$). Установлено, что этот коэффициент характеризует условия формирования природных вод различной минерализации и в дальнейшем будет способствовать эффективному определению граничных значений при использовании воды для разных целей, в том числе, и пределов опасности для жизнедеятельности гидробионтов.

1. *Гидрогеология* СССР. Влияние производственной деятельности человека на гидрогеологические и инженерно-геологические условия. – М.: Недра, 1973. – Вып. 4. – 278 с.
2. *Коценко Е. Ф.* Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2000 році / Е. Ф. Коценко. – К.: Мінекоресурсів України, 2001. – 184 с.
3. *Шапар А. Г.* Еколого-економічні проблеми переводу екосистеми річки Дніпро до режиму сталого функціонування / А. Г. Шапар, О. О. Скрипник, С. М. Сметана // Екологія і природокористування. – Вип. 14. – Дніпропетровськ, 2011. – С. 26–48.
4. *Ярошевич И. Н.* Техногенные изменения экологических параметров реки Днепр в пределах городской техносистемы / И. Н. Ярошевич, И. Н. Подрезенко, Н. С. Остапенко // Проблемы и перспективы комплексного освоения и сохранения земных недр. – М.: ИПКОН РАН, 2014. – С. 407–409.

І.М. Подрезенко, Н.С. Остапенко, О.К. Тяпкін, С.В. Крючкова
Інститут проблем природокористування й екології НАН України, Дніпропетровськ

ОБҐРУНТУВАННЯ НОВИХ МОЖЛИВОСТЕЙ ОЦІНЮВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ГІДРОЕКОСИСТЕМИ

Показано, що біота істотним чином впливає на формування лужності природних вод, і, як наслідок, на їхню карбонатну рівновагу. Установлено зворотні закономірності в динаміці маси сухого залишку, вмісту бікарбонатів, карбону й загальної лужності стосовно біхроматної і перманганатної окиснюваності та каламутності природних вод. Запропоновано гідробіогеохімічний коефіцієнт (відношення величини перманганатної окиснюваності до загальної лужності), що найповніше характеризує спільність взаємодії органічних і неорганічних компонентів водного середовища та дозволяє визначати умови формування карбонатної рівноваги в природних водах різної мінералізації.

Ключові слова: гідросфера, антропогенний вплив, лужність, окиснюваність, гідробіогеохімічний коефіцієнт, моніторинг, екосистема

I.N. Podresenko, N.S. Ostapenko, O.K. Tyapkin, S.V. Kryuchkova
Institute for Nature Management Problems and Ecology of NAS of Ukraine, Dnipropetrovsk

SUBSTANTIATION OF NEW OPPORTUNITIES OF ESTIMATION OF ANTHROPOGENOUS INFLUENCE ON HYDROECOSYSTEMS

It is shown that biota significally influences formation of natural waters alkali, and as a consequence, them carbonate balance. The return laws in dynamics of weight of the dry rest, concentration of bicarbonates, carbon and general alkali in relation to dichromate and permanganate oxidation and turbidity of natural waters are established. The new integrated parameter – hydrobiogeochemical factor (attitude of size of permanganate oxidation to general alkali) is offered and proved. It characterizes a generality of interaction of organic and inorganic components of water environment and allows to determine the conditions of formation of carbonate balance in natural waters with various mineralization.

Keywords: Hydrosphere, anthropogenous influence, alkali, oxidation, hydrobiogeochemica factor, monitoring, ecosystem

УДК 577.34:595.111(06)

Н.А. ПОМОРЦЕВА, Д.И. ГУДКОВ

Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

СТРУКТУРНЫЕ НАРУШЕНИЯ ФОРМЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ КРОВИ У КРАСНОПЕРКИ *SCARDINIUS ERYTHROPHTHALMUS* L. ПРИ ХРОНИЧЕСКОМ РАДИАЦИОННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ

Исследованы гематологические показатели красноперки, обитающей в градиенте радионуклидного загрязнения в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения. Оценена мощность поглощенной дозы излучения и проанализировано изменение лейкоцитарной формулы и цитологические нарушения эритроцитов периферической крови.

Ключевые слова: Чернобыльская зона отчуждения, радионуклидное загрязнение, рыбы, периферическая кровь, лейкоцитарная формула, нарушения эритроцитов

Одной из ключевых проблем современной радиоэкологии является оценка дозозависимых эффектов у биоты при хроническом радиационном воздействии. В связи с этим, особую важность приобретают исследования, выполненные в условиях радионуклидного загрязнения природных экосистем, позволяющие оценить последствия хронического воздействия малых доз ионизирующего излучения, а также степень радиационного риска для живых организмов.

При анализе хронического радиационного воздействия на водные организмы особый интерес представляют рыбы, занимающие в гидробиоценозах верхние трофические уровни, и характеризуются сравнительно низкой радиоустойчивостью. В частности радиобиологические исследования рыб в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО), отличающихся крайне низкими темпами самоочищения и повышенными дозовыми нагрузками на гидробионты, были ограничены в основном анализом морфометрических показателей, а также оценкой состояния репродуктивной системы. При этом кроветворная и иммунная системы, являющиеся наиболее чувствительными к воздействию ионизирующего излучения, не исследовались.

Материал и методы исследований

Объектом исследований была красноперка *Scardinius erythrophthalmus* L. Сбор материала проводили в августе 2011-2013 гг. в озерах Глубокое, Далекое и Яновском затоне, расположенных в ближней (10-километровой) ЧЗО. Референтным водоемом служило оз. Подборное (Киевская область) с фоновым уровнем радионуклидного загрязнения.

Измерение удельной активности основных дозообразующих радионуклидов в образцах рыб проводили при помощи методов, описанных в [7]. Оценку мощности поглощенной дозы выполняли для пелагических видов рыб при помощи методологии [9].

Гематологические исследования выполняли на живых, внешне здоровых и неповрежденных особях. Кровь отбирали из гемального канала хвостового стебля. Препараты периферической крови изготавливали на месте вылова рыб, высушивали на воздухе и фиксировали в 99,8% метаноле. Мазки окрашивали азур-эозином по Паппенгейму. В мазках проводили подсчет лейкоцитов (молодых форм гранулоцитарного ряда – миелобластов, промиелоцитов, метамиелоцитов, миелоцитов, нейтрофилов палочко- и сегментоядерных, псевдоэозинофилов, псевдобазофилов, а также агранулоцитов – моноцитов, лимфоцитов и пенистых клеток), эритроцитов различной степени зрелости, а также различных форм тромбоцитов. Клетки крови и их патологические изменения идентифицировали согласно [3, 4]. Лейкоцитарную формулу определяли при подсчете 200 клеток белой крови. Количество клеток с цитологическими нарушениями оценивали на 3000 эритроцитов.

Результаты исследований и их обсуждение

Величина мощности поглощенной дозы для красноперки исследуемых водоемов ЧЗО отмечена в диапазоне 2,3-88,7 мкГр/ч. Максимальными значениями этого показателя характеризовались рыбы оз. Глубокое. В озере с фоновым уровнем радионуклидного загрязнения дозовая нагрузка на рыб не превышала 0,08 мкГр/ч.

В периферической крови красноперки присутствуют клетки всех генераций по уровню дифференцирования и стадии созревания согласно [5]. В наших исследованиях мы наблюдали аналогичную картину (табл.).

Таблица

Лейкограммы периферической крови красноперки, % (M±m)

Форменные элементы крови	Оз. Глубокое	Яновский затон	Оз. Далекое	Оз. Подборное
Бластные клетки	0,5±0,1	1,0±0,2	0,5±0,1	1,0±0,2
Лимфоциты	86,3±1,5	88,6±1,7	91,8±2,1	93,0±2,1
Моноциты	2,8±0,3	1,1±0,1	1,1±0,2	1,0±0,2
Эозинофилы	3,6±0,2	3,2±0,5	2,9±0,5	2,1±0,1
Базофилы	0,8±0,2	0,7±0,1	1,6±0,2	0,2±0,05
Нейтрофилы	4,5±0,5	5,1±0,3	2,1±0,2	2,7±0,5
Пенистые клетки	1,5±0,1	0,3±0,1	–	–

Из приведенных данных видно, что лимфоциты составляют наибольший пул клеток, на долю которых приходится в среднем до 93% состава всех лейкоцитов, тогда как число моноцитов колеблется в пределах 1,1–2,8%, нейтрофилов – 5,1–2,1%, базофилов 1,6–0,2%, а клеток типа бласт 0,5–1,0%. Анализ количественных характеристик отдельных пулов лейкоцитов в периферической крови красноперки показал достоверные отличия для рыб, обитающих в различных по уровню радионуклидного загрязнения водоемах, и характеризующихся, по сравнению с контрольным водоемом, низкими показателями содержания лимфоцитов и высокими нейтрофилов, эозинофилов, базофилов, а также наличием пенистых клеток.

Увеличение доли эозинофилов у рыб из водоемов ЧЗО, вероятно является показателем аллергизации организма, вызванной высоким уровнем накоплением радионуклидов в тканях и органах. Известно, что эозинофилия является индикатором аллергических реакций организма, в том числе по отношению к солям тяжелых металлов и злокачественным новообразованиям [1]. В лейкоцитарных формулах рыб из всех исследуемых водоемов зоны отчуждения присутствовали также пенистые клетки.

У рыб ЧЗО были также зарегистрированы следующие формы деструктивных нарушений эритроцитов согласно [4]: различные типы деформации ядер; пристеночные ядра; вакуолизация цитоплазмы; пикноз; микроциты; шистоциты; лизис; хроматинолиз и некоторые другие (рис. 1).

Разнообразие форм патологических изменений структуры клеток крови, в основном эритроцитов, у исследованных рыб, может свидетельствовать о снижении генетической стабильности рыб в условиях повышенной мутагенности и генотоксичности среды обитания. Согласно [2], ионизирующее излучение вызывает нарушение липидной структуры биологических мембран (например, лизосом), а также их барьерных функций, обеспечивающих компартментализацию клетки. Это приводит к нарушению пространственной изоляции ферментов от их субстратов, высвобождению ферментов и к дальнейшему разрушению макромолекул и внутриклеточных структур. Вследствие этого происходят изменения не только в цитоскелете, но и в работе всех органелл клетки.

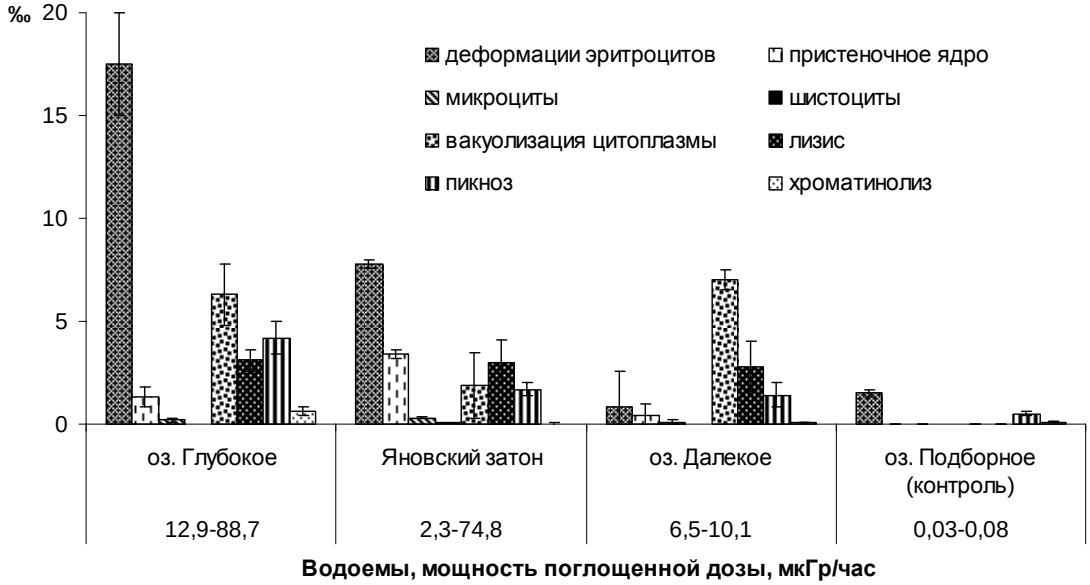


Рис. Структурные нарушения эритроцитов красноперки в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения

Как видно на рисунке, в периферической крови красноперки преобладали такие нарушения морфологии клеток как деформации ядер, вакуолизация цитоплазмы, пикноз и лизис. Наибольшее число деформаций эритроцитов отмечено в оз. Глубокое. Общее количество нарушений клеток в оз. Глубокое составил 33,3‰, в Яновском затоне – 16,5‰, в оз. Далекое – 12,6‰ и в контрольном водоеме – 2,9‰. По литературным данным, атипичная форма ядра эритроцитов у здоровых рыб встречается с частотой 0,4‰ [6], а увеличение частоты нарушений морфологии клетки оценивается как дегенеративные изменения клетки, возникающие в результате негативного воздействия факторов внешней среды на организм рыб [8]. Среди всех исследованных рыб особи без клеточных патологий не обнаружены. У 48% особей встречались два типа и более нарушений клеток красной крови.

Выводы

В периферической крови красноперки, обитающей в водоемах ЧЗО в градиетне хронических дозовых нагрузок от 2,3 до 88,7 мкГр/ч, зарегистрированы дозозависимое увеличение нарушений эритроцитов, а также изменения лейкоцитарной формулы. Это свидетельствует о существенных изменениях гематологических показателей рыб в условиях радионуклидного загрязнения водных экосистем ЧЗО и о негативном влиянии хронических малых доз ионизирующего излучения на организм рыб.

1. *Адо А. Д.* Общая аллергология / А. Д. Адо. – М.: Медицина,1978. – 464 с.
2. *Бак З.* Основы радиобиологии / З. Бак, П. М. Александер. – Л., 1963. – 500 с.
3. *Давыдов О. Н.* Патология крови рыб / О. Н. Давыдов, Ю. Д. Темниханов. – К.: ИНКОС, 2006. – 205 с.

4. *Житенева Л. Д.* Атлас нормальных и патологически измененных клеток крови рыб / Л. Д. Житенева, Т. Г. Полтавцева, О. А. Рубницка. – Ростов-на-Дону: Ростовское книжное издательство, 1989. – 111 с.
5. *Иванова Н. Т.* Атлас клеток крови рыб / Н. Т. Иванова. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 184 с.
6. *Калинина М. В.* Картина крови молоди кеты как индикатор загрязнения водоемов тяжелыми металлами / М. В. Калинина // Международная научная конференция «Новые технологии в защите биоразнообразия в водных экосистемах» (27–29 мая, 2002 г., Москва). – М., 2002. – С. 123.
7. *Кузьменко М. І.* Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах / М. І. Кузьменко, Д. І. Гудков, С. І. Кірєєв [та ін.] – К.: Наукова думка, 2010. – 262 с.
8. *Лугаськова Н. В.* Видовая специфика цитогенетической стабильности рыб в условиях эвтрофного водоема / Н. В. Лугаськова // Экология. – 2003. – № 3. – С. 235–240.
9. *ERICA* Assessment Tool 1.0, 2012. The integrated approach seeks to combine exposure/dose/effect assessment with risk characterisation and managerial considerations (http://www.erica-tool.com)

Н.А. Поморцева, Д.І. Гудков
Інститут гідробіології НАН України, Київ

СТРУКТУРНІ ПОРУШЕННЯ ФОРМЕНИХ ЕЛЕМЕНТІВ КРОВІ У КРАСНОПІРКИ *SCARDINIUS ERYTHROPHTHALMUS* L. В УМОВАХ ХРОНІЧНОГО РАДІАЦІЙНОГО ВПЛИВУ

Досліджено гематологічні показники краснопірки, що мешкає в градієнті хронічного радіонуклідного забруднення у водоймах Чорнобильської зони відчуження. Оцінено потужність поглиненої дози опромінення та проаналізовано зміни лейкоцитарної формули і цитологічні порушення еритроцитів периферичної крові.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, радіонуклідне забруднення, риби, периферична кров, лейкоцитарна формула, порушення еритроцитів

N.A. Pomortseva, D.I. Gudkov
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

STRUCTURAL VIOLATION OF BLOOD CELLS OF THE COMMON RUDD *SCARDINIUS ERYTHROPHTHALMUS* L. IN CONDITIONS OF CHRONIC RADIATION EXPOSURE

The haematological parameters of the common rudd that inhabit the gradient of long-term radioactive contamination in waters bodies of the Chernobyl exclusion zone were studied. The absorbed radiation dose rate was estimated and changes of leukograms as well as cytological damages of erythrocytes in peripheral blood was analysed.

Keywords: Chernobyl exclusion zone, radionuclide contamination, fish, peripheral blood, leukogram, damages of erythrocytes

УДК 574.587:591.5(262.5)

В. В. ПОРТЯНКО

Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

HARPACTICOIDA (CRUSTACEA, COPEPODA) ПЕЛОКОНТУРА ОДЕССКОГО МОРСКОГО РЕГИОНА (ЧЕРНОЕ МОРЕ)

Рассмотрена роль гарпактикоид пелоконтура в формировании общей численности и общей биомассы мейобентоса. Установлено, что наибольшая численность гарпактицид наблюдалась на поселениях мидии с серыми и черными илами (358500 экз·м$^{-2}$ и 178300 экз·м$^{-2}$ соответственно). Определено, что доля вклада гарпактикоид в общую численность

мейобентоса наибольшая на серых илах с мидийным компонентом (49,4 %) и примесью ракуши (31,4 %). При анализе фауны гарпактикоидных копепод выявлены качественные отличия между двумя типами илов.

Ключевые слова: гарпактикоиды, пелоконтур, Одесский морской регион

Одним из важных компонентов мейобентосного сообщества являются гарпактикоидные копеподы. Эти ракообразные входят в группу потребителей первичной продукции донного микрофитобентоса, что делает их важным звеном трофической цепи в донных сообществах [2]. Пелоконтур (собственно илы, а также заиленные пески и ракуша), как один из типов донных биотопов, представляет собой одно из основных контурных сообществ [1].

Материал и методы исследований

Материал для настоящей статьи – многолетние исследования в Одесском морском регионе. При отборе проб использовались дночерпатель Петерсена с площадью захвата 0,1 м^2, бентосная рамка с площадью захвата 10×10 см^2. Обработка проб проводилась по общепринятой методике [3].

Результаты исследований и их обсуждение

Донные отложения на глубоководных станциях (от 6 м до 27 м) Одесского морского региона в своем большинстве представлены серыми и черными илами, а также заиленными ракушей и песком. На небольшом количестве иловых станций встречаются поселения мидий. В период за 2005-2013 гг. собрано и обработано 250 проб на илистом и заиленном субстратах. Многолетняя динамика численности и биомассы гарпактикоид всего пелоконтура Одесского морского региона значительно колебалась в разные года (рис. 1, 2).

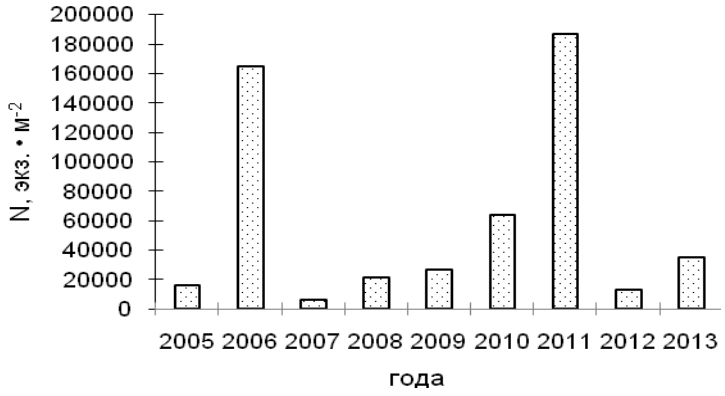


Рис. 1. Многолетняя динамика численности гарпактикоид в пелоконтуре Одесского морского региона

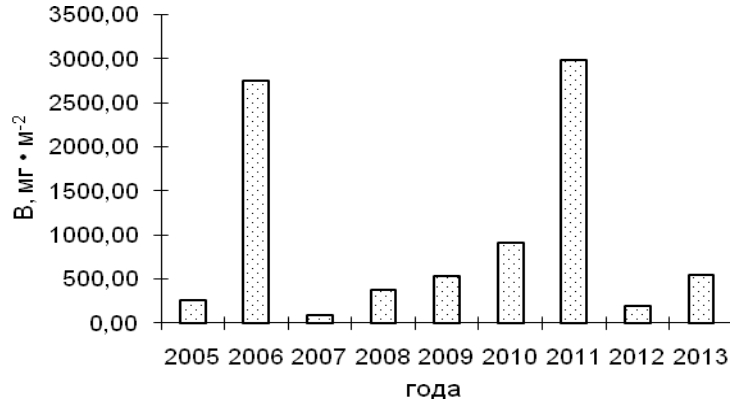


Рис. 2. Многолетняя динамика биомассы гарпактикоид в пелоконтуре Одесского морского региона

Многолетние количественные показатели гарпактикоидных копепод имеют тенденцию к резким подъёмам и спадам с тенденцией к росту в некоторые периоды наблюдений. Исходя из этого, представляет интерес анализ доли гарпактикоид в общей численности и биомассе мейобентоса. Наиболее высокий процент от этих показателей наблюдался в 2011 году и составил 44,2% (187292 экз.·м$^{-2}$) от численности и 85,1% (44,15 мг·м$^{-2}$) от биомассы, а наименьший – в 2012 году – 7,4% (12789 экз. ·м$^{-2}$) и 8,2% (8,17 мг ·м$^{-2}$) соответственно. Можно предположить, что такое массовое развитие гарпактикоид определялось значительным накоплением органического вещества в бентали, поступившего из пелагиали летом и осенью 2010 года. В остальные годы ситуация была не такой однозначной. В 2006 году численность и биомасса гарпактикоид также была значительной (172640 экз. · м$^{-2}$ и 2762,23 мг· м$^{-2}$), при этом вклад этих ракообразных в численность составил всего 8,8 %, а доля в биомассе существенно выше – 36,4%. За 2007 год, несмотря на самые низкие количественные показатели за исследуемый период (6059 экз. ·м$^{-2}$ и 96,93 мг·м$^{-2}$), вклад гарпактикоид в численность всего мейобентоса был выше, чем в 2006 году и составил 18,7%. Доля биомассы также была значительной – 29,04%.

Пелоконтур Одесского морского региона разнообразен по своим составляющим компонентам. Наряду с чистыми серыми и черными илами, можно выделить еще четыре группы: 1) «ил серый – мидии», 2) «ил серый – песок», 3) «ил серый – ракуша», 4) «ил серый – песок – ракуша». Для черных илов выделяются соответствующие группы. На рисунке 3 показаны средние многолетние количественные данные и доли вклада гарпактикоид в общую численность мейобентоса в зависимости от типа субстрата. Наибольшая численность гарпактицид наблюдалась на поселениях мидии с серыми и черными илами (358500 экз·м$^{-2}$ и 178300 экз·м$^{-2}$ соответственно), а примесь ракуши и песка в илистых отложениях обоих типов ила не особо влияла на количественные характеристики этих ракообразных.

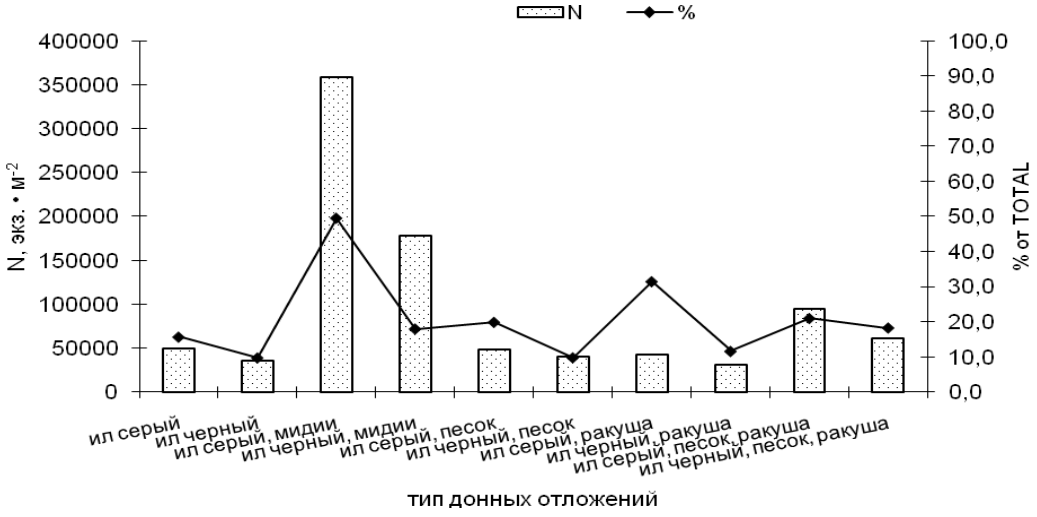


Рис. 3. Средняя многолетняя численность и доля гарпактикоид в пелоконтуре Одесского морского региона

Средняя разница в численности между черными и серыми илами с учетом всех примесей за исключением мидийных поселений составляла 9,6%±3,7. Иной выявилась ситуация при рассмотрении доли вклада гарпактикоид в общую численность мейобентоса. Наибольшей она была на серых илах с мидийным компонентом (49,4%) и примесью ракуши (31,4%). Для групп черных илов нельзя указать с уверенностью какой субстрат вносит наибольший вклад в общую численность мейобентоса. Тем не менее, согласно полученным данным можно сделать общее заключение о том, что численность гарпактикоид и их доля в общем мейобентосе в группах с серыми илами всегда выше.

Таким образом, логично предположить непосредственное влияние типа ила на количественное состояние гарпактицид.

Анализ фауны гарпактикоидных копепод проводился с учетом типа ила на всех группах субстрата. Качественные отличия между двумя типами илов являются существенными. Видовой состав гарпактицид всего пелоконтура включает 21 вид, 17 родов и 13 семейств (табл. 1).

Таблица 1

Видовое разнообразие Harpacticoida (Crustacea, Copepoda) пелоконтура Одесского морского региона (Черное море)

Семейство	**Виды**	**Серый ил**	**Черный ил**
Ameiridae	*Ameira parvula parvula* (Claus, 1866)	+	+
Miraciidae	*Amphiascoides subdebilis* (Willey, 1935)	+	-
	Amphiascus longirostris ((Claus, 1863) Huys 2010)	+	+
	Bulbamphiascus imus (Brady, 1872)	+	-
	Delavalia elisabethae (Por, 1959)	+	-
Canuellidae	*Canuella perplexa* (Scott T. et A.,1893)	+	-
Dactilopusiidae	*Dactilopusia tisboides* (Claus, 1863)	+	-
Ectinosomatidae	*Paradactilopodia brevicornis* (Claus, 1866)	+	-
	Ectinosoma melaniceps (Boek, 1865)	+	+
Cletodidae	*Enchydrosoma gariene* (Gurney, 1930)	+	+
Harpacticidae	*Harpacticus flexulosus* (Ceccherelli, 1988)	+	-
	Harpacticus littoralis (Sars G. O., 1910)	+	-
Laophontidae	*Laophonte elongata elongata* (Boeck, 1873)	+	-
Tachidiidae	*Microarthridion littorale* (Poppe, 1881)	+	-
	Microarthridion fallax (Perkins, 1956)	+	-
Nannopodidae	*Nannopus palustris* (Brady, 1880)	+	-
Normanellidae	*Normonella minuta* (Boeck, 1873)	+	+
Thalestridae	*Thalestris longimana* (Claus, 1863)	+	-
Tisbidae	*Tisbe battagliai* (Volkmann-Rocco, 1972)	+	-
	Tisbe histriana (Marcus & Por, 1961)	+	-
	Tisbe marmorata (Volkmann-Rocco, 1973)	+	+
Всего		21	6

Из данной таблицы видно, что на серых илах обнаружен 21 вид, а на черных илах обнаружено всего 6 видов гарпактицид, которые являются общими для этих двух типов грунта.

Выводы

Веслоногие ракообразные отряда Harpacticoida одна из ведущих групп мейобентического сообщества. В частности, на исследуемом пелоконтуре эти ракообразные вносят заметный вклад в общую численность (от 7,4 % до 42,2 %) и биомассу (от 8,2 % до 85,1 %) мейобентоса. Данные показатели, как и видовой состав фауны гарпактикоид являются зависимыми от типа субстрата. Наибольшими они являются на субстратах заиленными серыми илами.

1. *Зайцев Ю. П.* Введение в экологию Черного моря. – Одесса: «Эвен», 2006. – 224 с.
2. *Coull B.C.* The ecology of marine meiobenthic Harpacticoid Copepods // J. Mar. Biol. Ann. Rev. – 1983. – Vol. 21. – P. 67–175.

3. *Hulings N. C.* A Manual for the Study of Meiofauna / N. C. Hulings, J. S. Gray // Smit. Contr. Zool. – 1971. – № 78. – P. 1–84.

В. В. Портянко
Институт морської біології НАН України, Одеса

HARPACTICOIDA (CRUSTACEA, COPEPODA) ПЕЛОКОНТУРУ ОДЕСЬКОГО МОРСЬКОГО РЕГІОНУ (ЧОРНЕ МОРЕ)

Розглянуто роль гарпактикоїд пелоконтуру у формуванні загальної чисельності та загальної біомаси мейобентосу. Встановлено, що найбільша чисельність гарпактицид спостерігалася на поселеннях мідії з сірими і чорними мулами (358500 екз. · м$^{-2}$ і 178 300 екз. · м$^{-2}$ відповідно). Визначено, що частка вкладу гарпактикоїд у загальну чисельність мейобентосу найбільша на сірих мулах з мідійним компонентом (49,4%) і домішкою ракуші (31,4%). При аналізі фауни гарпактикоїдних копепод виявлені якісні відмінності між двома типами мулів.

Ключові слова: гарпактикоїди, пелоконтур, Одеський морський регіон

V.V. Portyanko
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

HARPACTICOIDA (CRUSTACEA, COPEPODA) OF PELOKONTOUR IN THE ODESA COASTAL REGION (BLACK SEA)

The role of Harpacticoida in the formation of the total abundance and biomass of meiobenthos was observed. It was found that the greatest abundance of harpacticoids observed in the settlements mussels with gray and black silts (358,500 ind. · m^{-2} and 178300 ind. · m^{-2} respectively). Determined that the percentage contribution to the total abundance of harpacticoids of the meiobenthos greatest on gray silts with mussel component (49,4%) and impurity shells (31,4%). In the faunal analysis of harpacticoids revealed qualitative differences between the two types of silts.

Keywords: harpacticoids, pelokontour, Odesa coastal region

УДК 591.147(597.551.2:597.556.33)(574.2)

О.С. ПОТРОХОВ, О.Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ, Ю.М. ХУДІЯШ

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ГОРМОНАЛЬНИЙ СТАТУС ОКУНЯ ТА ПЛІТКИ ЗА ЗМІНИ ЕКОЛОГІЧНИХ ЧИННИКІВ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

Досліджено зміни вмісту кортизолу, тироксину та трийодтироніну у плазмі крові окуня та плітки за дії екологічних чинників. Встановлено, окунь негативно реагує на зменшення вмісту розчиненого кисню у воді, фізіологічний стан плітка більшою мірою залежить від змін температурного чинника.

Ключові слова: окунь, плітка, кортизол, тироксин, трийодтиронін, температура води, вміст розчиненого кисню

Мілководдя є найбільш високопродуктивними ділянками водойм. Саме ця зона є найважливішим місцем мешкання для більшості видів риб. Днак мілководдя більшою мірою зазнають дії кліматичних факторів, зміни яких мають, на думку експертів, тенденцію до глобального потепління. Підвищення температури завдає значний деструктивний вплив на більшість біологічних систем. Аномальні перевищення норми температури водного середовища в літній період, призводить до зростання процесів евтрофікації, які впливають на зміну величин первинної продукції, а в поєднанні з низкою чинників (зростання мінералізації,

слабка проточність) можуть викликати підвищення трофності акваторій, навіть за відсутності надходження біогенних елементів [1]. Зміна основних гідрологічних та гідрохімічних характеристик водойм безумовно позначиться на стані гідробіонтів, при цьому температура є одним із основних лімітуючих факторів для їх росту, розвитку та репродукції [2].

Раніше вважалося, що періодичні екологічні чинники, які пов'язані з природними явищами, не є стресовими і не виводять організми за межі норми реакції [4]. Однак нетипова зміна діючого рівня екологічних чинників не може не призвести до негативних наслідків фізіолого-біохімічного стану гідробіонтів, зокрема риб.

В методичних рекомендаціях щодо біохімічного моніторингу стану водного середовища вказано, що найбільш доцільно використовувати такі види риб, які характерні для цих водойм [2]. Так автори запропонували як види-біомонітори плітку та окуня для водойм озерного типу.

Метою роботи було встановити гормональну відповідь типових видів риб на дію перевищення норми температури води на мілководдях, яке в свою чергу, призводить до змін інших екологічних чинників.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження були проведені на Білоцерківській експериментальній гідробіологічній станції Інституту гідробіології НАН України. Для чого були відібрано три водойми, які характеризуються різним температурним режимом та вмістом розчиненого кисню у воді. Як контроль використовували риб з Середнього білоцерківського водосховища (р. Рось), де ці умови були більш стабільними.

Вміст кортизолу визначали у плазмі крові, використовуючи імуноферментний аналізатор Rayto RT-2100C і комерційні набори «ДС-ІФА-Стероїд» (НПО «Диагностические Системи», Росія). Загальний вміст тироксину (Т4) та трийодтироніну (Т3) визначали у плазмі крові імуномерментним методом, використовуючи комерційні набори Т3–ІФА та Т4–ІФА (НВЛ Гранум, Україна).

Отримані дані оброблені статистично з допомогою програми Statistica 5.5 та програми «Excel» із пакету MS Office.

Результати досліджень та їх обговорення

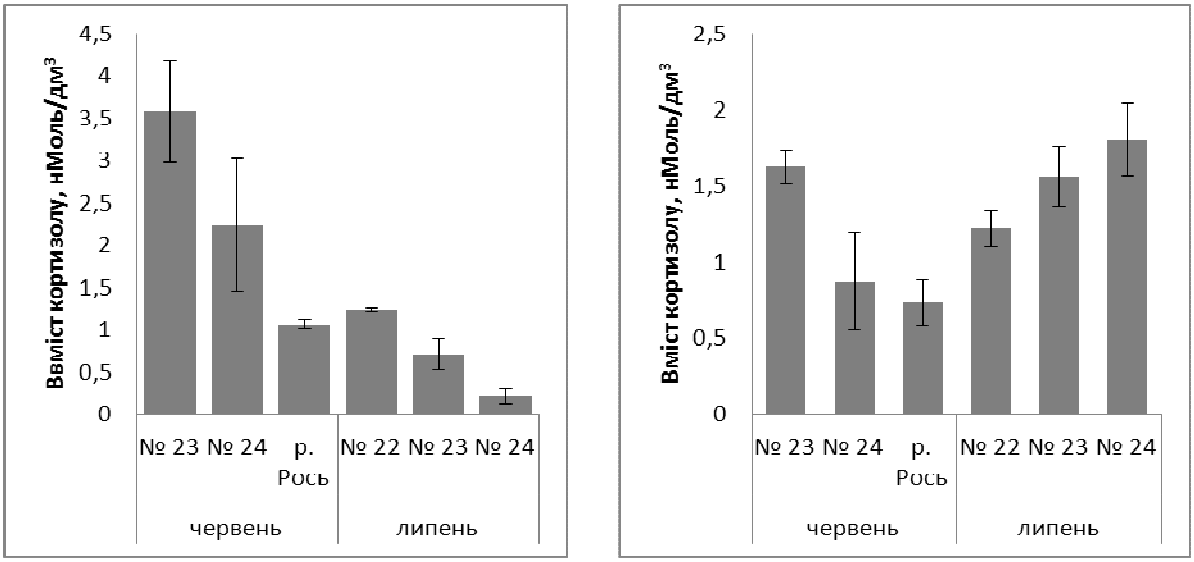
В червні місяці 2014 р. у дослідних водоймах спостерігалися наступна середньо добова температура води: р. Рось – від 20,3 до 23,5°С (середня – 21,8°С), водойма № 22 – 19,0-31,5 (24,7), водойма № 23 – 18,9-30,0 (24,4), водойма № 24 – 18,9-27,8°С (22,9°С). В липні відмічені наступні величини температури води: р. Рось – 20,2-25,2°С (23,3°С), водойма № 22 – 19,2-30,5 (27,2), водойма № 23 – 19,5-30,2 (26,7), водойма № 24 – 18,9-27,9°С (25,1°С). В ранкові години різниця у температурі води між піддослідними водоймами збільшувалася. Всього за період дослідження загальна сума тепла складала: р. Рось – 1146 градусо-днів, водойма № 22 – 1311,8, водойма № 23 – 1292,2, водойма № 24 – 1213,2 градусо-днів.

Отже, найбільш стабільні температури води були в р. Рось, де не спостерігалося значних коливань температурного режиму, як за добу, так і в цілому. У водоймі № 24 підчас проведення досліджень температурний режим був вищим за р. Рось, також відмічалися значні коливання температури води протягом доби. Найтеплішими були водойми № 22 та № 23, в них спостерігалися температури вищі за 30,0°С і різниця між ними за дослідженим показником була не значною.

За кисневим режимом р. Рось також відрізнялася стабільними умовами. Вміст розчиненого кисню у воді був на рівні 6,5-8,8 мг/дм^3. В цілому задовільний був вміст кисню і у водоймі № 24, де в передранкові години він досягав значень від 5,14 до 9,7 мг/дм^3. Найбільш складні умови за цим показником особливо в липні місяці були у водоймі № 23, де вміст кисню коливався від 4,2 до 8,0 мг/дм^3 з переважанням його рівня від 4,2 до 4,9 мг/дм^3. У 22 ставку вміст розчиненого кисню на 4 год. ранку був від 3,9 до 9,7 мг/дм^3, і він в більшій мірі переважав 5,7-7,2 мг/дм^3.

Як показали наші дослідження, характер гормонального відгуку на суму діючих екологічних чинників залежить від самої біології окремого виду. Окунь та плітка в червні місяці реагує на коливальний режим температури та розчиненого кисню різким підвищенням

вмісту кортизолу у крові (рис. 1). При чому переважну роль в зростанні вмісту цього гормону відігравав температурний чинник, а не вміст розчиненого кисню у воді. В липні місяці подібним чином реагував лише окунь, найбільш холодноводний вид. При чому це відбувалося на значно меншому рівні кортизолу, як у контролі, так і у експерименті. Плітка ж навпаки в більшій мірі реагувала на меншу температуру води, очевидно, відбулася повна адаптація цього виду до літніх умов існування.

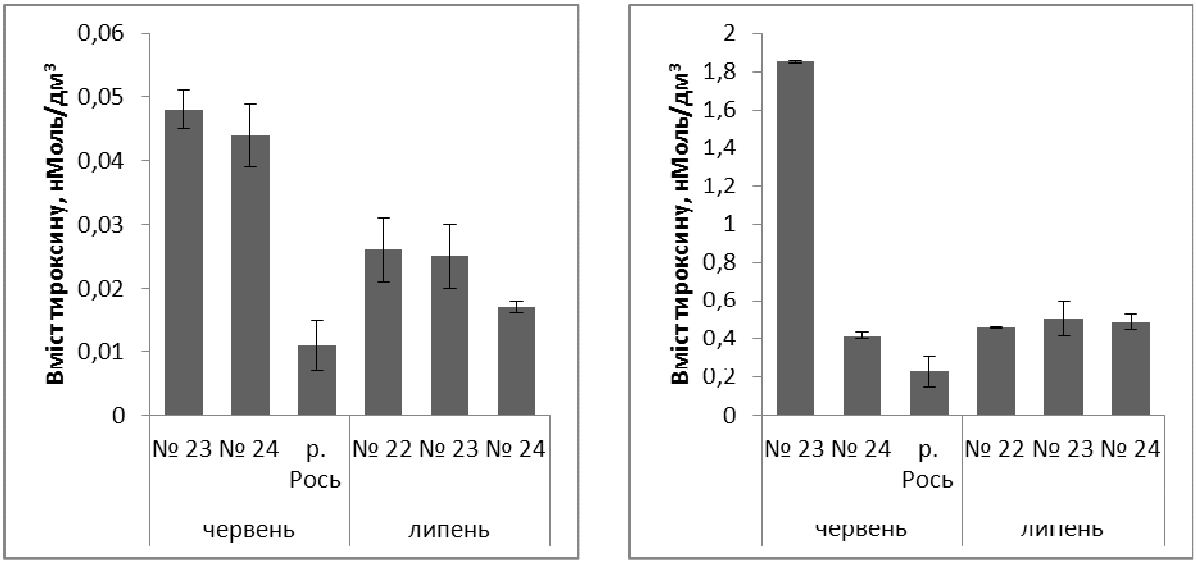


1 2

Рис. 1. Вміст кортизалу у плазмі крові риб за різних екологічних умов існування

Примітки: 1 – окунь, 2 – плітка

Загальну активність проходження метаболічних процесів можна оцінити за вмістом тиреоїдних гормонів у плазмі крові риб. Як показали наші дослідження, для всіх видів риб спостерігається пряма залежність між вмістом загального тироксину та середньодобовою температурою води у водоймі. При чому найбільший вміст тироксину спостерігається у плітки від 0,3 до 1,8 нмоль/дм^3 (рис. 2). Найменший вміст тироксину спостерігається у плазмі крові окуня від 0,01 до 0,06 нмоль/дм^3.

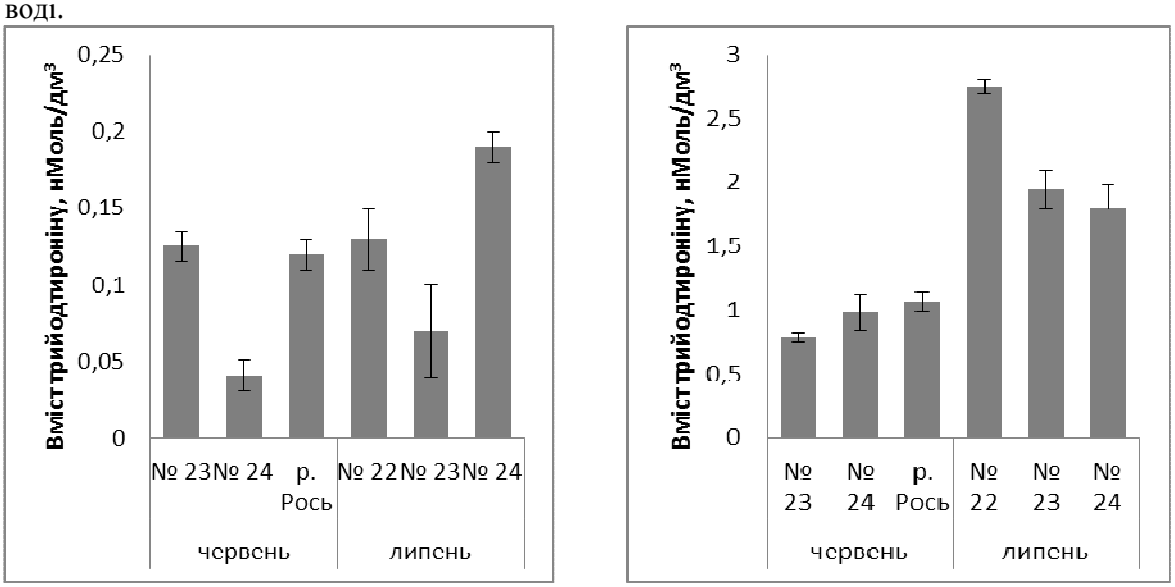


1 2

Рис. 2. Вміст тироксину у плазмі крові риб за різних екологічних умов

Примітки: 1– окунь, 2 – плітка

Міжвидові відмінності за вмістом трийодтироніну такі ж, як і для тироксину. З досліджених видів риб у плітки – (0,5-2,2 нмоль/дм^3), у окуня – мінімальний (0,02-0,18 нмоль/дм^3) (рис. 3). Для плітки відмічена пряма залежність між температурою води та вмістом трийодтироніну у плазмі крові. Окунь негативно реагує на зниження вмісту розчиненого кисню у воді.



1 2

Рис. 3. Вміст трийодтироніну у плазмі крові риб за різних екологічних умов існування

Примітки: 1 – окунь, 2 – плітка

Висновки

Результати дослідження вмісту кортизолу та групи тиреоїдних гормонів у плазмі крові плітки та окуня свідчать, що ці показники досить адекватно відображують екологічних стан водойми.

За вмістом досліджених гормонів спостерігаються істотні видові відмінності, що пов'язано з біологічними особливостями окремого виду.

Вміст кортизолу у плазмі крові свідчить проявність негативного впливу екологічних чинників, а вміст тиреоїдних гормонів відображує загальний рівень активності метаболічних процесів в організмі риб.

Окунь як більш оксифільний вид , в першу чергу, негативно реагує на зменшення вмісту розчиненого кисню у воді, але і температурні умови також вносять свої корективи. Фізіологічний стан плітка більшою мірою залежить від змін температурного чинника.

1. *Денисов Д. Б.* Экологические особенности водорослевых сообществ Кольского Севера: современные сукцессии / Д.Б. Денисов // Актуальные проблемы современной альгологии: тезисы докладов IV Международной конференции. – Киев, 2012. – С. 91–92.
2. *Євтушенко М. Ю.* Наукові-методичні рекомендації щодо вибору індикаторних організмів в системі біомоніторингу / М. Ю. Євтушенко, П. Г. Шевченко, М. І. Хижняк. – К.: Український фітосоціальний центр, 2011. – 24 с.
3. *Jobling M.* Temperature tolerance and the final preferendum – rapid methods for the assessment of optimum growth temperature / M. Jobling // J. Fish. Biol. – 1981. – Vol. l9, № 4. – P. 439–455.
4. *Magnuson J. J.* Temperature as an ecological resource / J. J. Magnuson, L. B. Crowder, P. A. Medvick // Amer. Zool. – 1979. – Vol. 19, № 1. – P. 331–343.

А.С. Потрохов, О.Г. Зиньковський, Ю.М. Худияш
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ГОРМОНАЛЬНЫЙ СТАТУС ОКУНЯ И ПЛОТВЫ ПРИ ИЗМЕНЕНИИ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ ВОДНОЙ СРЕДЫ

Исследованы изменения содержания кортизола, тироксина и трийодтиронина в плазме крови окуня и плотвы под действием экологических факторов. Показано, что окунь негативно реагирует на уменьшение содержания растворенного кислорода в воде, физиологическое состояние плотвы в большей степени зависит от изменений температурного фактора.

Ключевые слова: окунь, плотва, кортизол, тироксин, трийодтиронин, температура воды, содержание растворенного кислорода

A.S. Potrokhov, O.G. Zinkovskyi, Y.M. Hudiyash
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

HORMONAL STATUS OF PERCH AND ROACH WITH CHANGE OF ECOLOGICAL FACTORS AQUATIC ENVIRONMENT

The changes of content of cortisol, thyroxine and triiodothyronine in the blood plasma of perch and roach under the influence of environmental factors is investigated. It is shown that the perch reacts negatively to reduction of dissolved oxygen in the water, physiological state roach largely independent of changes in the temperature factor.

Keywords: perch, roach, cortisol, thyroxine, triiodothyronine, water temperature, dissolved oxygen content

УДК 591.524.12(285.33:594.125)(285.33)

А.Б. ПРИМАК, К.П. КАЛЕНИЧЕНКО

Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

ВЕЛИГЕРЫ МОЛЛЮСКОВ Р. *DREISSENA* В ПЛАНКТОНЕ ВЕРХНЕГО УЧАСТКА КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

По данным многолетних наблюдений на постоянной станции Каневского водохранилища численность велигеров дрейссен за вегетационный сезон (май–октябрь) колебалась от 2,0 до 76,7 тыс. экз./м^3 (2011 г.), составляя в среднем за весь период наблюдений 11,6 тыс. экз./м^3. Максимальная численность (540 тыс. экз./м^3) была отмечена 25.05.2011 г. при температуре воды 21°С, а среднегодовая численность зоопланктона за соответствующий период составляла 88,2 тыс. экз./м^3, превышая таковую велигеров дрейссены в 7,6 раза.

Ключевые слова: мониторинг, зоопланктон, велигеры дрейссены, Каневское водохранилище

Широко известные представители понто-каспийской фауны моллюски р. *Dreissena* успешно заселили почти все пресноводные водоёмы Европы, исключая северные регионы. Еще в 60-е гг. XX века Ф. Д. Мордухай-Болтовской [3] предсказал возможное появление дрейссены в водоемах западного полушария путем случайного заноса. Как известно, в конце 1980-х – начале 90-х гг. *Dreissena polymorpha* (Pall.) и *D. bugensis* (Andr.) заселили Великие озера Северной Америки [6]. Установлена экологическая роль дрейссенид. Известно, что 1 экз. взрослой особи за сутки процеживает больше 1 дм^3 воды. Моллюск является кормовым объектом рыб-бентофагов, особенно плотвы.

Неустойчивый характер интенсивности воспроизводства популяций дрейссены связан с уровенным режимом водоема [4].

Свободно плавающие личинки дрейссены – велигеры – стали важной составляющей частью планктона водохранилищ. От их изобилия зависит численность популяций моллюсков,

заселение новых акваторий и в целом – расширение ареала дрейссен. Велигеры служат кормом для хищных планктонных беспозвоночных и молоди рыб, участвует в процессах самоочищения вод. В то же время некоторые аспекты жизнедеятельности личинок дрейссен изучены недостаточно, поэтому исследование их экологии представляет несомненный интерес [5].

Достаточно детально исследования по экологии и фенологии велигеров проводили на некоторых волжских водохранилищах. Так, в Рыбинском водохранилище велигеры вносили заметный вклад (12-25%) в численность мирного зоопланктона только летом. Весной и осенью их количество не превышало 5% от общего. Доля велигеров в биомассе мирного зоопланктона была наибольшей (7%) во второй половине лета. Летняя численность велигеров сравнима с таковой ракообразных фильтраторов, а биомасса близка к биомассе коловраток [2, 5].

Сравнение численности экологически близких по типу питания и пищевым объектам ветвистоусых ракообразных и личинок дрейссен (коэффициент корреляции $r = +0,7$) свидетельствует об отсутствии конкурентных взаимоотношений между этими группами зоопланктона, что очень важно, поскольку обе группы организмов играют существенную роль в питании рыб и процессах самоочищения [2].

Однако до сих пор имеется очень мало сведений о количестве и роли мероопланктона, представленного велигерами дрейссенид в сообществах зоопланктона пресноводных озер и водохранилищ. Многие исследователи вообще не учитывают велигеров в сборах планктона, т. к. не считают их важными компонентами сообщества [1].

Весьма ограничена информация о динамике численности и биомассы велигеров дрейссен в водохранилищах Днепра. В условиях Днепровского каскада важную экологическую роль играет верхний (Киевский) участок Каневского водохранилища, простирающийся на 43 км вниз по течению от плотины Киевской ГЭС. Выделение данного участка в отдельную структурную единицу водохранилища обусловлено особенностями морфометрии и гидрологического режима, а также необходимостью учета антропогенной нагрузки, создаваемой г. Киевом.

Цель работы – изучить сезонную и многолетнюю динамику численности велигеров дрейссены на круглогодичной стационарной станции верхнего участка Каневского водохранилища.

Материал и методы исследований

В основу работы положены результаты круглогодичного мониторинга зоопланктона на постоянной станции (пост МЧС, р-н Оболонь, г. Киев) за период с 2002 по 2014 гг. Пробы зоопланктона отбирались ежемесячно (2-4 раза) с поверхностного горизонта путем фильтрации 50–100 дм^3 воды через планктонную сеть с размером ячеи 100 мкм. Обработку проб проводили по общепринятой методике.

Результаты исследований и их обсуждение

За исследуемый период личиночная стадия дрейссен (велигер) регистрировалась в планктоне при температуре воды 12°С с конца апреля до начала ноября при ее снижении до 5°С, а в большинстве случаев – с второй половины мая с 16°С до середины октября до 12°С.

Размерный состав велигеров дрейссены в пробах зоопланктона колебался от 90 до 250 мкм, с преобладанием экземпляров размером 125-175 мкм. Удельный вес данного компонента зоопланктона по численности в среднем за вегетационный сезон в отдельные годы колебался в широком диапазоне – от 2,6% (2014 г) до 51% (2011 г.), составляя в среднем 13,2% от общей численности зоопланктона. Доля велигеров дрейссены по биомассе в зоопланктоне изменялась от 0,1 до 54%. Установлена тенденция прямой зависимости численности велигеров и их удельного веса в общем зоопланктоне за вегетационный сезон от средней температуры воды. Пики численности велигеров обычно приходились на июнь–июль, реже – на сентябрь. В осенний период (сентябрь–октябрь) при понижении температуры воды ниже 16°С и снижении общего количества зоопланктона доля велигеров в зоопланктоне возрастает до 10–44%.

Минимальная средняя за вегетационный сезон численность велигеров отмечалась в 2002 г. (2,2 тыс. экз/м^3), а максимальная – в 2011 г. (76,7 тыс. экз/м^3) (рис. 1).

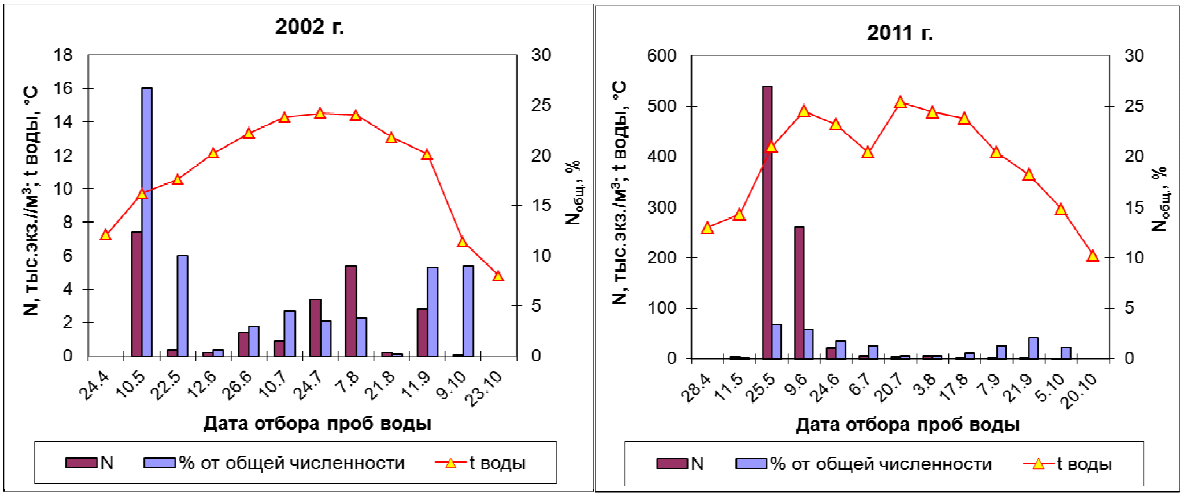


Рис. 1. Сезонная динамика численности велигеров дрейссенид верхнего участка Каневского водохранилища в годы низкой (2002 г.) и высокой (2011 г.) численности

В 2011 г. был зарегистрирован всего один пик высокой численности велигеров, однако их доля от общей численности зоопланктона был минимальной за сезон.

Средняя численность велигеров за вегетационный сезон (май-октябрь) в отдельные годы колебалась от 2,0 (2002 г.) до 76,7 тыс. экз./м^3 (2011 г.), составляя в среднем за весь период 11,6 тыс. экз./м^3 (рис. 2).

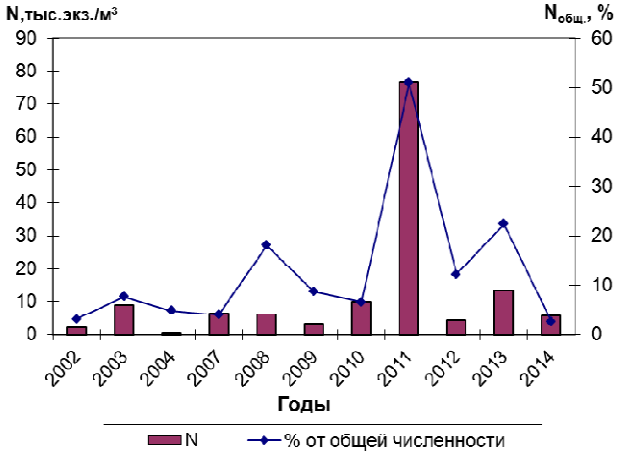


Рис. 2. Среднегодовая численность велигеров дрейссены в 2002–2014 гг. на верхнем участке Каневского водохранилища

Максимальная численность зоопланктона (540 тыс. экз./м^3) была отмечена 25.05.2011 г., при температуре воды 21°С, а его среднегодовая численность за весь период исследований составляла 88,2 тыс. экз./м^3, превышая таковую велигеров дрейссены в 7,6 раза. Таким образом, средний удельный вес по численности для велигеров дрейссены в составе зоопланктона за период 2002-2014 гг. составлял 13,2%. О доле велигеров дрейссены в общей биомассе зоопланктона можно судить, исходя из индивидуальной массы (1 экз.) велигера в пределах 0,002-0,003 мг, что на порядок ниже, чем средняя масса одного экземпляра ракообразных в пробах зоопланктона.

Если в Рыбинском водохранилище первые мелкие (до 100 мкм) личинки дрейссены в пределах 0,7-1,0 тыс. экз./м^3 появились в середине июня при температуре воды 16,2°С [5] то, по нашим данным, в Каневском водохранилище последние отмечались уже в конце апреля – начале мая при температуре воды 12,2 °С (25.04.2014 г.) в количестве 0,18 тыс. экз./м^3, но в большинстве случаев – в середине мая при температуре воды 14,3–16,0 °С.

Выводы

В современный период (2002-2014 гг.) основу численности и биомассы зоопланктона верхнего участка Каневского водохранилища в течение года формируют ракообразные и коловратки, но в отдельные периоды года доля велигеров дрейссены бывает сопоставима с численностью, а порой и биомассой последних, что обязывает исследователей зоопланктона учитывать в пробах велигеров дрейссенид как полноправного компонента зоопланктона.

1. *Велигеры* дрейссенид в трофической сети планктона водохранилищ Волги / В. И. Лазарева, А. И. Копылов, Е. А. Соколова, Е. Г. Пряничникова // Дрейссениды: эволюция, систематика, экология: лекции и материалы II Междунар. шк.-конф. (11–15 нояб. 2013 г., Борок, Россия). – Ярославль: Канцлер, 2013. – С. 18–35.
2. *Гусынская С. Л.* Пелагический зоопланктон / С. Л. Гусынская Л. Н. Зимбалевская, П. Г. Сухойван [и др.]; отв. ред. Щербак В. И. АН УССР // Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. Ин-т гидробиологии – К.: Наукова думка, 1989.– 248 с.
3. *Мордухай–Болтовской Ф. Д.* Происхождение и распространение полиморфной дрейссены / Ф. Д. Мордухай–Болтовской // Совещание по биологии дрейссены и защите гидротехнических сооружений от ее обрастаний: тез. докл. – Тольятти, 1965. – С. 3–4.
4. *Скальская И. А.* Дрейссена (*Dreissena polymorpha* (Pall.) Верхней Волги: расселение, структура популяций и современные темпы воспроизводства численности / И.А. Скальская // Биол. внутр. вод. – 2000. – № 3. – С. 68–78.
5. *Столбунова В. Н.* Велигеры дрейссены в верхневолжских водохранилищах: многолетняя и сезонная динамика численности, распределение / В. Н. Столбунова // Поволжский экол. журн. – 2013. – № 1. – С. 71–80.
6. *Dittman D. E.* Ecological impacts of dreissenid populations in the lower Great Lakes / D. E. Dittman // United States – Russia Invasive Species Workshop: Book of Abstracts. –Yaroslavl, 2001. – P. 41.

А.Б. Примак, К.П. Каленіченко
Інститут гідробіології НАН України, Київ

ВЕЛІГЕРИ МОЛЮСКІВ *P. DREISSENA* В ПЛАНКТОНІ ВЕРХНЬОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

За даними багаторічних спостережень на постійній станції Канівського водосховища чисельність велігерів дрейсен за вегетаційний сезон (травень–жовтень) коливалася від 2,0 до 76,7 тис. екз./м^3 (2011 р.), складаючи в середньому за весь період спостережень 11,6 тис. екз./м^3. Максимальну чисельність (540 тис. екз./м^3) було відмічено 25.05.2011 р. при температурі води 21°С, а середньорічна чисельність зоопланктону за відповідний період становила 88,2 тис. екз./м^3, перевищуючи таку велігерів дрейсени в 7,6 рази.

Ключові слова: моніторинг, зоопланктон, велігери дрейссени, Канівське водосховище

A.B. Primak, K.P. Kalenichenko
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

VELIGER MOLLUSC DREISSENA IN THE PLANKTON OF THE UPPER PORTION OF KANEV RESERVOIR

According to long-term observations on permanent station number veligers mussels during the growing season (May – October) ranged from 2.0 to 76.7 thousand ind./m^3 (2011), averaging over the entire observation period of 11.6 thousand ind./m^3. Maximum number (540 thousand ind./m^3) has been noted (25.05.2011 g, at 21°C) and the average number of zooplankton during the same period amounted to 88.2 thousand ind./m3, exceeding the per se zebra mussel veligers 7.6 times.

Keywords: monitoring, zooplankton, Dreissena veliger, Kanev Reservoir

УДК 574. 2 (597.5.556.39.1) : 577. 175. 50 (577.121: 575.826).

М.В. ПРИЧЕПА

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ВМІСТ КОРТИЗОЛУ В ТКАНИНАХ ЙОРЖА ТА СУДАКА ЗА РІЗНИХ УМОВ ЗИМІВЛІ

Розглянуто вміст кортизолу у плазмі судака та йоржа за різних умов зимівлі. Встановлено, що у водоймах при зниженні вмісту розчиненого кисню у воді до 2,3-2,9 мг/дм^3 у риб зростає вміст кортизолу у плазмі крові та органах і тканинах. Це свідчить про адекватний відгук гормональної системи зазначених риб на гіпоксію. При чому вміст кортизолу у судака має більшу варіабельність, ніж у йоржа. Це пов'язано з більш високим рівнем проходження метаболізму у судака порівняно з йоржем. За результатами досліджень виявлена тканинна специфічність розподілу кортизолу. Вміст кортизолу в органах та тканинах риб можна застосовувати для проведення біомоніторингу умов зимівлі риб.

Ключові слова: судак, йорж, кортизол, гіпоксія, кисень, метаболізм, адаптація

Зміни гідрологічного та гідрохімічного режимів водойм суттєво впливають на функціональний стан риб. Перш за все це проявляється у зміні іонного складу прісноводних водойм, а також різкому падінню кисню в зимовий період у багатьох водоймах [3, 4]. Перепади кисневого режиму, які час від часу виникають на водосховищах та річках з уповільненим водообміном, відображаються на фізіологічних процесах у риб. Відомо, що риби для протидії гіпоксії мають широкий набір адаптивних реакцій. Це стосується нейрогуморальної системи регуляції обмінних процесів, зокрема шляхом зміни вмісту кортизолу у плазму крові [8]. Саме цей гормон забезпечує розвиток стрес-реакцій риб, як відгук на несприятливі умови середовища. Його дія проявляється в регуляції процесів енергетичного та водно-сольового обмінів, посиленні проліферації збагачених мітохондріями клітин зябрового епітелію, прискоренні мобілізації енергетичних субстратів, зокрема глюкози, у відповідь на стресові чинники [6, 7]. Ці процеси сприяють адаптації риб на біохімічному рівні [9]. Судак та йорж – види, які мають широкі межі поширення, а також відрізняються за рівнем метаболізму та екологічної пластичності. Ці види вимогливі до якості води, зокрема вмісту розчиненого кисню в ній [1].

Метою дослідження було визначення участі кортизолу плазми крові та інших тканин у процесах пристосування до різних умов зимівлі судака та йоржа.

Матеріал і методи досліджень

Для оцінки фізіологічного стану судака звичайного та йоржа проведено дослідження різних їх популяцій. Районами дослідження були Київське водосховище (с. Лебедівка),р. Рось (м. Біла Церква), затока Собаче гирло (м. Київ), ставки Пущі-Водиці (м. Київ), р. Роставиця (с. Трушки). Середня маса та довжина досліджуваних особин судака становила 36,6±0,6 см та 468,5±21,5 г, йоржа – 12,6±0,8 см та 28,3 ±0,9 г, вік йоржа та судака – 3+. Температура води в досліджуваних водоймах становила від 0,8 до 4,2^{o}C, вміст розчиненого кисню – 2,3–6.5 мг/дм^3. Кров риб відбирали з серця за допомогою гепаринізованого шприца. Плазму відділяли шляхом центрифугування при 5 тис. об./хв. протягом 15 хв. і заморожували при –18^{o}C. Вміст кортизолу визначали у плазмі крові, зябрах та білих м'язах, використовуючи імуноферментний аналізатор (Rayto RT-2100C) і комерційні набори «ДС-ІФА-Стероїд» (НПО «Диагностические системы», Росія). Отримані дані оброблені статистично з допомогою програми Statistica 5.5.

Результати дослідження та їх обговорення

За результатами досліджень було показано, що вміст кортизолу у плазмі крові судака з р. Рось та Київського водосховища був у 3,1 та 2,5 рази вищий, ніж у риб із затоки Собаче гирло (рис. 1).

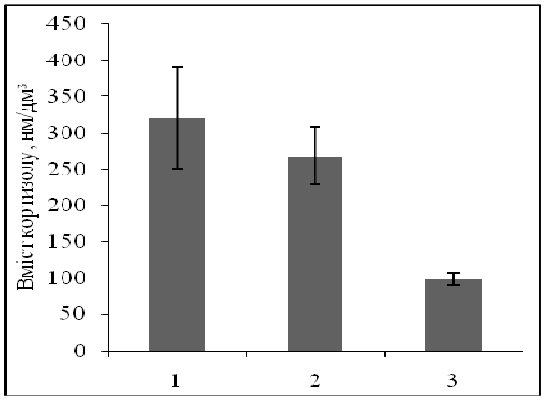


Рис.1. Вміст кортизолу у плазмі крові судака

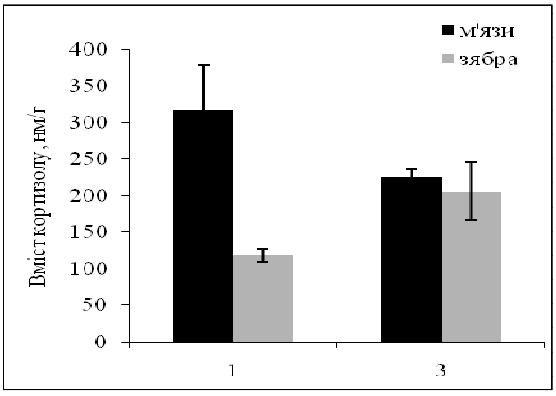


Рис. 2. Вміст кортизолу у м'язовій та зябровій тканинах судака

Примітка. 1 – р. Рось, 2 – Київське водосховище, 3 – затока Собаче гирло

Насамперед, це пояснюється кисневими умовами в досліджуваних водоймах, а значить і реакцією риб на дію стресуючого чинника. У даному разі спостерігалося зниження вмісту розчиненого кисню до 2,3 та 2,8 мг/дм^3. Судак, як вид-оксифіл, реагує на падіння вмісту кисню залученням нейрогуморальної регуляції. У затоці Собаче гирло, незважаючи на те, що водойма належить до нестабільних екосистем за деякими гідрохімічними та біологічними показниками [5], вміст кисню був у межах 5,5-6,0 мг/дм^3 і явища гіпоксії були відсутні. Саме тут спостерігався найнижчий вміст кортизолу.

Було відмічено, що вміст кортизолу у м'язовій тканині у риб із р. Рось на 21% переважав цей показник у судака з Київського водосховища (рис. 2). Для вмісту кортизолу в зябрових пелюстках спостерігалася протилежна картина. Зокрема, у риб із Київського водосховища вміст кортизолу був на 43,8% вищим, ніж у р. Рось, що свідчить про тканинні відмінності реагування між різними вибірками судака відносно впливу несприятливого чинника на організм. Отже, метаболічні процеси корегуються відповідно до впливу гіпоксії на судака.

Вміст кортизолу у плазмі судака із р. Рось був на 14% нижчий, ніж у м'язах, і на 56% вищий, ніж у його зябрах. У риб із Київського водосховища вміст кортизолу був найвищим у плазмі і переважав його вміст у м'язах та зябрах на 30,0 та 36,7%.

Наші дослідження показали, що вміст кортизолу у плазмі крові йоржа був найвищий у риб з р. Рось та перевищував в 2,7 рази риб зі ставків Пущі-Водиці. Це пов'язано з вмістом розчиненого кисню, який у р. Рось становив 2,5 мг/дм^3, у ставах Пуща-Водиці – 6,1 мг/дм^3 (рис. 3). Крім того, напруженість метаболічних процесів, на яку вказує підвищення вмісту кортизолу, могла бути спричиненою незначним забрудненням р. Рось нафтопродуктами та СПАР [2].

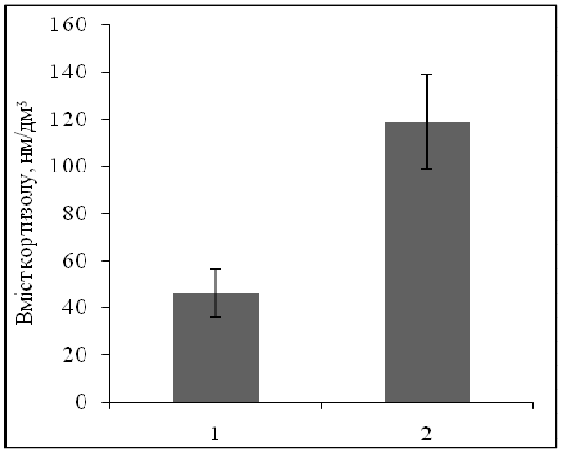


Рис. 3. Вміст кортизолу у плазмі крові йоржа

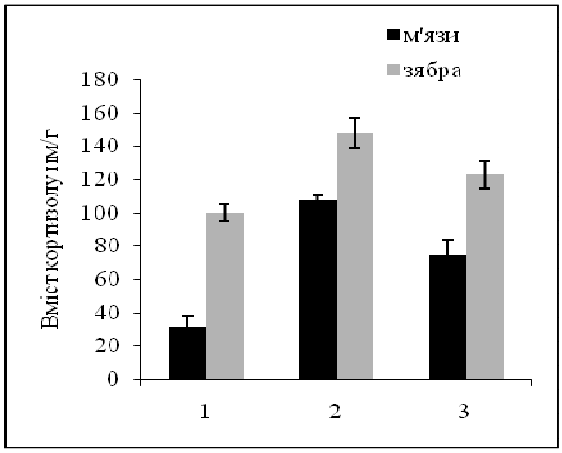


Рис. 4. Вміст кортизолу у м'язовій та зябровій тканині йоржа

Примітка: 1 – ставки Пущі-Водиці, 2 – р. Рось, 3 – затока Собаче гирло

У м'язовій тканині йоржа вміст кортизолу був найвищим у р. Рось та Собачому гирлі і переважав показник у риб зі ставків Пущі-Водиці у 3 та 2 рази, що свідчить про високу активність метаболічних процесів у м'язовій тканині досліджуваних популяцій. У зябрових пелюстках вміст кортизолу коливався в незначних межах і становив 0,1-0,148 нМоль/г. При порівнянні вмісту кортизолу в різних тканинах виявлено, що у риб зі ставків Пущі-Водиці він найвищий у зябрових пелюстках на 54 та 39% порівняно з м'язами та плазмою крові. Особини з р. Рось характеризувались вищим вмістом кортизолу в зябрових пелюстках, який на 28,1 та 20,6% перевищував вміст в тканинах м'язів та плазми крові (рис. 4). Це вказує про вибірковість в розподілу кортизолу по тканинам, що в свою чергу викликає необхідність перерозподілу енергоресурсів, спрямованих на адаптацію до конкретних екологічних умов існування. Встановлено, що вміст кортизолу у плазмі крові був найнижчим у ставках Пущі-Водиці. Можна припустити, що саме в цій водоймі були найбільш сприятливі екологічні умови для існування цього виду в зимовий період.

Висновки

Відмічено, що зі зниженням вмісту розчиненого кисню у воді спостерігається зростання вмісту коротизолу у тканинах та органах риб. Це свідчить про адекватність відгуку нейроендокринної системи риб на дію нестабільних екологічних умов існування.

За показником вмісту кортизолу було встановлено, що найбільш сприятливими умовами для зимівлі судака спостерігалися в затоці Собаче гирло, а для йоржа в ставках Пущі-Водиці. У р. Рось та Київському водосховищі відмічалося істотне зниження вмісту розчиненого кисню, наявні гіпоксичні умови, які в подальшому викликали зростання вмісту кортизолу в органах та тканинах риб.

Зважаючи на достатню чутливість зазначених видів до перепадів кисневого режиму, вміст кортизолу в плазмі крові можна використовувати як біомаркер несприятливих умов існування риб.

1. *Біологічне* різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглороті (*Cyclostomata*). Риби (*Pisces*) / [В. Л. Булахов, Р. О. Новіцький, О. Є. Пахомов, О. О. Христов.]. – Дніпропетровськ: вид. – во ДНУ. – 2008 – 304 с.
2. *Гідроекологічний* стан річки Рось / В. К. Хільчевский, С.М. Курило, Є.М. Дубняк [та ін.]. – К.: Ніка-Центр, 2009. – 116 с.
3. *Комплексна* оцінка екологічного стану басейну Дніпра / В. Д. Романенко, М. Ю. Євтушенко, П. М. Линник [та ін.]. – К.: Ін-т гідробіології НАНУ, 2000. – 103 с.
4. *Сезонная* гипоксия Амурского залива (Японское море) // П. Я. Тищенко, В. Б. Лобанов, В. И. Звалинский [и др.]. – Изв. ТИНРО. – 2011. – Т. 165. – С. 136–157.
5. *Щербак В. И.* Использование фитопланктона для оценки экологического состояния водоемов мегаполиса согласно водной рамочной директиве ЕС 2000/60 // В. И. Щербак, Н. Е. Семенюк // Гидробиол журн. – 2008. – Т. 44, № 6. – С. 29–40.
6. *Iwana G. K.* Stress in fish / G. K. Iwana, L. O. Cafonso, M. M. Vijajan // The physiology of fishes. – New York: Boca Raton CRC Press, 2005. – P. 601.
7. *Martines-Porhas M.* Cortisol and glucose: reliable indicators of fish stress // M. Martines-Porhas, L. R. Martines-Cordova, R. Ramos-Enriques // Pan Amer. J. Aquatic sci. – 2009. – Vol. 4. – P. 158–178.
8. *Mommsen T. P.* Cortisol in teleost dynamics, mechanisms of action and metabolic regulation // T. P. Mommsen, M. M. Vijayan, T. V. Moon // Rev. Fish Biol Fisheries. – 1999. – Vol. 9. – P. 211–268.
9. *Wendelaar Bonga S. E.* The stress response in fish // S. E. Wendelaar Bonga // Physiol. Rew. – 1997. – Vol. 77. – P. 591–625.

Н.В. Причепа

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

СОДЕРЖАНИЕ КОРТИЗОЛА В ТКАНЯХ ЕРША И СУДАКА ПРИ РАЗЛИЧНЫХ УСЛОВИЯХ ЗИМОВКИ

Исследовано содержание кортизола в плазме крови судака и ерша при различных условиях зимовки. Установлено, что в водоемах при снижении содержания растворенного кислорода в воде до 2,3-2,9 мг/дм^3 у рыб возрастает содержание кортизола в плазме крови, а также в других

органах и тканях. Это свидетельствует об адекватном ответе гормональной системы изученных видов рыб на гипоксию. Причем содержание кортизола в судака имеет большую вариабельность, чем у ерша. Это связано с более высоким уровнем прохождения метаболизма у судака, по сравнению с ершом. По результатам исследований выявлена специфичность распределения кортизола по тканям. Содержания кортизола в органах и тканях рыб можно применять при проведении биомониторинга условий зимовки рыб.

Ключевые слова: судак, ерш, кортизол, гипоксия, кислород, метаболизм, адаптация

M.V. Prychepa
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

CORTISOL IN TISSUES RUFF AND PIKE-PERCH UNDER DIFFERENT CONDITIONS HIBERNATION

The content of plasma cortisol ruff and perch in different wintering conditions is investigated. It was established that in the reservoirs while reducing the content of dissolved oxygen in water to 2.3-2.9 mg/dm^3 fish cortisol increases blood plasma as well as in tissues and organs. This indicates an adequate response to the hormonal system of these fish to hypoxia. The content of cortisol in walleye has greater variability than in the ruff. This is due to the high level of metabolism in the passage of perch in comparison with the ruff. According to the research revealed the specificity of cortisol distribution to tissues. Of cortisol in the organs and tissues of fish can be used for biomonitoring of fish wintering conditions.

Keywords: perch, ruff, cortisol, hypoxia, oxygen, metabolism, adaptation

УДК [577.34:574.5] (477)

С.П. ПРИШЛЯК, О.М. ВОЛКОВА, В.В. БЕЛЯЄВ, О.О. ПАРХОМЕНКО

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ВИЩИХ ВОДНИХ РОСЛИН ВОДОЙМ УКРАЇНИ У ВІДДАЛЕНИЙ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС ЧАС

Визначено вміст ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водних рослинах водойм різного типу, розташованих поза межами зони відчуження. Показано, що до теперішнього часу у деяких водоймах України питома активність ^{137}Cs у вищих водних рослинах досягає 875-1100 Бк/кг

Ключові слова: водойми, радіонукліди, вищі водні рослини

У перші роки після аварії на Чорнобильській АЕС було встановлено, що вищі водні рослини (ВВР) у значних кількостях накопичували всі розчинені у водних масах радіонукліди і виявилися найбільш забрудненим біотичним компонентом водних екосистем. За період 1986-2006 рр. виконані роботи, спрямовані на визначення особливостей радіонуклідного забруднення водних рослин різних видів, які належать до різних екологічних угрупувань, розглянута специфіка накопичення радіоактивних речовин рослинами водойм різного типу та з різним рівнем вмісту радіонуклідів в абіотичних компонентах [2-4]. Останнім часом радіоекологічні дослідження біотичних компонентів водних екосистем обмежуються, в основному, роботами на водоймах зони відчуження Чорнобильської АЕС. До теперішнього часу не визначеними залишаються деякі параметри, без яких неможливо визначити роль ВВР у процесах міграції радіонуклідів у прісноводних екосистемах, зокрема, не достатньо досліджені особливості формування радіонуклідного забруднення підземних органів рослин.

Метою роботи було визначення рівнів вмісту радіонуклідів у ВВР водойм різного типу у віддалений після аварії на Чорнобильській АЕС час та аналіз особливостей радіонуклідного забруднення наземних та підземних органів рослин з розвинутою кореневою системою.

Матеріал і методи досліджень

ВВР відбирали у 2011-2014 рр. на території верхніх ділянок Київського та Канівського водосховищ, на Повчанскому водосховищі (мале водосховище на р. Жерев, Лугинський район Житомирської області), на незарегульованій ділянці р. Жерев, в оз. Біле (оліготрофне озеро на півночі Рівненської області), в озерах Шацького НПП, водоймі-охолоджувачі Хмельницької АЕС (ВОХАЕС) та рибоводних ставах (м. Біла Церква).

Об'єктами дослідження були ВВР, які належать до 3-х основних екологічних груп: гідатофіти – рдесник гребінчастий – *Potamogeton pectinatus* L., рдесник пронизанолистий – *P. perfoliatus* L., водопериця колосиста –*Myriophyllum spicatum* L., елодея канадська – *Elodea canadensis* Michx., різуха морська – *Najas marina* L.;кушир занурений – *Ceratophyllum demersum* L., плейстофіти– латаття біле – *Nyphaea alba* L., глечики жовті – *Nuphar lutea* (L.) Smith., водяний горіх – *Trapa natans* L., жабурник звичайний – *Hydrocharis morsus-ranae* L., сальвінія плаваюча – *Salvinia natans* (L.) All.; гелофіти – їжача голівка пряма – *Sparganium erectum* L., куга озерна – *Scirpus lacustris* L., очерет звичайний – *Phragmites australis* (Cav.) Trin., рогіз вузьколистий – *Typha angustifolia* L., лепешняк великий – *Glyceria maxima* (C. Gartm.), лепеха звичайна – *Acorus calamus* L., стрілолист стрілолистий – *Sagittaria saggitifolia* L., півники болотні – *Iris pseudacorus* L.

Питому активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у зразках рослин визначали стандартними радіохімічними та гама-спектрометричними методами [1].

Результати досліджень та їх обговорення

Проведені дослідження показали, що вміст ^{137}Cs у водних рослинах до теперішнього часу залишається на достатньо високому рівні. Для порівняльної характеристики ми використовували показники питомої активності радіонуклідів у наземній частині досліджених рослин (рис. 1).

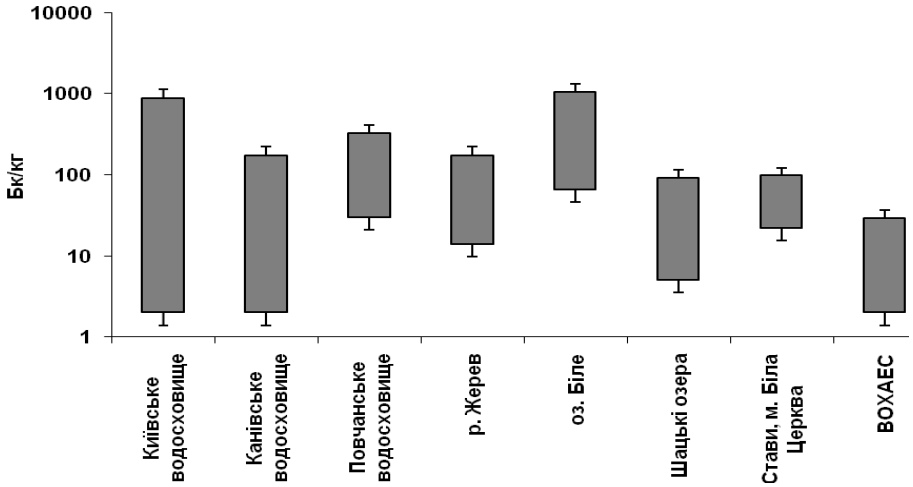


Рис. 1. Діапазони питомої активності ^{137}Cs у наземній частині рослин досліджених водойм

Найменша питома активність була характерна для рослин водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС, у яких вміст ^{137}Cs не перевищував 30 Бк/кг (кушир занурений). На території Шацького НПП досліджували ВВР з озер Люцимер, Пулемецьке та Світязь, і найвища питома активність ^{137}Cs – близько 90 Бк/кг, була зареєстрована в куширі зануреному з оз. Світязь. Приблизно такий самий рівень забруднення був характерний для рослин, відібраних у риборозплідних ставах у м. Біла Церква. Дещо вищим був вміст радіонукліда у

ВВР з Канівського і Повчанського водосховищ та р. Жерев. Найвища питома активність ^{137}Cs зареєстрована в рдеснику гребінчастому з Київського водосховища – 875 Бк/кг та кузі озерній з оз. Біле – 1100 Бк/кг.

Щодо забруднення рослин ^{90}Sr, можна відзначити незначні, від 0,2 (очерет звичайний, ВОХАЕС) до 40 Бк/кг (елодея канадська, оз. Біле), рівні накопичення радіонукліда у ВВР. Серед рослин Київського водосховища найбільша питома активність ^{90}Sr відзначена в одному із зразків рогозу вузьколистого – 32 Бк/кг.

Отже, у водоймах, розташованих поза межами зони відчуження ЧАЕС, радіонуклідне забруднення ВВР в основному сформоване ^{137}Cs, а його внесок до сумарної активності рослин становить від 50 (ВОХАЕС) до 99,6 % (оз. Біле). Порівнюючи результати наших досліджень з даними про вміст радіонуклідів у ВВР, що були отримані до аварії [2], можна відзначити, що до теперішнього часу навіть на значній відстані від ЧАЕС питома активність ^{137}Cs у рослинах деяких водойм у десятки та сотні разів перевищує доаварійні рівні.

З метою визначення особливостей розподілу радіонуклідів між наземною та підземною частинами рослин визначали питому активність радіонуклідів у наземній фітомасі, коренях та кореневищах. Дослідження проводили для представників групи гелофітів, які домінують у досліджених водоймах за біомасою та площею заростань і характеризуються розвиненою кореневою системою. Зазначені властивості притаманні таким видам, як очерет звичайний, рогіз вузьколистий та лепешняк великий. До референтних видів була також віднесена куга озерна, оскільки саме цей вид є одним з домінуючих за площею заростань в екосистемі оз. Біле – водойми, де зареєстровані найвищі рівні вмісту радіонуклідів у рослинах. Крім того, визначали питому активність радіонуклідів у наземних органах, коренях і кореневищах глечиків жовтих, які також мають значну масу підземних органів і займають великі площі акваторій Київського та Канівського водосховищ. Діапазони питомої активності ^{137}Cs у наземних органах, кореневищах та коренях наведені у табл. 1.

Таблиця 1

Діапазони питомої активності ^{137}Cs у наземних та підземних органах вищих водних рослин досліджених водойм

Види рослин	Питома активність ^{137}Cs, Бк/кг		
	Наземні органи	Кореневища	Корені
Очерет звичайний	5 – 139	8 – 107	15 – 3410
Рогіз вузьколистий	2 – 66	7 – 82	25 – 227
Лепешняк великий	24 – 59	29 – 128	226 – 500
Куга озерна	10 – 522	10 – 395	92 – 1920
Глечики жовті	22 – 80	17 – 113	56 – 501

З наведених даних видно, що в усіх досліджених видах рослин питомий вміст радіонукліда у коренях вищий, ніж у кореневищах та наземних органах. Так, у коренях рогозу вузьколистого активність ^{137}Cs у середньому була у 15 разів вищою, ніж у наземній частині, у глечиків жовтих – відповідно у 5,8 разів вищою (табл. 2). Питома активність ^{137}Cs у наземних органах та кореневищах більшості досліджених видів вірогідно не відрізнялася.

Таблиця 2

Співвідношення питомої активності ^{137}Cs у наземних та підземних органах вищих водних рослин

Види рослин	Співвідношення	
	Наземні/кореневища	Наземні/корені
Очерет звичайний	1,1	11,0
Рогіз вузьколистий	3,0	15,0
Лепешняк великий	1,1	9,3
Куга озерна	0,9	6,5
Глечики жовті	1,6	5,7

Висновки

У 2011-2014 рр. радіонуклідне забруднення вищих водних рослин досліджених водойм України на 50-99,5 % сформоване ^{137}Cs. Питома активність ^{90}Sr у рослинах не перевищувала 40, ^{137}Cs – досягала 1100 Бк/кг. Вміст ^{137}Cs у коренях вищих водних рослин була у 5,7-15 разів вищою, ніж у наземних органах.

1. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; ра ред. В. Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
2. *Паньков И. В.* Радиоэкологические исследования в зоне литорали Киевского водохранилища до и после аварии на Чернобыльской АЭС / И. В. Паньков, Е. Н. Волкова, З. О. Широкая // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, № 3. – С. 100–109.
3. *Радиоактивное* и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на чернобыльской АЭС / В. Д. Романеко, М. И. Кузьменко, Н. Ю. Евтушенко [и др.] – К.: Наукова думка, 1992. – 194с.
4. *Техногенні* радіонукліди у прісноводних екосистемах / М. І. Кузьменко, Д. І. Гудков, С. І. Кірєєв [та ін.] – К.: Наукова думка, 2010. – 263 с.

С.П. Пришляк, Е.Н. Волкова, В.В. Беляев, А.А. Пархоменко
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

РАДИОНУКЛИДНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВЫСШИХ ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ ВОДОЕМОВ УКРАИНЫ В ОТТДАЛЕННОЕ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС ВРЕМЯ

Определено содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в высших водных растениях водоемов разного типа, расположенных вне зоны отчуждения. Показано, что до настоящего времени в некоторых водоемах Украины удельная активность ^{137}Cs в высших водных растениях достигает 875-1100 Бк/кг.

Ключевые слова: водоемы, радионуклиды, высшие водные растения

S.P. Prishlyak, O.M. Volkova, V.V. Beliaiev, O.O. Parhomenko
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

RADIONUCLIDE CONTAMINATION OF HIGHER AQUATIC PLANTS WATER BODIES OF UKRAINE TO A DISTANT TIME AFTER THE ACCIDENT AT THE CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT

Content of ^{90}Sr and ^{137}Cs in higher aquatic plants from water bodies of different types of which are located outside the exclusion zone is defined. It is shown that up to the present time the specific activity of ^{137}Cs in higher aquatic plants in some reservoirs reaches 875-1100 Bq/kg.

Keywords: water body, radionuclides, higher aquatic plants

УДК 66.095.83+628.196 (477.81)

Е.И. ПРОКОПЧУК, И.Л. СУХОДОЛЬСКАЯ

Тернопольский национальный педагогический университет имени Владимира Гнатюка
ул. М. Кривоноса, 2, Тернополь, 46400, Украина

СВЯЗЫВАНИЕ АММОНИЯ ВЫСШИМИ ВОДНЫМИ РАСТЕНИЯМИ В ГИДРОЭКОСИСТЕМАХ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ЕГО СОДЕРЖАНИЯ В ВОДЕ

Исследовали сезонные изменения концентрации азота аммония в водоемах малых рек Ровенской области и их связь с активностью ферментов глутаматдегидрогеназы (ГДГ) и глутамисинтетазы (ГС). Выявлено, что с увеличением концентрации аммония летом

активируется NADP-ГДГ, а со снижением осенью – активируются как NAD-, так и NADP-ГДГ. Установлено, что максимальная активность ГС в сентябре наблюдается при минимальной концентрации аммонийного азота в водной среде, а годовой минимум активности ГС прослеживается при его высоком содержании в воде.

Ключевые слова: высшие водные растения, соединения азота, аммоний, активность ферментов, глутаматдегидрогеназа, глутаминсинтетаза, корреляция

Высшие водные растения выявляют избирательную способность в поглощении биогенных элементов [6], а также являются одними из самых эффективных потребителей минеральных соединений, в частности, различных форм азота, от количества и форм соединений которого зависит общая продуктивность водоемов [5]. Известно, что включение азота в клеточные органические соединения растений осуществляется путем ферментного связывания аммиака, среди которых наиболее эффективными являются глутаматдегидрогеназный и глутаминсинтетазный пути [4]. Восстановительное аминирование α-кетокислот аммиаком катализирует глутаматдегидрогеназа (ГДГ, КФ 1.4.1.3), которая отличается по специфичности к коферменту: NAD-ГДГ осуществляет преимущественно дезаминирование, а NADP-ГДГ – аминирование. У первичной ассимиляции аммонийного азота в аминокислоты и белки клетки растения ведущая роль принадлежит также глутаминсинтетазе (ГС, КФ 6.3.1.2).

Целью исследований было установление активности глутаматдегидрогеназы и глутаминсинтетазы в условиях природных концентрацией аммония в водной среде в зависимости от уровня антропогенной нагрузки на водоем.

Материал и методы исследований

Объектами исследований служили 7 видов высших водных растений – представителей тех групп макрофитов, которые на протяжении всей вегетации имеют наибольший контакт с водной толщей: рогоз узколистый (*Typha angustifolia* L.), стрелолист обыкновенный (*Sagittaria sagittifolia* L.); рдест гребанчатый (*Potamogeton pectinatus* L.), рдест пронзеннолистный (*Potamogeton perfoliatus* L.), элодея канадская (*Elodea canadensis* Rich.), роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum* L.); ряска малая/маленькая (*Lemna minor* L.). Растения собирали в пик их вегетации в водоемах, которые отличаются разным уровнем антропогенной нагрузки: аграрная (АТ), рекреационная (РТ), урбанизированная (УТ) и техногенно-трансформированная (ТТ) территории, расположенные в разных районах Ровенской области.

Для определения активности аммонийсвязующих ферментов получали гомогенаты биомассы растений на 0,005 трис-HCl буфере (pH 7,6), содержащий 0,002 М сульфата магния и 0,002 М ЭДТА в соотношении 1:5 (сырая масса : буфер) в механическом гомогенизаторе при 7000 об/мин. Затем гомогенаты центрифугировали при 5000 об/мин на протяжении 15 мин. [1]. Полученную суспензию использовали для определения ферментной активности. Активность глутаматдегидрогеназы определяли спектрофотометрически по скорости окисления NAD (NADP) при 340 нм [7] в реакционной смеси, содержащей 0,05 М трис-HCl буфера (pH 7,2); 0,01 М α-кетоглутарата; 0,000025 М NAD и 0,2 М $(NH_4)_2HPO_4$. Ферментную активность выражали в мкмоль NAD (NADP)/мг белка·мин. Активность глутаминсинтетазы определяли в синтетазной реакции фосфатным методом [2]. Реакционная смесь содержала 25 мМ трис-HCl буфер (pH = 7,2), 16 мМ глутамата натрия, 6 мМ NH_4Cl, 6 мМ $MgSO_4$, 15 мМ АТР и гомогенат ткани растений в количестве, необходимой для образования 1-10 мкмоль глутамина на протяжении 45 мин. при 35-37°С. Реакцию останавливали добавлением 4,0 мл 1,8% $FeSO_4$ в 0,3 М H_2SO_4 и 0,4 мл 6,6% $(NH_4)_6Mo_7O_{24}$ в 7,5 М H_2SO_4 и фотометрировали на спектрофотометре СФ–46 при 700 нм против контроля. Ферментную активность выражали в мкмоль $P_н$/мг белка·мин. Количество белков определяли по методу Лоури и соавт. Содержание аммонийного азота устанавливали колориметрически с реактивом Несслера [5].

Результаты исследований и их обсуждение

На содержание азота аммония в природных водах оказывают равноценное влияние сразу три процесса: изменение объема воды водоема, развитие водной флоры и фауны, а также – окисление аммония под воздействием кислорода и бактерий-нитрификаторов. Помимо

прочего, на его концентрацию влияют и антропогенные факторы – поступление со сточными водами.

Прослеженная динамика содержания аммония в воде исследуемых рек на протяжении весенне-летне-осеннего периода (рисунок) показала, что содержание аммонийного азота флуктуировало в диапазоне 0,28 мг/дм³-3,0 мг/дм³ с постепенным снижением к концу вегетационного периода. Максимальные концентрации, характеризующееся превышением показателя рыбохозяйственной ПДК, отмечено для воды рек УТ, АТ и ТТ в марте (превышение $ПДК_{рыб.}$ соответственно – в 6; 2,4 и 2,7 раза соответственно), а для РТ – в июне, с превышением $ПДК_{рыб.}$ в 3,6 раза. Минимальное содержание аммония наблюдали на всех территориях в летние (июль-август) и осенние месяцы. Таким образом, наивысшие концентрации аммонийного азота в весенний период связаны с увеличением прибрежного смыва и речного стока, а также антропогенным воздействием неочищенных промышленных, хозяйственно-бытовых сточных вод и сельскохозяйственных стоков. Минимальные же его концентрации, приходящиеся на летний и осенний период, связаны с активным их поглощением гидробионтами.

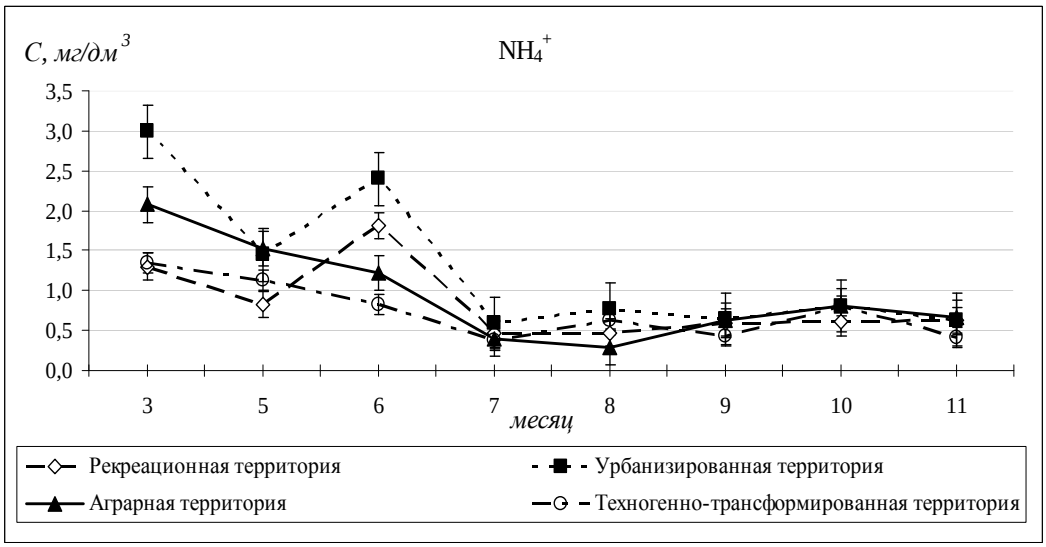


Рис. Содержание аммонийного азота в воде исследованных рек в зависимости от уровня антропогенной нагрузки

В различных тканях и органах многих растений происходит значительное увеличение глутаматдегидрогеназной активности в ответ на увеличение концентрации аммония в среде [4]. В соответствии с увеличением или уменьшением содержания в воде аммония коррелирует активность ГДГ (таблица). В июне, когда в водоемах зафиксировано высокие показатели аммонийного азота, наблюдали незначительное увеличение активации NADP-ГДГ (достоверной корреляционной связи не отмечено – r = -0,83) на всех территориях, кроме УТ (наличие сильной корреляционной связи – r = 0,85), что, видимо, является следствием антропогенной нагрузки на водоем. Активность NAD-ГДГ характеризуется высокими показателями и прямо коррелирует с содержанием аммония (r = 0,57, r = 0,59 для УТ и ТТ соответственно). Для РТ и АТ выявлено обратную зависимость (r = -0,73, r = -0,7), что можно объяснить разным видовым составом и физиологическими особенностями исследуемых растений. В сентябре, когда наблюдалось резкое снижение концентрации аммонийного азота увеличилась активность как NAD-, так и NADP-ГДГ. Практически на всех исследуемых участках проведенный корреляционный анализ указывает на тесную зависимость обоих показателей (r = 0,56 – 0,81), за исключением УТ, где активность NAD-ГДГ и концентрация аммония коррелировали с обратной зависимостью (r = -0,72).

Таблица

Корреляционная зависимость между концентрацией аммония и активностью глутаматдегидрогеназы и глутамисинтетазы водных растений

Высшие водные растения	Активность					
	NAD-ГДГ		NADP-ГДГ		ГС	
	30.06	05.09	30.06	05.09	30.06	05.09
	Рекреационная территория (РТ)					
Potamogeton pectinatus L.	0,47	-0,44	-0,73	0,43	0,48	-0,32
Potamogeton perfoliatus L	-0,68	-0,39	-0,37	0,63	0,54	-0,53
Typha angustifolia L.	0,79	0,81	0,57	-0,41	0,79	0,58
	Урбанизированная территория (УТ)					
Sagittaria saggitifolia L.	0,85	-0,72	-0,21	-0,78	-0,17	-0,48
Ceratophyllum demersum L.	0,39	-0,64	0,57	0,24	-0,34	-0,50
Typha angustifolia L.	0,44	-0,69	0,43	0,72	0,99	0,81
	Аграрная территория (АТ)					
Sagittaria saggitifolia L.	0,60	0,02	-0,41	0,64	-0,09	0,61
Lemna minor L.	-0,83	0,66	-0,70	-0,59	-0,56	-0,33
Typha angustifolia L.	-0,51	-0,35	-0,69	0,57	-0,09	0,70
	Техногенно-трансформированная территория (ТТ)					
Sagittaria saggitifolia L.	-0,33	0,56	0,57	-0,60	0,09	0,57
Elodea canadensis Mich.	-0,80	-0,52	-0,34	-0,61	-0,24	-0,05
Typha angustifolia L.	0,47	-0,21	0,59	0,74	0,42	0,21

Согласно [4], при низких, лимитирующих рост, концентрациях аммония его связывание осуществляет ГС. Для исследованной растительности установлено, что максимальная активность ГС в сентябре наблюдается при минимальной концентрации аммония в воде, который обеспечивает нормальный рост и развитие растений на всех исследуемых территориях, а летний минимум активности ГС указывает на высокое содержание аммония в воде рек и угнетение активности фермента. Эти результаты свидетельствуют об обратной зависимости между активностью ГС и концентрацией аммония в воде.

Выводы

Исследуемые ВВР проявляют видовую специфичность по отношению к содержанию в воде аммонийного азота: величина активности амонийсвязующих ферментов различна у растений разных видов. Большая амплитуда величины активности ферментов свидетельствует о наличии у последних индуктивных способностей к активации ферментов в зависимости от концентрации аммония в воде.

1. *Гавриленко В. Ф.* Большой практикум по физиологии растений. Фотосинтез. Дыхание / В. Ф. Гавриленко // под ред. Б. А. Рубина. – М.: Высш. школа, 1975. – 392 с.
2. *Евстигнеева З. Г.* Определение активности глутаминсинтетазы / З. Г. Евстигнеева, Е. А. Громыко, К. Б. Асеева // Биохимические методы. – М.: Наука, 1980. – С. 84–86.
3. *Кокин К. А.* Экология высших водных растений / К. А. Кокин. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1982. – 160 с.
4. *Кретович В. Л.* Усвоение и метаболизм азота в растениях / В. Л. Кретович. – М.: Наука, 1987. – 486 с.
5. *Крот Ю. Г.* Использование высших водных растений в биотехнологиях очистки поверхностных и сточных вод / Ю. Г. Крот // Гидробиол. журн. – 2006. – Т.42, № 1. – С. 49.
6. *Лурье Ю. Ю.* Химический анализ производственных сточных вод / Ю. Ю. Лурье, А. И. Рыбникова. – М.: Химия, 1974. – 336 с.
7. *Романенко В. Д.* Кальций и фосфор в жизнедеятельности гидробионтов / В. Д. Романенко, О. М. Арсан, В. Д. Соломатина. – К.: Наукова думка, 1982. – 152 с.

О.І. Прокопчук, І.Л. Суходольська
Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка, Україна

ЗВ'ЯЗУВАННЯ АМОНІЮ ВИЩИМИ ВОДНИМИ РОСЛИНАМИ У ГІДРОЕКОСИСТЕМАХ ЗАЛЕЖНО ВІД ЙОГО ВМІСТУ У ВОДІ

Досліджували сезонні зміни концентрації азоту амонію у водоймах малих річок Рівненської області та їхній зв'язок з активністю глутаматдегідрогенази і глутамісинтетази. Виявлено, що зі збільшенням концентрації амонію влітку активується NADP-ГДГ, а зі зниженням амонію восени – як NAD-, так і NADP-ГДГ. Встановлено, що максимальна активність ГС у вересні спостерігається при мінімальній концентрації амонію у водному середовищі, а річний мінімум активності ГС виявляється при високому вмісті амонію у воді.

Ключові слова: вищі водні рослини, сполуки азоту, амоній,активність ферментів, глутаматдегідрогеназа, глутамінсинтетаза, кореляція

O.I. Prokopchuk, I.L. Suhodolska
Volodymyr HnatiukTernopil National Pedagogical University, Ukraine

CONNECTION OF AMMONIUM WITH THE SUPERIOR WATER PLANTS IN HYDROECOSYSTEMS DEPENDING ON ITS CONTENT IN THE WATER

Seasonal changes in the concentration of ammonium in the water of small rivers of Rivne region and their connection with the glutamate dehydrogenase (GDH) and glutamine synthetase's (GS) activity were investigated. It was discovered that with the increasing of concentration of ammonium in summer the NADP-GDH activates, and with the decrease of ammonium in autumn activate NAD- and NADP- GDH. It was established that the maximum activity of GS in September was observed at the lowest concentration of ammonium in water, and the annual minimum of activity of GS was detected at high ammonium content in the water.

Keywords: superior water plants, nitrogen compounds, ammonium, enzymes activity, glutumate dehydrogenase, glutamine synthetase, correlation

УДК [577.34:574.63] [477.63]

Ю.І. ПРОСЯНИК, Т.В. АНАНЬЄВА

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара
пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, Україна

РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ БІЛОГО ТОВСТОЛОБИКА ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Водні екосистеми Запорізького водосховища забруднені радіонуклідами чорнобильського походження. У зв'язку зі здатністю гідробіонтів до накопичення радіоактивних речовин, важливо проводити моніторинг умісту радіонуклідів у рибах з метою мінімізації потрапляння радіонуклідів до організму людини при споживанні рибної продукції. Білий товстолобик за способом живлення є фітопланктофагом, відноситься до пелагічних риб та являється зручним об'єктом для дослідження оцінки радіоекологічного стану водойми. Отримані результати свідчать, що вміст радіонуклідів у досліджуваній рибі не перевищував допустимих рівнів. Результати можуть бути використані при проведенні моніторингових досліджень радіаційного впливу на рибу Запорізького водосховища.

Ключові слова: радіонукліди, питома активність, радіонуклідне забруднення, коефіцієнт накопичення, риба, білий товстолобик.

Серед радіоактивних забруднювачів акваторії Запорізького водосховища переважають радіонукліди чорнобильського походження ^{137}Cs та ^{90}Sr, що надходять з верхніх водосховищ

каскаду. Крім того, Запорізьке водосховище є унікальним, оскільки знаходиться у Придніпровському промислово-економічному регіоні, провідними галузями якого є чорна та кольорова металургія, хімічна та гірничодобувна промисловість. Екологічний стан є однією з найгостріших проблем регіону. Підвищений вміст та сумісна дія забруднювачів різного походження можуть знизити стійкість організмів риб [2].

Вживання рибної продукції є основним шляхом, яким радіонукліди потрапляють до організму людини з водойми [5]. Враховуючи значну актуальність досліджень та можливий ризик для населення при вживанні риби, нами були проведені дослідження з визначення вмісту радіонуклідів у білому товстолобику Запорізького водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Білий товстолобик (*Hypophthalmichthys molitrix Val.*). – прісноводна риба родини коропових. Кормовою базою білого товстолобика є фітопланктон, який утворює значну біомасу та накопичує радіонукліди у великій кількості. За добу риба може спожити фітопланктону у кількості, яка становитиме до 45 % маси її тіла [3]. Товстолобик є пелагічною рибою та в меншій мірі залежить від рівня радіоактивності в донних відкладеннях. Тому даний вид риби є зручним об'єктом для моніторингових досліджень радіонуклідного забруднення водосховища.

Рибу відбирали у нижній частині Запорізького водосховища (траверз с. Військове) під час весняних та осінніх ловів протягом 2013-2014 рр. ставними сітками з вічками від 50 до 150 мм. Підготовка проб до радіоспектрометричних вимірювань полягала у відділенні тканин та органів, подрібненні та висушуванні за температури 105 °С у сухо-жаровій шафі. Питому активність радіонуклідів у підготовлених зразках визначали за допомогою сцинтиляційного спектрометра СЕ-БГ-01 «АКП». Результати досліджень радіонуклідів наведені в бекерелях на кілограм (Бк/кг) сирої, природної маси. Статистичну обробку даних проводили за допомоги програми Excel. Для досліджень відбирали м'язову тканину, кістки, луску та зябра риб [1].

Результати досліджень та їх обговорення

Основними дозоутворюючими радіонуклідами для риби водосховищ дніпровського каскаду є ^{137}Cs та ^{90}Sr [2]. Середні показники вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr (рис. 1) в білому товстолобику за результатами наших досліджень були значно нижчі за встановлені державні гігієнічні концентрації (^{137}Cs – 150 Бк/кг, ^{90}Sr – 35 Бк/кг сирої маси) та становили для ^{137}Cs – від 10 до 12 Бк/кг, для ^{90}Sr – від 2,5 до 6 Бк /кг сирої маси [4].

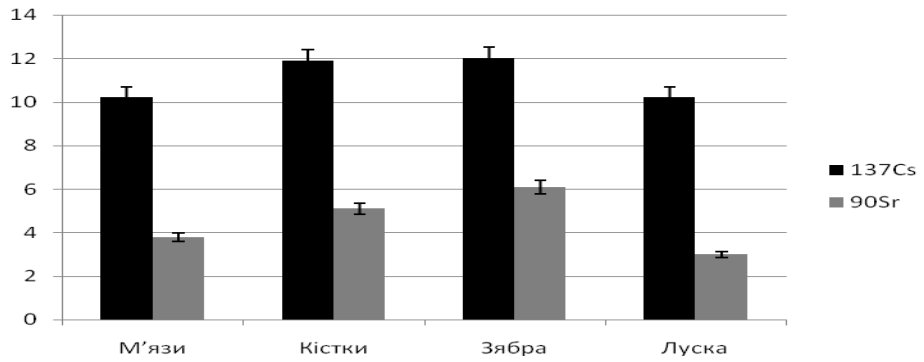


Рис. 1. Середній вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr в особинах білого товстолобика Запорізького водосховища, Бк/кг

Коефіцієнти накопичення радіонуклідів білим товстолобиком відносно води становили для ^{137}Cs від 250 до 300, для ^{90}Sr від 35 до 85. ^{137}Cs накопичується рибою з води більш інтенсивно, ніж ^{90}Sr. Радіонукліди ^{137}Cs та ^{90}Sr в значній кількості концентруються в лусці та зябрах. Однак, на відміну від м'язів, де цей радіонуклід депонується, з вищезгаданих тканин ізотопи ^{137}Cs виводяться у багато разів швидше.

Вміст ^{137}Cs в рибах коливався від 5 до 20 Бк/кг (рис. 2).

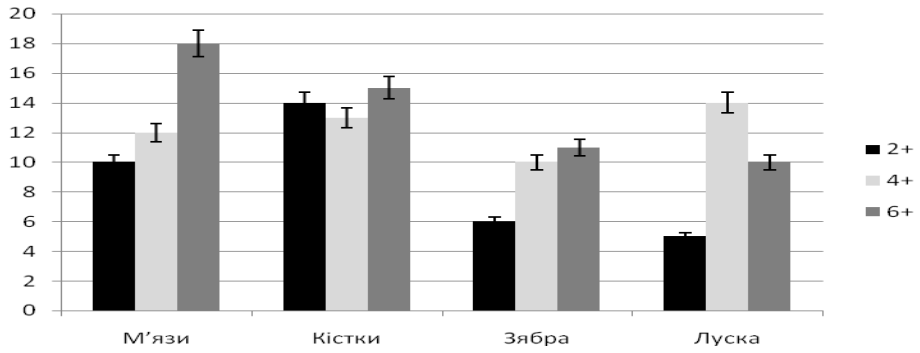


Рис. 2. Вміст ^{137}Cs в різновікових особинах білого товстолобика Запорізького водосховища, Бк/кг

Найбільшу накопичувальну здатність до ^{137}Cs мають м'язова та кісткова тканини, найменшу – луска та зябра риб. Проникність зябрового апарату та зовнішніх поверхонь тіла риб до ^{137}Cs низька. В м'язовій тканині спостерігається достовірне збільшення кількості ^{137}Cs зі збільшенням віку риби, що пов'язано зі збільшенням щільності фіксації ^{137}Cs м'язовою тканиною риб.

Вміст ^{90}Sr в рибах був значно менший, ніж вміст ^{137}Cs та коливався в межах від 1,7 до 7,1 Бк/кг сирої маси (рис. 3).

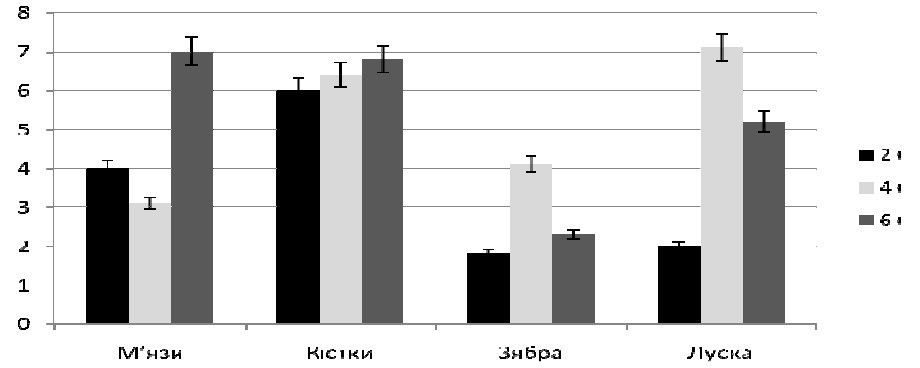


Рис. 3. Вміст ^{90}Sr в різновікових особинах білого товстолобика Запорізького водосховища, Бк/кг

^{90}Sr є мобільним радіонуклідом, який швидко виноситься з водойми з плином води. Деяка частина ^{90}Sr затримується в донних відкладеннях. Білий товстолобик є пелагічною рибою та займає проміжне положення серед риб (бентофагами та іхтіофагами) за здатністю накопичувати ^{90}Sr. Тож низький вміст даного радіонукліду в рибі цілком можна пояснити низьким його вмістом у воді.

Високий вміст радіонуклідів у лусці та зябрах риб свідчить про наявність ефективного механізму самоочищення від інкорпорованих радіонуклідів, так як за низького вмісту радіонуклідів у воді, риби поглинають їх в основному з кормовими об'єктами, а виділяють покривними тканинами.

Навесні вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у тканинах та органах білого товстолобика є вищий за осінній (рис. 4).

Розподіл ^{137}Cs в організмі білого товстолобика відбувається наступним чином: весна – печінка > зябра > кістки > луска > м'язи; осінь – кістки > м'язи > зябра > луска > печінка. Для ^{90}Sr спостерігали наступні ряди даних: весна – зябра > кістки > луска > печінка > м'язи; осінь – кістки > м'язи > зябра > луска > печінка.

На виведення радіонуклідів впливають кліматичні умови водойми. Зниження температури води в осінній період до 5°С гальмує процес виведення радіонуклідів та збільшу період напіввиведення в 2-3 рази [6].

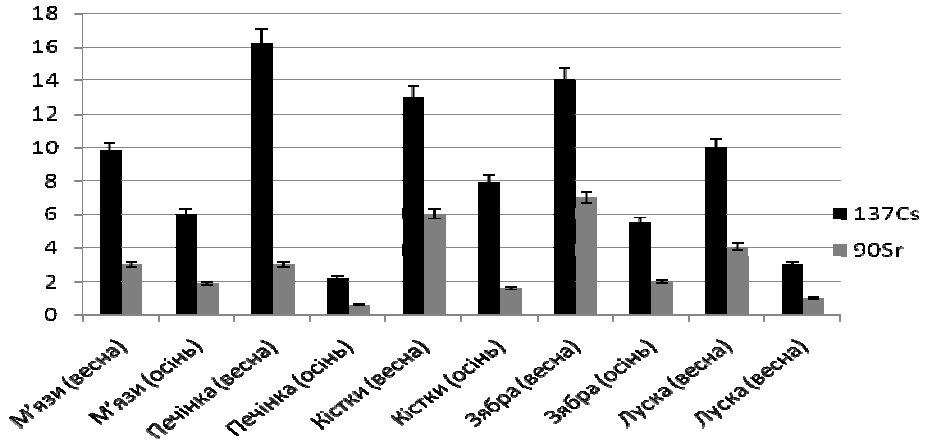


Рис. 4. Сезонна динаміка вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr в одновікових особинах білого товстолобика Запорізького водосховища, Бк/кг сирої маси

У весняний період відбувається надходження радіонуклідів за рахунок поверхневого стоку з прилеглих територій та відтоку радіоактивних речовин з верхніх водосховищ дніпровського каскаду [2].

Висновки

У тканинах білого товстолобика Запорізького водосховища виявлені радіонукліди чорнобильського сліду. Середній вміст ^{137}Cs в органах та тканинах риб становить від 10 до 12 Бк/кг, ^{90}Sr – від 2,5 до 6 Бк/кг. Рівні вмісту радіонуклідів нижчі за діючі в Україні допустимі рівні для рибної продукції.

За встановленими коефіцієнтами накопичення радіонуклідів товстолобиком відносно води – ^{137}Cs накопичується рибами з води в 3 рази інтенсивніше, ніж ^{90}Sr. Радіонукліди ^{137}Cs є основним чинником внутрішньої дози опромінення штучними радіонуклідами для білого товстолобика Запорізького водосховища.

В м'язовій тканині спостерігається збільшення кількості ^{137}Cs зі збільшенням віку риби, що пояснюється більш високою щільністю фіксації. Була встановлена сезонна динаміка вмісту радіонуклідів. Навесні вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у тканинах та органах товстолобика є набагато вищий за осінній.

Отримані данні свідчать, що рибна продукція білого товстолобика є придатною для споживання людиною, а радіоекологічну ситуацію в Запорізькому водосховищі можна вважати за задовільну.

1. *Бабенко В. В.* Активність бета-випромінних радіонуклідів в лічильних зразках / В. В. Бабенко, О. С. Казимиров, О. Ф. Рудик. – НВП «Атом Комплекс Прилад», 1998. – 27 с.
2. *Білоконь Г. С.* Накопичення радіонуклідів в промислових видах риб Дніпровського водосховища / Г. С. Білоконь // Рибне господарство. – 2009. – Вип. 66. – С. 229–232.
3. *Вовк П. С.* Биология дальневосточных растительноядных рыб и их хозяйственное использование в водоемах Украины / П. С. Вовк. – К.: Наукова думка, 1976. – 245 с.
4. *Допустимі* рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-97). – К.: Міністерство охорони здоров'я України; Комітет з питань гігієнічного регулювання; НКРЗУ, 1997. – 38 с.
5. *Куликов Н. В.* Радиоэкология пресноводных биосистем / Н. В. Куликов, М. Я. Чеботина. – Свердловск: УрО АН СССР, 1988. – С. 59–67.
6. *Моисеев А. А.* Цезий-137 в биосфере / А. А. Моисеев, П. В. Рамазаев. – М.: Атомиздат, 1975. – С. 51–60.

Ю. И. Просяник, Т. В. Ананьева
Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара, Украина

РАДИОНУКЛИДНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ БЕЛОГО ТОЛСТОЛОБИКА ЗАПОРОЖСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Водные экосистемы Запорожского водохранилища загрязнены радионуклидами чернобыльского происхождения. Учитывая способность гидробионтов накапливать радиоактивные вещества, важно постоянно проводить мониторинг содержания радионуклидов в рыбе с целью минимизации попадания радионуклидов в организм человека при потреблении рыбы в пищу. Белый толстолобик по способу питания – фитопланктофаг, относится к пелагическим рыбам и является удобным объектом для исследования оценки радиоэкологического состояний водоема. Полученные результаты свидетельствуют, что содержание радионуклидов в исследованной рыбе не превышает допустимых уровней. Результаты могут быть использованы при проведении мониторинговых исследований радиационного влияния на рыбу Запорожского водохранилища.

Ключевые слова: радионуклиды, удельная активность, радионуклидное загрязнение, коэффициент накопления, рыба, белый толстолобик

Yu. I. Prosyanik, T.V. Ananieva
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine

RADIONUCLIDE CONTAMINATION OF WHITE CARP IN THE ZAPORIZKE RESERVOIR

The Zaporizke Reservoir aquatic systems are polluted with Chernobyl origin radionuclides. Accounting the hydrobiont capacities to accumulate radioactive materials it is important to conduct the radionuclide content monitoring in fish for minimization of radionuclide content transfer in a human body with fish food. Silver carp is a phytoplankter on its way of nutrition, it refers to pelagic fish and is a convenient object to study the assessment of the radioecological state of the reservoir. The obtained results show that the radionuclide content in the examined fish doesn't exceed permissible limit. The finding can be used for monitoring researches carrying out the Zaporizke reservoir fishes radiation load.

Keywords: radionuclides, specific activity, radionuclide pollution, accumulation coefficient, fish, white carp

УДК 574.586 (574.65:667.637)

А.А. ПРОТАСОВ[1], И.А. МОРОЗОВСКАЯ[1], Г.А. ГУРЬЯНОВА[1], Н.Н. ЛАСКОВЕНКО[2]

[1] Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина
[2] Институт химии высокомолекулярных соединений НАН Украины
Харьковское шоссе, 48, Киев, 02160, Украина

ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЛИМЕРНЫХ НЕОБРАСТАЮЩИХ ПОКРЫТИЙ В УСЛОВИЯХ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Рассмотрены результаты исследований состава, показателей обилия и динамики зооперифитона на экспериментальных субстратах из различных материалов, в том числе с полимерным покрытием оригинального состава. Приведены данные о таксономическом богатстве и обилии зооперифитона на верхнем участке Каневского водохранилища.

Ключевые слова: зооперифитон, обрастание, экспериментальные субстраты, необрастающие покрытия, Каневское водохранилище

Перифитон, как специфическая группировка гидробионтов играет важную и разнообразную роль в водных экосистемах [3, 4]. В его сообщества входят как прикрепленные, так и

подвижные формы. Субстраты, на которых обитают организмы перифитона, подразделяются на естественные и антропогенные [4]. Существует группа субстратов, на которых поселение и развитие организмов перифитона не желательно, например, системы трубопроводов водоснабжения, корпуса судов, фильтры, заградительные решетки и т.п.

Одно из направлений в разработке мер по ограничению развития сообществ перифитона или обрастания – это разработка специальных необрастающих покрытий [1, 2, 4], которые могут применяться на различных субстратах, в тех или иных системах водоснабжения, при окраске корпусов судов, теплообменных поверхностей и т.п.

Целью данной работы было: провести анализ развития сообществ зооперифитона на экспериментальных субстратах с различным составом полимерного покрытия для оценки эффективности ограничения обрастания.

Материал и методы исследований

В 2014 г. были проведены исследования перифитона на Каневском водохранилище в районе Жукова острова. Экспериментальные субстраты размером 7×2,5 см из винипласта (ВН, контроль), стали с покрытием были выставлены 5 июня 2014 года. Осмотр стенда, отбор пластин в качестве проб проводили при кратковременном поднятии стенда из воды. Пластины крепились на стенде проволокой из некорродирующего материала. Пробы фиксировали 4% раствором формальдегида.

Образцы покрытий, разработанные в ИХВС НАНУ, выставленные для испытаний в 2014 г. были следующими: 1) ПУ-эмаль (пигменты Cr_2O_3, TiO_2), ПСХ-ЛС; 2) ПУ-эмаль + Zn – порошок (40 %); ПУ-эмаль + Zn – порошок (60 %); 4) ПУ-эмаль + Zn – порошок (80 %) + второй слой ПУ-эмали; 5) ПУ-эмаль (пигменты Cr_2O_3, TiO_2), ПСХ-ЛС + антисептик (1255) из раствора; 6) ПУ-эмаль + Zn – порошок (80 %) + антисептик (1234) из раствора; 7) ПУ-лак УР-167; 8) ПУ-лак УР-167 + Zn – порошок (60 %); 9) ПУ-лак УР-167 + Zn – порошок (60 %) + антисептик (1234).

Результаты исследований и их обсуждение

Было проведено несколько визуальных оценок интенсивности обрастания на 22, 57, 82, 112 и 152 сутки, трижды проводился отбор проб (57, 112, 152 сутки).

При экспозиции 22 суток (отбор проводили 27.06.2014) пластины были практически лишены организмов перифитона, обрастание представляло собой лишь единичные экземпляры личинок хирономид, олигохет.

Следующее визуальное обследование и отбор проб проводили 01.08.2014 (экспозиция субстратов 57 суток). Общая картина резко изменилась: обрастание на половине субстратов представляло собой более или менее значительные по размерам колонии мшанок. Отмечено 3 вида мшанок: *Plumatella fungosa* Pallas, *Crystatella mucedo* Cuvier и *Hyalinella punctata* Jullien, последний из которых является редким видом для бассейна Днепра. Нами впервые были отмечены здесь столь крупные колонии этого вида. Пластины из винипласта (контроль) все были покрыты колониями мшанки. На части пластин колонии были многослойными, представляли собой слизистые комки. На других колонии были однослойными. Колонии развивались достаточно неравномерно, некоторые субстраты с одним и тем же покрытием были, как почти лишены обрастания, так и имели интенсивное развитие колоний.

При камеральной разборке было выявлено, что численность беспозвоночных на субстратах была в диапазоне 6-27 тыс. экз/м², то есть различалась почти в 5 раз. На винипласте, где численность была наибольшей, доминировали малощетинковые черви (11,7 тыс. экз/м²) и дрейссениды (10,6 тыс. экз/м²). Два вида дрейссены были представлены почти поровну. На покрытии №3 (ПУ-эмаль + Zn – порошок (60 %) также соотношение олигохет и дрейссенид было почти равным, также как и соотношение двух видов дрейссены. Однако средняя масса особи моллюсков была различной: у дрейссены полиморфной 24,8 мг, а у бугской – 1,0 мг.

Биомасса организмов на пластинах при данной экспозиции различалась довольно существенно. Можно выделить две группы покрытий: с биомассой порядка 1000 г/м² (контроль, №№ 4, 5, 7, 8, 9), с биомассой порядка десятков г/м² (покрытия №№ 2, 3, 6) и промежуточный, №1. Наибольшая биомасса при абсолютном доминировании мшанок

(*P. fungosa* – 2,8 кг/м², *H. punctata* – 1,7 кг/м²) была отмечена на покрытии №9, что было в 4,6 раза больше, чем в контроле. На покрытии №6 биомасса доминирующей здесь мшанки (*Crystatella*) была всего 33,3 г/м², а на субстрате №2 мшанки вообще отсутствовали, основу биомассы составляла дрейссена (в основном *Dreissena polymorpha* Pallas). Что касается контроля, то здесь биомассу определяла *P. fungosa* – 1,0 кг/м².

За последующий период (контрольный осмотр 26.08.2014 (экспозиция 83 суток) колонии мшанок практически полностью отмерли. Следует отметить, что после освобождения поверхности субстрата от колоний мшанки стали видны отдельные особи дрейссены.

Следующий контроль был проведен 26.09.2014 (экспозиция 112 суток). Остатки колонии мшанки полностью исчезли с субстратов. На винипласте, кроме продолжающих расти особей дрейссены, появились небольшие колонии губки. Кроме того, были отмечены зоарии мшанок, с большим количеством статобластов. На некоторых субстратах сформировались довольно обширные колонии губок.

Показатели численности возросли относительно предыдущей съемки. Наибольшие показатели численности были отмечены на покрытии № 1 – более 83 тыс. экз/м², доминировали личинки хирономид и малощетинковые черви. Контрольный субстрат занимал среднее положение, численность на винипласте составляла 42 тыс. экз/м².

Показатели биомассы в связи с отмиранием колоний мшанки снизились. Также можно выделить две группы субстратов – с биомассой порядка сотен г/м² (контроль, №№ 1, 3, 5, 6, 8) и остальных, где биомасса была порядка десятков г/м² (2, 4, 7, 9). Наибольшая биомасса 554,42 г/м² отмечена на винипласте. Доминантами были *D. polymorpha* и *P. fungosa* 412,95 и 116,25 г/м², соответственно). Несколько ниже была биомасса на субстрате №1 – 519,07 г/м², но доминировала кроме дрейссены не мшанка, а губка (280,10 г/м² и 136,67 г/м², соответственно). Такой же характер доминирования был и на других субстратах, за исключением №2 и 4, где при очень маленькой биомассе (13,59 и 14,25 г/м², соответственно) доминантом была губка, в первом случае и мшанка.

Последняя съемка экспериментальных субстратов была проведена 7.11.2014 г. (экспозиция 156 сут.) Характерным для общего габитуса экспериментальных субстратов после экспозиции 156 суток было очень незначительное обрастание и в большей или меньшей мере присутствие на пластинах дрейссены. На винипласте почти на всех пластинах были отмечены отдельные особи дрейссены, а на некоторых и небольшие друзы. Также здесь были отмечены отдельные зоарии мшанки и небольшие колонии губок.

Показатели численности на субстрате № 2, 3, 4, 5 возросли относительно предыдущей съемки. Наибольшие показатели численности были отмечены на покрытии №2 – 117 тыс. экз/м², доминировали малощетинковые черви (79,3 тыс. экз/м²) и дрейссениды (20,3 тыс. экз/м²), в то время как на контрольном субстрате численность составляла 58 тыс. экз/м². Два вида дрейссены были представлены не равномерно. Численность дрейссены полиморфной превышала численность дрейссены бугской в 4 раза. Максимальная численность дрейссены полиморфной была отмечена на покрытии № 5 (5,6 тыс. экз/м²), максимальная численность дрейссены бугской – на покрытии № 3 (1,3 тыс. экз/м²).

Показатели биомассы несколько возросли по сравнению с предыдущей съемкой. Можно выделить две группы субстратов с биомассой порядка сотен г/м^2 (№№ 1, 2, 4, 5, 6, 8, 9) и остальных, где биомасса была порядка десятков г/м^2 (№№ 3, 7). Наибольшая биомасса была отмечена на покрытии №5 – 636,71 г/м^2, с доминированием *D. polymorpha* – 603,63 г/м^2. Несколько ниже была биомасса на субстрате №2– 496,73 г/м^2, где основным доминантом была губка – 400,00 г/м^2. На остальных субстратах доминировала дрейссена.

Полученные данные позволяют выявить некоторые особенности динамики развития обрастания на экспериментальных субстратах. Показатели численности постоянно возрастали на всех субстратах. Что касается динамики показателей биомассы, то здесь следует отметить, что при экспозиции 57 суток на 4 из 9 экспериментальных субстратов биомасса была выше, чем в контроле, однако при большей экспозиции (112 суток) наибольшая биомасса (554 г/м²) была именно на винипласте (519 г/м² на покрытии №1).

Выводы

Исследования показали, что экспериментальные субстраты с различными полимерными покрытиями обладают определенными необрастающими свойствами, поэтому их дальнейшая разработка может быть перспективной. Однако, было установлено, что по мере увеличения экспозиции и развития даже небольшого обрастания происходит определенное снижение антиобрастающих свойств покрытий. Тем более это проявляется при развитии таких организмов как мшанки.

Необрастающее покрытие может оказывать влияние на первых стадиях поселения. Если колония уже начала развиваться, то токсичный субстрат на неё уже не действует, нижние слои колонии иммобилизуют действие необрастающего покрытия.

В результате оценки полученных данных можно полагать, что покрытия №№ 3, 7, затем №№ 4 и 6 являются перспективными для дальнейших модификаций и испытаний. На покрытиях №№ 2, 3, 6 (все с добавками цинкового порошка) и при массовом развитии мшанки % покрытия был всего около 30% относительно контроля, здесь же была наименьшая биомасса организмов, то есть, возможно, дальнейшее исследования действия этих покрытий.

1. *Лебедева Г. Д.* Экология обрастаний в пресных водах / Г. Д. Лебедева // Экологические основы защиты от биоповреждений. – М.: Наука, 1985. – С. 78–85.
2. *Раилкин А. И.* Колонизация твердых тел бентосными организмами / А. И. Раилкин. – СПб: Изд-во СПб. ун-та, 2008. – 427 с.
3. *Скальская И. А.* Зооперифитон водоемов бассейна Верхней Волги / И. А. Скальская. – Рыбинск, 2002. – 256 с.
4. *Протасов А. А.* Пресноводный перифитон / А. А. Протасов. – К.: Наукова думка, 1994. – 307 с.

О.О. Протасов[1], І.О. Морозовська[1], Г.О. Гур'янова[1], Н.М. Ласковенко[2]
[1] Інститут гідробіології НАН України, Київ
[2]Інститут хімії високомолекулярних сполук НАН України, Київ

ДОСЛІДЖЕННЯ ПОЛІМЕРНИХ НЕОБРАСТАЮЧИХ ПОКРИТТІВ В УМОВАХ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Розглянуто результати досліджень складу, показників рясності кількості і динаміки зооперифітону на експериментальних субстратах з різних матеріалів, в тому числі з полімерним покриттям оригінального складу. Наведено дані про таксономічне багатство та рясність зооперифітона у верхній ділянці Канівському водосховищі.

Ключові слова: зооперифітон, обростання, експериментальні субстрати, необрастачі покриття, Канівське водосховище

A. Protasov[1], I. Morozovska[1], G. Guryanova[1], N. Lascovenko[2]
[1]Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv
[2]Institute of Macromolecular Chemistry of NAS of Ukraine, Kyiv

RESEARCH OF POLYMER ANTIFOULING COATINGS UNDER KANEV RESERVOIR CONDITIONS

The results of studies of the composition, abundance and dynamics of zooperiphyton on experimental substrates of different materials, including coated original composition. The data on the taxonomic richness and abundance of zooperiphyton on the Kanev Reservoir are discussed.

Keywords: zooperiphyton, fouling, experimental substrates, antifouling coatings, Kanev Reservoir

Работа поддержана МОН Украины, проект М/97-2015

УДК 581.526.323:574.64(262.5)

О.В. РАЧИНСЬКА

Український науковий центр екології моря
Французький бульвар, 89, Одеса, 65009, Україна

БІОІНДИКАЦІЯ ЯКОСТІ МОРСЬКОГО ДОВКІЛЛЯ ОДЕСЬКОГО РЕГІОНУ ЗА ПОКАЗНИКАМИ РОЗВИТКУ МІКРОФІТОБЕНТОСУ

Мікрофітобентос Одеського регіону в 2014 році формували переважно полі- та мезогалобні і β-мезосапробні діатомеї. Район мису Малий Фонтан залишився умовно чистою акваторією Одеського прибережжя.

Ключові слова: біоіндикація, якість, морське довкілля, Одеський регіон, мікрофітобентос

Важливими компонентами структури прибережних морських екосистем є бентосні мікроводорості, стан яких відображає якість довкілля [2]. Висока таксономічна та екологічна різноманітність, чутливість до зміни факторів навколишнього середовища та широке розповсюдження дозволяють використовувати їх для біоіндикації [3].

Мета роботи – проведення біондикації якості морського довкілля Одеського регіону за систематичними, кількісними, морфологічними та сапробіологічними показниками розвитку мікрофітобентосу.

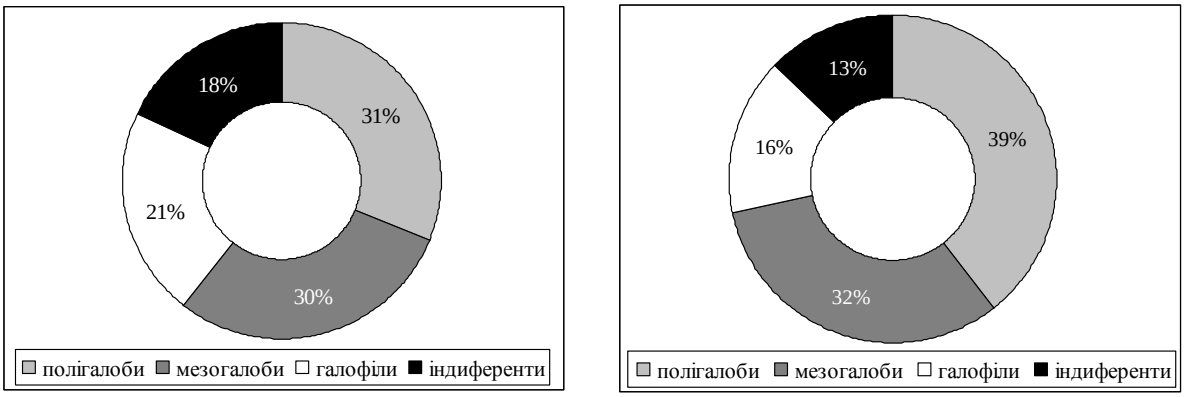
Матеріал і методи досліджень

Влітку та восени 2014 року за станом мікрофітобентосу була виконана біоіндикація якості довкілля Григоріївського лиману, де здійснюються портові операції з великотоннажними судами, та різних за антропогенним навантаженням районів Одеського прибережжя: Нафтогавані (проведення портових операцій), санаторію ім. Чкалова (скид санаторних стоків), мису Малий Фонтан (умовно-чистий район Одеської затоки [4]), пляжу «Дельфін» (скид дренажних вод), Лузанівки та пляжу «Аркадія» (значне рекреаційне навантаження) і Дачі Ковалевського (скид господарсько-побутових стоків). Відібрано та оброблено 20 проб мікрофітобентосу для біоіндикації якості середовища за загальноприйнятими методиками [1].

Результати досліджень та їх обговорення

Влітку 2014 року в мікрофітобентосі бетонних, гранітних та піщаних субстратів досліджених районів Одеського прибережжя та Григоріївського лиману знайдено 76 видів водоростей, восени – 87. Переважали діатомеї – 48 та 60 видів. Восени їх кількість зросла майже в 1,3, а частка – в 1,2 рази.

Виявлені водорості здебільшого були полігалобами (види родів *Achnanthes*, *Cocconeis*, *Licmophora*). Мезогалоби були представлені родами *Navicula* і *Nitzschia*. Впродовж року кількість полігалобів зросла в 1,5, мезогалобів – в 1,3 рази (рис. 1).



а) б)

Рис. 1. Галобіонтний склад мікрофітобентосу Одеського прибережжя та Григоріївського лиману влітку (а) та восени (б) 2014 року

Кількість сапробіонтів у мікрофітобентосі Одеського регіону протягом року зросла в 1,3 рази, в основному за рахунок β- і α-мезосапробів (рис. 2). Влітку виявлено 39 видів-сапробіонтів, восени – 45, а переважали індикатори помірного органічного забруднення води – β-мезосапроби. Влітку – види роду *Diatoma*, а восени – *Nitzschia lanceolata* var. *minor*, *N. lanceolata* var. *lanceolata*. Впродовж року вегетував *Achnanthes brevipes*. Літом частка α-мезосапробів, показників значного органічного забруднення, склала 18,0%, переважно за рахунок *Tabularia fasciculata*, та 20,0% – восени, внаслідок розвитку *Phormidium limosum*.

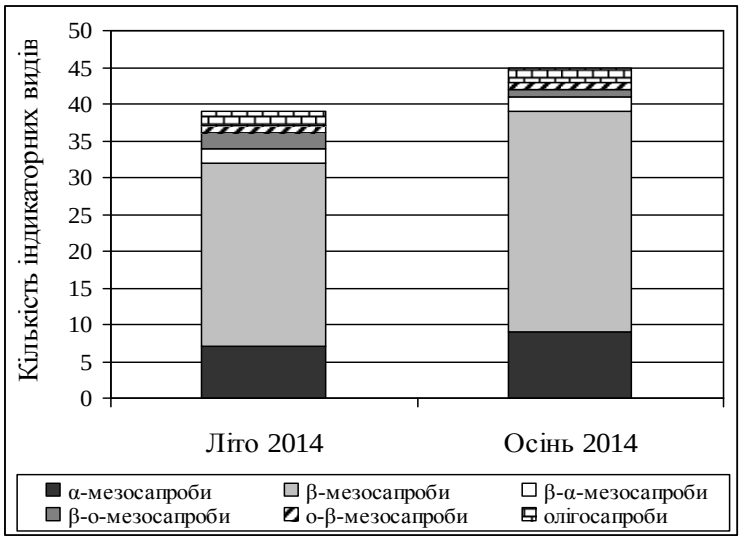
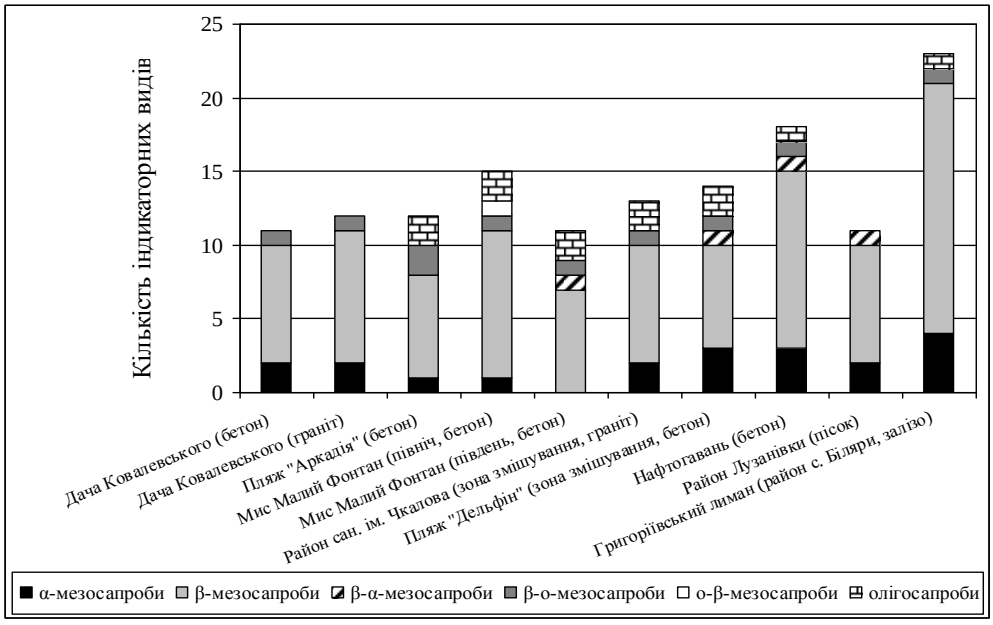


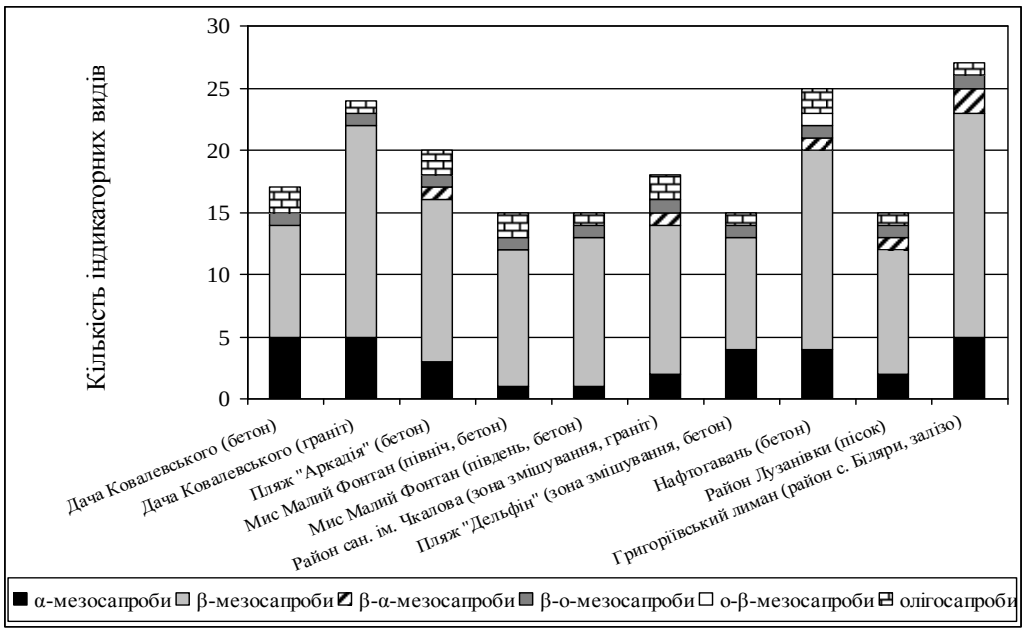
Рис. 2. Сапробіонтний склад мікрофітобентосу Одеського прибережжя та Григоріївського лиману в 2014 році

На рисунку 3 показано, що знайдені водорості – здебільшого β-мезосапроби (7-17 видів влітку та 9-18 восени). Найменше сапробіонтів було в районах мису Малий Фонтан і Лузанівки, найбільше – в Григоріївському лимані. Кількість їх восени зросла в 1,2-1,4 рази.

Влітку в районі Нафтогавані відмічені зігнуті стулки *N. lanceolata* var. *minor*. Восени тут і в акваторіях Григоріївського лиману, пляжу «Аркадія» і Дачі Ковалевського були деформовані клітини *N. lanceolata* var. *minor* і *N. lanceolata* var. *lanceolata*. Порівняно з аномально спекотним 2010 роком [5], кількість видів з такими клітинами скоротилася вдвічі.



а)



б)

Рис. 3. Сапробіонтний склад мікрофітобентосу Одеського прибережжя та Григоріївського лиману влітку (а) та восени (б) 2014 року

Чисельність та біомасу мікрофітобентосу на більшості акваторій впродовж року формували переважно ціанопрокаріоти. Діатомеї протягом року домінували за біомасою в районі Нафтогавані, а восени – і в акваторіях Григоріївського лиману та Дачі Ковалевського. Кількісні показники розвитку мікрофітобентосу восени значно зростали (табл. 1).

Таблиця 1

Чисельність (млн. кл/м^2) та біомаса (мг/м^2) мікрофітобентосу Одеського прибережжя та Григоріївського лиману у 2014 році

Відділи водоростей	Чисельність		Біомаса	
	літо	осінь	літо	осінь
Cyanoprocaryota	2805,35-18752,68	5081,46-30538,47	47,63-2286,00	116,34-1118,03
Dinophyta	0,20-15,22	0,13-6,63	0,67-43,20	0,08-33,72
Euglenophyta	0,20-62,77	2,73	0,30-46,00	2,77
Chrysophyta	1,07-7,00	1,00-12,08	0,07-0,46	0,07-0,79
Bacillariophyta	6,86-151,34	56,72-611,29	4,54-623,57	71,80-3992,64
Chlorophyta	0,17-1,20	0,40-11,84	0,02-0,16	0,11-3,17
Сумарне значення	2817,39-18816,74	5458,28-30634,10	80,25-2360,31	225,42-4532,40

Чисельність та біомаса водоростей-мікрофітів, зокрема діатомей, влітку були найменшими в прибережжі мису Малий Фонтан. Найбільша чисельність цих обростань була в районі пляжу «Дельфін», біомаса – на акваторії пляжу «Аркадія». Діатомеї були найчисленнішими в районі Дачі Ковалевського, наймасовішими – в Григоріївському лимані. Восени чисельність мікрофітобентосу була мінімальною у районі Дачі Ковалевського, біомаса – в районі Лузанівки. Максимальними вони були в прибережжях районів санаторію ім. Чкалова та Григоріївського лиману.

Висновки

Видовий склад мікрофітобентосу досліджених районів Одеського прибережжя впродовж 2014 року формували здебільшого полі-та мезогалобні і β-мезосапробні діатомові водорості.

Район мису Малий Фонтан залишився умовно чистою акваторією Одеського прибережжя. Найбільш евтрофікованими були Григоріївський лиман та зона змішування стічних вод санаторію ім. Чкалова з морськими.

1. *Водоросли* : справочник / С. П. Вассер, Н. В. Кондратьева, Н. П. Масюк [и др.]; под ред. С. П. Вассера. – К. : Наукова думка, 1989. – 606 с.
2. *Гусляков Н. Е.* Атлас диатомовых водорослей бентоса северо-западной части Черного моря и прилегающих водоемов / Н. Е. Гусляков, О. А. Закордонец, В. П. Герасимюк. – К.: Наукова думка, 1992. – 112 с.
3. *Оксиюк О. П.* Методологические принципы оценки экологического состояния водных объектов по микрофитобентосу / О. П. Оксиюк, О. А. Давыдов // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 2. – С. 97.
4. *Рачинская А. В.* Особенности структуры сообщества прибрежного микрофитобентоса в зоне влияния дренажных вод / А. В. Рачинская // Екологічні проблеми Чорного моря : міжнар. наук.-практ. конф. (31 травня – 1 червня, 2007, Одеса) : зб. наук. ст. / за ред. В.М. Небрата – Одеса: Інноваційно-Інформаційний центр «ІНВАЦ», 2007. – С. 276–280.
5. *Рачинская А. В.* Изменения сообщества микрофитобентоса Одесского прибрежья в результате аномально жаркого летнего периода 2010 года / А. В. Рачинская // Екологічні проблеми Чорного моря : міжнар. наук.-практ. конф. (27-28 жовтня, 2011, Одеса) : зб. докл. та ст. / за заг. ред. В. М. Небрата – Одеса: Інноваційно-інформаційний центр «ІНВАЦ», 2011. – С. 296–299.

А.В. Рачинская
Украинский научный центр экологии моря, Одесса

БИОИНДИКАЦИЯ КАЧЕСТВА МОРСКОЙ СРЕДЫ ОДЕССКОГО РЕГИОНА ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ РАЗВИТИЯ МИКРОФИТОБЕНТОСА

Микрофитобентос Одесского региона в 2014 году преимущественно формировали поли- и мезогалобные и β-мезосапробные диатомеи. Район мыса Малый Фонтан остался условно чистой акваторией Одесского прибрежья.

Ключевые слова: биоиндикация, качество, морская среда, Одесский регіон, микрофитобентос

O.V. Rachynska
Ukrainian Scientific Centre of Ecology of Sea, Odesa

BIOINDICATION OF THE MARINE ENVIRONMENT QUALITY OF THE ODESA REGION BY INDICATORS OF MICROPHYTOBENTOS

The species composition of microphytobenthos in Odesa region formed mainly poly-and mezogalobic and β-mesosaprobic diatoms. The area of cape Maly Fountain stayed conditionally clean water area in Odesa coastal zone.

Keywords: bioindication, quality, marine environment, Odesa region, microphytobentos

УДК 591.111.1:597.556.333.1[(262.5)(477.74)]

І. Л. РИЖКО, Ю. В. КАРАВАНСЬКИЙ

Одеський національний університет імені І. І. Мечникова
Шампанський пров., 2, Одеса, 65058, Україна

ВІДМІННОСТІ ДЕЯКИХ МОРФОЛОГІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ КРОВІ БИЧКА ПІНЧУКА *PONTICOLA CEPHALARGOIDES (PINCHUK, 1976)* ТА БИЧКА РАТАНА *PONTICOLA RATAN (NORDMANN, 1840)* В ОДЕСЬКІЙ ЗАТОЦІ

Вивчено морфологічні показники крові бичка Пінчука *Ponticola cephalargoides* (Pinchuk, 1976) і бичка ратана *Ponticola ratan* (Nordmann, 1840) в Одеській затоці. Проведена порівняльна характеристика гематологічних показників крові у самців і самок. Встановлено збільшення кількості еритроцитів з деформацією ядра в крові самок і самців в літній період.

Ключові слова: еритроцити, Ponticola cephalargoides, Ponticola ratan, Одеська затока

У країнах з розвиненою аква- і марикультурою все більше умаси приділяється кількісним методам оцінки здоров'я риб, які дозволяють застосовувати їх в польових умовах, не вимагають складних та дорогих приладів і реактивів. Вивчення морфологічних порушень елементів крові, а також оцінка їх цитофізіологічних змін є необхідним елементом моніторингу стану популяцій риб, як у рибопромисловій практиці, так і при прогнозуванні наслідків антропогенного впливу на аборигенну іхтіофауну природних водойм. Кров є чутливим та інформативним індикатором стану захисних сил організму риб. Найчастіше використовують наступні показники: загальну кількість та число незрілих еритроцитів, еритроцитарні аномалії, лейкоцитарну формулу крові, тощо. Вибір цих показників крові не випадковий. При різних захворюваннях і при отруєнні токсичними речовинами в клітинах крові риб можна виявити різні зміни в оболонці, цитоплазмі, ядрі, появі патологічних клітинних форм [6, 7]. У цих випадках дуже важливо не тільки підрахувати кількість тих чи інших формених елементів, а й дослідити морфологію клітин білої і червоної крові, підрахувати кількість незрілих форм.

Хоча на цей час накопичено велику кількість даних щодо особливостей біології промислових видів риб, проте поза увагою залишилися види, які не мають прямого комерційного значення. До таких видів відносяться бичок Пінчука *Ponticola cephalargoides* (Pinchuk, 1976) та бичок ратан *Ponticola ratan* (Nordmann, 1840), які є важливою ланкою в трофічних ланцюгах водних прибережних екосистем та конкурентами в живленні промислових риб. У зв'язку із тим, що довгий час бичка Пінчука об'єднували в одну систематичну одиницю із бичком ратаном [4], недостатньо добре вивчено екологію й біологію цих видів. Відсутні відомості і про стан крові зазначених бичків. Тому метою представленої роботи було вивчення морфологічних параметрів еритроцитів крові бичка Пінчука та бичка ратана із акваторії Одеської затоки.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для досліджень послужили самці і самки бичка Пінчука та бичка ратана, виловлені сітями навесні та влітку 2014 року в Одеській затоці в районі Малого Фонтану. Кров брали із хвостової вени після відсікання хвостового плавця. Підсохлі мазки без фіксації фарбували за Романовським [5]. Морфологічне вивчення формених елементів еритроїдного ряду проводили за допомогою світлооптичного мікроскопа. Фотографічну реєстрацію здійснювали з використанням цифрової фотокамери. Визначення розмірів еритроцитів здійснювали за допомогою програми Photo M 1.21, призначеної для цитофотометрії. На підставі морфометричних параметрів обчислювали значення похідних параметрів: подовженість й об'єм еритроцита. При аналізі крові представників родини *Gobiidae* еритроцити з подовженістю від 1,0–1,4 умовно приймали за молоді клітини, а із подовженістю 1,4–2,0 – зрілі. На кожному препараті підраховували кількість клітин з деформованими ядрами, що зустрічалися на 1000 еритроцитів. Достовірність відмінностей між середніми по групах оцінювали з використанням t-критерію Стьюдента [1].

Результати досліджень та їх обговорення

Еритроцити досліджуваних риб, виловлених навесні та влітку 2014 року характеризувалися різним ступенем зрілості (рис.). У березні та квітні поздовжній розмір еритроцитів у самців бичка Пінчука становив 19,4±0,17 мкм та у самок 16,4±0,15 мкм, поперечний розмір – 13,2±0,11 мкм та 11,5±0,08 мкм відповідно. При цьому об'єм еритроцитів у досліджених риб становив у самців 422,9±20,14 мкм^3 та 385,5±18,27 мкм^3 у самок. У серпні розміри клітин були значно більшими: поздовжній розмір у самців становив 21,1±0,18 мкм, а поперечний – 13,8±0,11 мкм, у самок 20,6±0,18 мкм та 13,9±0,12 мкм відповідно. При аналізі лінійних розмірів еритроцитів бичка ратана було з'ясовано, що влітку поздовжній розмір становив у самців 18,7±0,17 мкм та 16,7±0,15 мкм у самок, поперечний розмір – 12,0±0,09 мкм та 14,4±0,10 мкм відповідно. Об'єм еритроцитів у досліджених риб становив у самців 639,9±30,94 мкм^3 та 585,5±29,27 мкм^3 у самок.

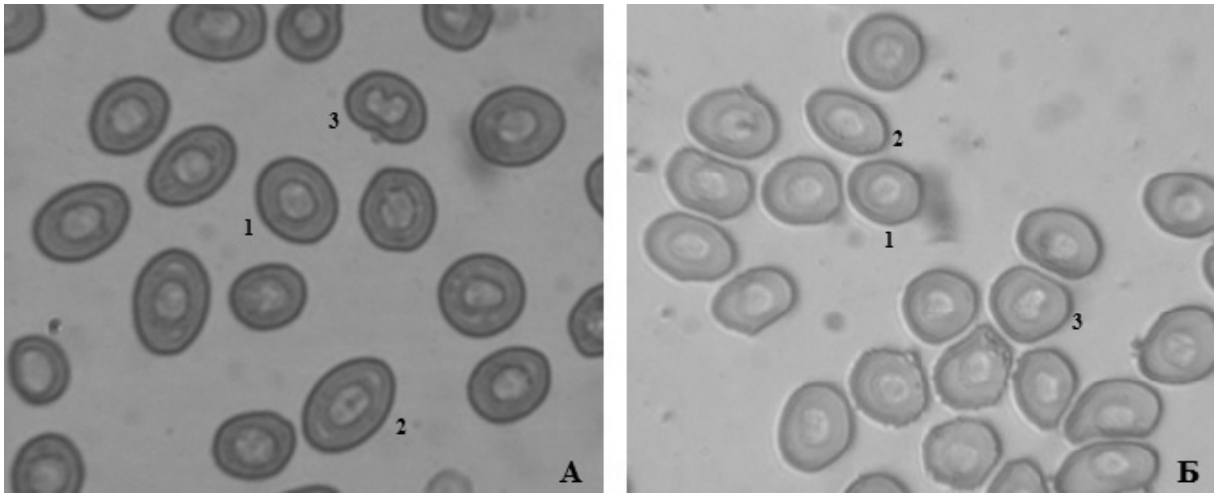


Рис. Еритроцити крові бичка Пінчука (А) і бичка ратана (Б): 1 – молодий еритроцит, 2 – зрілий еритроцит, 3 – еритроцит з деформованим ядром

Влітку розміри клітин бичка ратана майже не відрізнялися: поздовжній розмір у самців складав 18,7±0,17 мкм, а поперечний – 12,9±0,10 мкм. У самців, які були виловлені в цей період, спостерігали еритроцити з дещо більшим поздовжнім та поперечним розмірами та об'ємом, порівняно із самками. Подібна тенденція була притаманна як бичку Пінчука, так і бичку ратану. Отже, морфометричні характеристики еритроцитів периферійної крові досліджених риб залежать від статі. Навесні у крові обох видів риб як у самців, так і у самок спостерігали незначну перевагу еритроцитів округлої форми, тобто тих клітин, що мають близькі значення поперечної й поздовжньої довжин. Можна зробити висновки, що в крові даних риб перебувала досить велика кількість молодих еритроцитів. У крові бичків, виловлених влітку спостерігали значно більш виражену перевагу молодих еритроцитів. Так, якщо в березні кількість еритроцитів з подовженістю менш 1,4 становило для самців і самок близько 70%, то в серпні – майже 96% від загального числа клітин. У бичка ратана в березні кількість еритроцитів з подовженістю менш 1,4 становила для самців і самок близько 80%, в серпні і у самців, і у самок – близько 95% від загального числа клітин. Велика кількість молодих еритроцитів може бути пов’язана із умовами навколишнього середовища та складною екологічною ситуацією.

У здорових риб на мазках периферійної крові досить рідко зустрічаються еритроцити, що мають атипову форму ядра. По даним деяких авторів [8], із частотою 0,04% можна спостерігати інвагінацію ядерної оболонки, що відбувається внаслідок порушення ядерно-плазмених відносин і резистентності оболонки. Результати проведених досліджень показали, що навесні частоти знаходження еритроцитів з деформованими ядрами складали 0,030% у самців й 0,049% у самок бичка Пінчука. Інвагінація ядра в деякій мірі специфічна для виду. Так, для бичка ратана частоти знаходження еритроцитів з деформованими ядрами в той самий період складали 0,013% для самців та 0,020% для самок. Влітку 2014 року в крові бичків різко збільшилась кількість еритроцитів, що мають деформовані ядра. Дегенеративні зміни однаково охопили як самців, так і самок. Частота знаходження еритроцитів з деформованими ядрами у бичка Пінчука складала: 0,08% у самців та 0,09% у самок. У бичка ратана кількість еритроцитів на мазках крові, що мають порушення в морфології ядра, в серпні також дещо зросла. Із представлених нами даних виходить, що в самців патологічні зміни еритроцитів виражені слабкіше, ніж у самок. Збільшення кількості еритроцитів з деформованими ядрами свідчить про погіршення життєдіяльності тварин, що призводить до зниження їх опору до змін навколишнього середовища [3]. Можна стверджувати, що екологічна ситуація в Одеській затоці в районі Малого Фонтану влітку погіршилась.

Висновки

Згідно з даними деяких авторів, зменшення молодих форм еритроцитів пов'язане із сезонністю [2]. Збільшення кількості еритроцитів з деформованими ядрами свідчить про погіршення життєдіяльності тварин, що призводить до зниження їх опору до змін навколишнього середовища [3]. Процес інвагінації ядерної оболонки виражає деградацію самого еритроцита, яка виникає і при важких токсичних отруєннях [2, 6].

Анізоцитоз, що відзначався на мазках крові в Одеській затоці в районі Малого Фонтану, вважається дегенеративним явищем і показує функціональну недостатність кровотворних органів, проявляється також при анеміях. Велика кількість молодих еритроцитів, виявлена в крові риб з Одеської затоки, імовірно пов'язана із умовами навколишнього середовища (температура, кількість кисню, тощо) та складною екологічною ситуацією (значний антропогенний вплив, особливо у літній період). Дослідження морфологічних змін елементів крові, оцінка цитофізіологічних особливостей і змін клітин крові є необхідним елементом спостереження за станом популяцій риб, як у аквакультурі, так і при прогнозуванні динаміки природних популяцій.

1. *Атраментова Л. О.* Статистичні методи в біології: Підручник / Л. О. Атраментова, О. М. Утєвська. – Х.: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2007. – 288 с.
2. *Житенева Л. Д.* Экологические закономерности ихтиогематологии / Л. Д. Житенева. – Ростов-на-Дону: АзНИИРХ, 1999. – 56 с.
3. *Лугаськова Н. В.* Эколого-физиологические особенности крови сиговых рыб в период нагула в субарктической зоне бассейна реки Оби / Н. В. Лугаськова // Вопр. ихтиологии. – 2003. – Т. 43, № 6. – С. 835 –841.
4. *Манило Л. Г.* Рыбы семейства бычковые (Perciformes, Gobiidae) морских и солоноватых вод Украины / Л. Г. Манило. – К.: Наукова думка, 2014. – 244 с.
5. *Методичні* вказівки до великого спецпрактикуму з фізіології людини та тварин : [для студ. біол. ф-ту ден. та заоч. форм навчання] / Л. І. Сьомік, Т. В. Гладкій, Т. В. Коломійчук, Л. М. Карпов. – Одеса, 2005. – 59 с.
6. *Николаева И. Ф.* Морфологическое изменение крови рыб как метод диагностики при отравлении нитробензольными соединениями / И. Ф. Николаева // Методы ихтиотоксикологических исследований. – Л., 1987. – С.109–110.
7. *Показатели* крови некоторых представителей рыб семейства бычковых северно-западной части Черного моря / Т. В. Гладкий, Л. П. Чумаченко, В. В. Заморов [и др.] // Актуальные проблемы экологической физиологии, биохимии и генетики животных. – Саранск, – 2005. – С. 46–48.
8. *Witeska M.* Changes in the common carp blood cell after acute exposure to cadmium // Acta Zoologica Lituanica. – 2001. – Vol. 11, № 4. – P. 366–371.

И. Л. Рыжко, Ю. В. Караванский
Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова, Украина

ОТЛИЧИЯ НЕКОТОРЫХ МОРФОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ КРОВИ БЫЧКА-СУРМАНА PONTICOLA CEPHALARGOIDES (PINCHUK, 1976) И БЫЧКА-РАТАНА PONTICOLA RATAN (NORDMANN, 1840) В ОДЕССКОМ ЗАЛИВЕ

Изучены морфологические показатели крови бычка-сурмана *Ponticola cephalargoides* (Pinchuk, 1976) и бычка-ратана *Ponticola ratan* (Nordmann, 1840) в Одесском заливе. Проведена сравнительная характеристика гематологических показателей крови у самцов и самок. Установлено увеличение количества эритроцитов с деформацией ядра в крови самок и самцов в летний период.

Ключевые слова: эритроциты, Ponticola cephalargoides, Ponticola ratan, Одесский залив

I. L. Ryzhko, Y. V. Karavanskiy
I. I. Mechnykov Odesa National University, Ukraine

MORPHOLOGICAL PARAMETERS OF BLOOD OF SYRMAN GOBY PONTICOLA CEPHALARGOIDES (PINCHUK, 1976) AND RATTAN GOBY PONTICOLA RATAN (NORDMANN, 1840) IN THE ODESA BAY

Studied the morphological parameters of blood of syrman goby *Neogobius cephalargoides* (Pinchuk) and rattan goby *Neogobius ratan* (Nordmann) in the Odesa Bay. The comparative characteristic of hematological blood parameters of males and females. It was found the increase in the number of red blood cells with the deformation of the nucleus in the blood of males and females in the summer.

Keywords: erythrocytes, Ponticola cephalargoides, Ponticola ratan, Odesa Bay

УДК: 574+574.5/.6]:167/.168:177

О.В. РОМАНЕНКО, М.М. ГРУША

Національний медичний університет імені О. О. Богомольця
пр. Перемоги 34, Київ, 03057, Україна

БІОЕТИЧНІ АСПЕКТИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

В статті висвітлено сучасні уявлення про застосування принципів та норм біоетики в плануванні, організації та проведенні гідроекологічних досліджень. Обговорюються біоетичні аспекти умов утримання водних тварин та їх використання при виконанні наукових досліджень. Наводяться методи анестезії та евтаназії водних тварин, прийняті міжнародною науковою спільнотою у відповідності до існуючих принципів та норм біоетики.

Ключові слова: біоетичні норми і принципи, гідробіонти, методологія наукових досліджень, екологічні та гідробіологічні дослідження

В сучасній гідроекології в біоіндикації та біотестуванні використовуються різноманітні методи: вивчення будови, перебігу фізіолого-біохімчних процесів та інших особливостей безхребетних та хребетних водних тварин [3]. Проте, згідно з чинними біоетичними нормами існують певні обмеження стосовно використання в наукових цілях тварин, вилучених з природних умов [11]. Воно повинно бути науково аргументовано та доведено, що результат, який планується отримати в ході дослідження, не може бути досягнутий іншими альтернативними шляхами. Такий підхід зумовлений не тільки прагненням збереження природного різноманіття, а й необхідністю при організації та проведенні наукової роботи дотримання сучасних біоетичних норм, зокрема спрямованих на: 1) пошук альтернативи дослідженням з використанням хребетних тварин, а також головоногих молюсків; 2) зменшення чисельності піддослідних тварин в тих експериментах, де очікуваний результат не може бути досягнутий за рахунок використання альтернативних підходів; 3) удосконалення протоколів досліджень з метою мінімізації больових відчуттів і страждань тварин [12, 17].

Біоетичні принципи мають бути закладені в методологію виконання наукової роботи ще на етапі планування і застосуватися в усіх процедурах, які організмам, що використовуються для дослідних та інших наукових цілей, “можуть спричинити біль, страждання, занепокоєння чи завдати тривалої шкоди” [12].

Організація експериментальної наукової роботи з використанням тварин регламентується документами, в яких деталізуються біоетичні аспекти планування та проведення досліджень. До таких документів належать, зокрема, “Європейська конвенція про захист хребетних тварин, що використовуються для дослідних та інших наукових цілей”, “Договір про функціонування Євросоюзу”, Директиви Євросоюзу 86/609/EEC та 2010/63/EU, закон України “Про захист тварин від жорстокого поводження” тощо [1, 4, 9, 12], провідною ідеєю яких є застосування принципів і норм біоетики “до будь-якої тварини, що використовується або призначена для

використання у будь-якій дослідній або іншій науковій процедурі, якщо така процедура може спричинити біль, страждання, занепокоєння чи завдати тривалої шкоди" [12]. При цьому, підкреслюється що під дію цих норм підпадає "будь-яка жива хребетна тварина, яка не належить до людського роду, включаючи непаразитуючі та/або відтворюючі личинкові форми" [12].

Відповідно до Директиви 2010/63/EU розширено список таксономічних груп, яких стосуються положення "Європейської конвенції про захист хребетних тварин, що використовуються для дослідних та інших наукових цілей". До нього включено таксон Круглороті (Cyclostomata), а також таксон Головоногі молюски (Cephalopoda) [11], що зумовлено високим ступенем розвитку когнітивних функцій в останніх [10]. Експериментальні дослідження з використанням хребетних водних тварин та головоногих молюсків можливі лише за умови відсутності альтернативних протоколів досліджень, які дали б змогу отримати очікувані результати [12]. При експериментальному вивченні процесів життєдіяльності гідробіонтів, використанні останніх для проведення процедур біотестування з метою оцінки екологічного стану водних об'єктів актуальним є залучення тих водних тварин, цілеспрямоване розведення яких протягом ряду поколінь відбувається в умовах спеціалізованого розплідника, але не тих водних тварин, що нещодавно вилучені з природних умов і в яких внаслідок цього може виникати стан стресу. Таким підходом до організації досліджень досягається більший ступінь подібності морфологічних, фізіолого-біохімічних та інших характеристик тварин, передбачених для забезпечення виконання наукової роботи, що в кінцевому результаті дозволяє зменшити кількість дослідів, необхідних для отримання достовірного наукового результату і, відповідно, кількість залучених для цього піддослідних організмів [11].

Сучасні вимоги до умов утримання водних тварин, призначених для забезпечення проведення досліджень, узгоджуються з загальноприйнятими біоетичними нормами, узагальнені в ряді документів [8, 11, 12, 16].

Особлива умаса має приділятися протокольним процедурам, при виконанні яких є потреба в тимчасовому знерухомленні водних тварини, їх анестезії або евтаназії. Такі процедури вимагають чіткого дотримання регламентованих заходів, спрямованих на недопущення розвитку стресового стану у тварини, мінімізацію її больових відчуттів, забезпечення швидких знерухомлення і втрати твариною "стану свідомості". При цьому "станом свідомості" вважають такий, у якому тварина здатна сприймати подразники і адекватно реагувати на них, а "станом несвідомості" – у якому тварина втрачає чутливість до зовнішніх подразників (такий стан спостерігається під час загального наркозу або коматозного стану) [13, 14]. При проведенні досліджень з використанням хребетних водних тварин та головоногих молюсків необхідно брати до умаси прийнятність застосування конкретного методу до пойкілотермних тварин, які знаходяться в стані "свідомості", а також безпечність протокольних процедур для виконавця, їх стандартизацію та легкість відтворення [2, 12 – 15]. За природою методи евтаназії водних тварин поділяють на фізичні і хімічні (ін'єкційні та із зануренням тварин в середовище з специфічним агентом, внаслідок чого настає смерть тварини), а за особливостями протокольної процедури – на одноетапні та двоетапні [6, 7, 18]. До одноетапних методів відносять, як правило, більшість хімічних методів, в основі яких лежить ефективне проникнення відповідних фармакологічних агентів через шкіру та зябра водних тварин, що в кінцевому результаті спричинює анестезію, а за умови подальшого збільшення вмісту анестетика – смерть тварини [18]. До двоетапних методів відносять ін'єкційні хімічні методи та більшість фізичних методів. Першим етапом двоетапних методів є додавання у водне середовище анестетика, що забезпечує мінімізацію больових відчуттів твариною, її знерухомлення та втрату нею "свідомого стану"; другим етапом – є застосування одного з фізичних методів евтаназії або ін'єкційне введення в тіло тварини (внутрішньовенне, внутрішньом'язове, інтрацеломічне або внутрішньосерцеве) хімічної сполуки, здатної викликати її смерть [8].

Згідно Директиви 2010/63/EU основним методом евтаназії піддослідних водних тварин є передозування анестетика, з наступним проведенням додаткових маніпуляцій для підтвердження смерті тварини (припинення кровообігу, руйнування мозку, знекровлення) [11].

Пропонується [5] використання, наприклад, таких методів евтаназії риби, якщо та знаходиться в стані "свідомості": 1) занурення у водне середовище, що містить одну з вказаних нижче сполук: трикаіну метаносульфат (MS-222, TMS), який є препаратом вибору, бензокаїн, хинальдину сульфат або 2-феноксіетанол; 2) мацерацію або гіпотермічний шок для тварини розміром не більше ніж 3,8 см, причому гіпотермічний шок виключно для стенотермних представників, які походять з тропічних та субтропічних регіонів; 3) анестезію, а після неї декапітацію або значну травматизацію головного мозку різким ударом з наступним знекровленням або руйнуванням структур центральної нервової системи. В ході виконання наукових досліджень інші методи евтаназії риб, прийняті в належній ветеринарній практиці, можуть бути застосовані за умови, що тварина знаходиться в "несвідомому стані" і гарантовано не вийде з нього під час проведення процедури евтаназії. Якщо при проведені науково-дослідної роботи планується використання інших методів анестезії або евтаназії тварин, тоді необхідне наукове обґрунтування гуманності такої процедури або наукове обґрунтування неможливості досягнення мети процедури з використанням методів вказаних в Додатку IV до Директиви 2010/63/EU [11].

Для евтаназії безхребетних водних тварин пропонуються [5] методи із зануренням тварин у водне середовище з відповідними фармакологічними агентами, зокрема у випадку Cephalopoda – з солями магнію, що пригнічують нейронну активність, або з етанолом (1-5 %), що пригнічує роботу натрієвих і кальцієвих іонних каналів збудливих мембран, а у випадку Crustacea – з евгенолом або з ізоевгенолом чи з олією гвоздик. Застосування фізичних методів евтаназії безхребетних тварин (заморожування, занурення у окріп) допускається лише на другому етапі двоетапної процедури [5].

Дотримання біоетичних принципів і норм при вивченні водних тварин є обов'язковою складовою організації як наукової роботи, так і освітнього процесу у вищих навчальних закладах, має знаходити відповідне відображення при висвітленні результатів досліджень.

1. *Закон* України № 3447-IV "Про захист тварин від жорстокого поводження" // Відомості Верховної Ради України (ВВР). – 2006. – № 27. – С. 230. – (Офіційне видання).
2. *Копаладзе Р. А.* Методы эвтаназии экспериментальных животных – этика, эстетика, безопасность персонала / Р. А. Копаладзе // Успехи физиол. наук. – 2000. – Т. 31, № 3. – С. 79–90.
3. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
4. *Australian* code for the care and use of animals for scientific purposes, 8th edition / [M. Bate, C. Chippendale, A. Lucas]. – Canberra: NHMRC, 2013. – 92 p.
5. *VMA* Guidelines for the Euthanasia of Animals: 2013 Edition / [S. Leary, W. Underwood, R. Anthony et al.]. – Schaumburg: AVMA, 2013. – 102 p.
6. *Broun L. A.* Anesthesia in fish / L. A. Broun // Veterinary Clinics of North America: Small animal practice. – 1988. – Vol. 18, № 3. – P. 317–330.
7. *CCAC* guidelines on: euthanasia of animals used in science / R. Charbonneau, L. Niel, E. Olfert [et al.]. – Ottawa: CCAC, 2010. – 32 p.
8. *CCAC* guidelines on: the care and use of fish in research, teaching and testing / J. Batt, K.Bennett-Steward, C. Couturier [et al.]. – Ottawa: CCAC, 2005. – 88 p.
9. *Consolidated* version of the treaty on the functioning of the european // Official J. European Union. – 2012. – C. 326. – P. 47–199. – (Офіційне видання).
10. *Darmaillacq A.* Cephalopod Cognition / A. Darmaillacq, L. Dickel, J. Mather. – Cambridge: CUP, 2014. – 247 p.
11. *Directive 2010/63/EU* of the European Parliament and of the council of 22 September 2010 (on the protection of animals used for scientific purposes) // Official J. European Union. – 2010. – L. 276. – P. 33 – 79. – (Офіційне видання).
12. *European* convention for the protection of vertebrate animals used for experimental and other scientific purposes // Official J. European Communities. – 1999. – L. 222. – P. 29 – 37. – (Офіційне видання).
13. *Close B.* Recommendations for euthanasia of experimental animals: Part 1 / B. Close, K. Banister, V. Baumans [et al.] // Laboratory Animals. – 1996. – Vol. 30. – P. 293–317.
14. *Close B.* Recommendations for euthanasia of experimental animals: Part 2 / B. Close, K. Banister, V. Baumans [et al.] // Laboratory Animals. – 1997. – Vol. 31. – P. 1–32.

15. *Forbes D.* Euroguide on the accommodation and care of animals used for experimental and other scientific purposes (Based on the revised Appendix A of the European Convention ETS 123) / D. Forbes, C. H. Blom, N. Kostomitsopoulos, G. Moore and G. Perretta. – London: FELASA, 2007. – 65 p.
16. *Guidelines* for the Use of Fishes in Research / J. A. Jenkins, Chair, H. L. Bart, Jr. [et al.]. – Bethesda: AFS, 2013. – 73 p.
17. *Russell W. M. S.* The Principles of Humane Experimental Technique (Special edition) / W. M. S. Russell, R. L. Burch. – South Mimms: UFAW, 1992. – 238 p.
18. *Stoskopf M.* Anesthesia and restraint of laboratory fish / M. Stoskopf, L. P. Posner // Anesthesia and analgesia in laboratory animals / [Edited by R. E. Fish, M. J. Brown, P. J. Danneman and A. Z. Karas]. – Second edition. – London: Elsevier, 2008. – Ch. 21. – P. 519–534.

А.В. Романенко, М.М. Груша
Национальный медицинский университет имени А. А. Богомольца, Киев, Украина

БИОЭТИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

В статье освещаются современные представления о внедрении принципов и норм биоэтики в планирование, организацию и проведение гидроэкологических исследований. Обсуждаются биоэтические аспекты условий содержания водных животных и их использования при выполнении научных исследований. Приводятся методы анестезии и эвтаназии водных животных, принятые международным научным сообществом в соответствии с существующими принципами и нормами биоэтики.

Ключевые слова: биоэтические нормы и принципы, гидробионты, методология научных исследований, экологические и гидробиологические исследования.

O.V. Romanenko, M.M. Grusha
O.O. Bogomolets National Medical University, Kyiv, Ukraine

BIOETHICAL ASPECTS OF HYDROECOLOGY RESEARCH

The article highlights the modern views on the implementation of the principles and norms of bioethics in planning, organizing and conducting hydroecology research. Bioethical aspects of the conditions of aquatic animals and their use in carrying out scientific research are discussed. The methods of anesthesia and euthanasia of aquatic animals, adopted by the international scientific community, in accordance with existing norms and principles of bioethics are presented.

Keywords: bioethical norms and principles, hydrobionts, research methodology, ecological and hydrobiological research

УДК 591.524.1 : (595.371 : 591.543.1)

В.Д. РОМАНЕНКО, Ю.Г. КРОТ, Т.І. ЛЕКОНЦЕВА, А.Б. ПОДРУГІНА, Т.В. ФРИНОВСЬКА

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

СТРУКТУРНО–ФУНКЦІОНАЛЬНИЙ СТАН УГРУПОВАНЬ ГАМАРИД МІЛКОВОДНОЇ ЗОНИ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ПІД ВПЛИВОМ ВИСОКИХ ТЕМПЕРАТУР

Проведено оцінку структурно-функціонального стану угруповань гамарид у мілководній зоні Київського водосховища при підвищенні температури води до 26–30 °С. Основу угруповань становили *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841), *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing, 1898), *Pontogammarus robustoides* (Sars, 1894). Показано вплив локальних температурних умов середовища на особливості

просторового розподілу і відтворювальну функцію популяцій гамарид. Критичними є температури води вище 28 ºС, що викликають міграцію на більші глибини та зосередження гамарид переважно у бентосних ценозах, пригнічення процесу розмноження.

Ключові слова: температура, водосховище, гамариди, угруповання, структурно-функціональний стан

В останні десятиріччя середньорічна температура повітря збільшилась на 0,7-0,8 ºС відносно кліматичної норми 1961–1990 рр. [1, 5]. Найбільші температурні зміни властиві літньому періоду (1,1-1,3 ºС, екстремальні – 1,4-1,7 ºС). При цьому спостерігається тенденція зростання максимальної температури води з 24,7 до 28,2 ºС. За даних обставин набуває актуальності вивчення адаптивних реакцій природних популяцій та угруповань водяних тварин на різке або тривале підвищення температури водного середовища з метою з'ясування механізмів функціонування водних екосистем в умовах глобального потепління.

У зв'язку з цим метою роботи було дослідження змін структурно-функціонального стану угруповань гамарид на мілководних ділянках Київського водосховища в період значного підвищення температури води.

Матеріал і методи досліджень

Вивчення структурно-функціонального стану популяцій гамарид проводили на ділянках мілководної зони Київського водосховища (в/сх.) в урочищі Толокунь та районі с. Лютіж. Досліджувані ділянки характеризувалися піщаним дном різного ступеню замулення та інтенсивним розвитком зануреної вищої водяної рослинності (кушир занурений *Ceratophyllum demersum*, рдест пронизанолистий *Potamogeton perfoliatus*, нитчасті водорості *Cladophora glomerata*), яка в ур. Толокунь займала всю площу мілководної зони на відстані 10-15 м від берега, а в районі с. Лютіж була розташована смугою шириною 10-20 м на відстані 20-25 м від берега. Відбір та обробку проб здійснювали згідно із загальноприйнятими методами [4]. Визначали видовий склад [6, 7] та кількісну структуру угруповань гамарид (чисельність, масо-розмірні характеристики, статеве співвідношення, репродукційний стан – кількість самиць з яйцями, плодючість). Обробку одержаних даних виконано з використанням стандартних статистичних програм [STATISTICA 6.0].

Результати досліджень та їх обговорення

Внаслідок значного й тривалого підвищення температури повітря в липні 2012 р. спостерігалося збільшення температури води на мілководді Київського в/сх. до 27,5 ºС (ур. Толокунь) і 30 ºС (район с. Лютіж) в поверхневому шарі та 26,5 і 28 ºС відповідно в придонному (на глибині більше 0,8 м). Дослідження особливостей просторового розподілу гамарид на зазначених ділянках мілководдя показало відсутність угруповань рачків в зонах з температурою води вище 28 ºС. Незначний водообмін та суттєвий прогрів великої площі мілководь призвів до міграції молюсків і гамарид на більші глибини. На обох ділянках бокоплави були виявлені лише на глибинах більше 0,8 м переважно у бентосних ценозах молюсків *Dreissena sp.* і *Anodonta sp*. В ур. Толокунь, на відміну від ділянки біля с. Лютіж, бокоплави зустрічалися також у скупченнях нитчастих водоростей в поверхневому шарі води (h = 1,2-2 м). Відмічено, що із збільшенням глибини щільність поселень анодонт зростала в районі с. Лютіж від 1-2 до 5-8 екз/м^2 (h > 1 м), гамарид відповідно від 15–27 екз/м^2 до 100–160 екз/м^2. В ур. Толокунь, де з боку затоки превалювали глибини більше 2 м, значне скупчення анодонт (15-20 екз/м^2) було виявлено на межі мілководної і глибоководної зон. Чисельність гамарид на даній ділянці збільшувалась відповідно від 42–60 до 1000 і більше екз/м^2.

Отже, важливою пристосувальною реакцією угруповань гамарид до дії високих температур середовища є просторовий перерозподіл завдяки горизонтальним та вертикальним міграціям в зони зі сприятливішими умовами (глибоководні ділянки, бентосні ценози).

Визначення видового складу гамарид на досліджуваних ділянках показало (рис. 1), що основу угруповань рачків у друзах дрейсен становили *D. haemobaphes*, *D. villosus* і *Ch. ischnus* при домінуванні на ділянці ур. Толокунь *D. haemobaphes* і *Ch. ischnus*, біля с. Лютіж – представників роду Dikerogammarus.

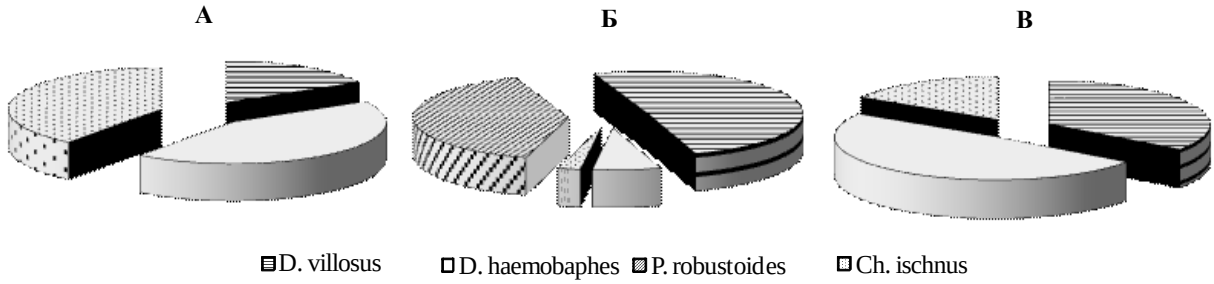


Рис. 1. Видовий склад угруповань гамарид (А, Б – ур. Толокунь, В – с. Лютіж; А, В – друзи дрейсен, Б – нитчасті водорості)

У скупченнях нитчастих водоростей біля с. Лютіж гамарид виявлено не було, а в ур. Толокунь зареєстровано *D. villosus* і *P. robustoides* при домінуванні першого, кількість *D. haemobaphes* і *Ch. ischnus* була незначною.

Проведені дослідження виявили суттєві розбіжності у структурно-функціональних показниках популяцій гамарид. Так, на мілководді ур. Толокунь всі види знаходились на етапі активного розмноження, про що свідчить наявність яйценосних самиць (6–8%) (рис. 2), тоді як біля с. Лютіж подібний стан відмічено лише у *Ch. ischnus* (5,6%), чисельність якого була найменшою.

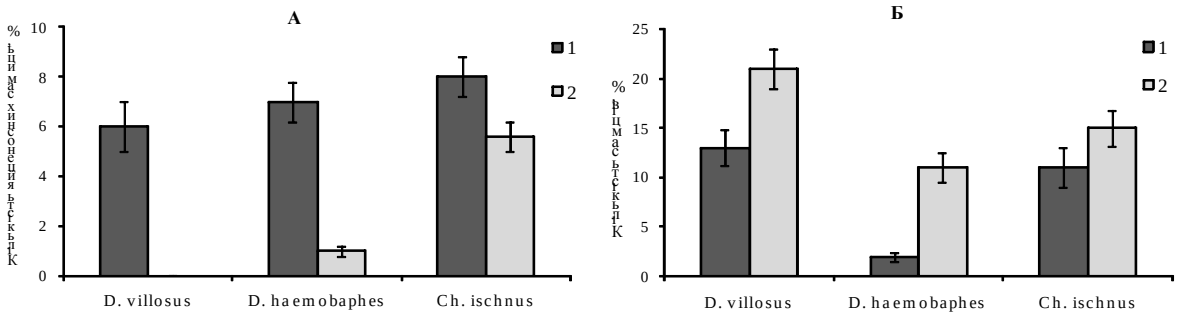


Рис. 2. Кількість яйценосних самиць (А) і самців (Б) в популяціях гамарид (1 – ур. Толокунь, 2 – с. Лютіж)

За показником плодючості самиці гамарид одного виду з досліджуваних ділянок не відрізнялися. Так, плодючість *D. villosus* становила у середньому 8 яєць (4-12), *D. Haemobaphes* – 6 (2-12), *Ch. ischnus* – 3 (1-7) і залежала від розміру самиць. Характерною рисою всіх популяцій гамарид в районі с. Лютіж була більш висока відносна кількість самців (11-21%) порівняно з угрупованнями ур. Толокунь (2-13%), що спостерігається при зниженні інтенсивності розмноження в несприятливих умовах [3]. Слід відмітити, що у популяцій *Ch. ischnus* рівень даного показника був стабільнішим (див. рис. 2).

Аналіз розмірно-вікової структури популяцій гамарид свідчить про зсув періоду розмноження особин в різних популяціях одного виду, що може бути пов’язано з локальними особливостями температурних умов існування тварин на досліджуваних ділянках (рис. 3).

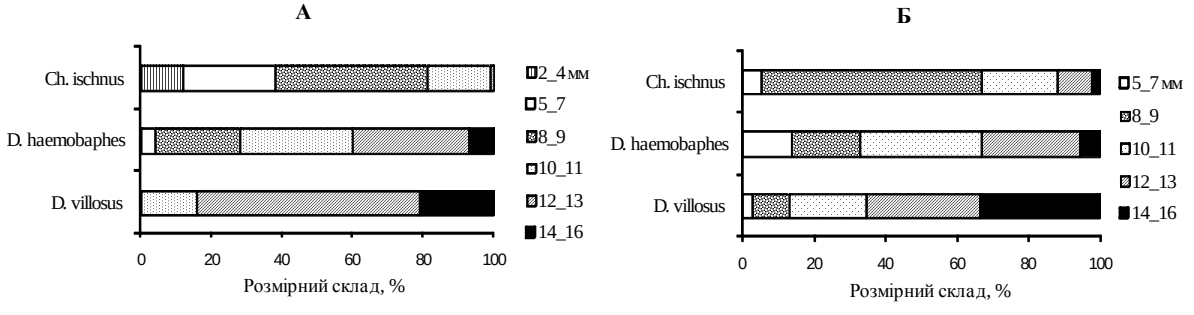


Рис. 3. Розмірний склад популяцій гамарид (А – ур. Толокунь, Б – с. Лютіж)

Так, на ділянці біля с. Лютіж популяції *D. villosus* і *D. haemobaphes* за відсутності або незначній кількості яйценосних самиць характеризувалися більшою часткою молодших розмірних груп порівняно з популяціями в ур. Толокунь, тобто пік розмноження відбувся раніше. Щодо популяцій *Ch. ischnus*, то при близькому відсотковому рівні самиць, задіяних у розмноженні, молодшою є популяція з ур. Толокунь.

Зазначені відмінності структурно-функціонального стану популяцій гамарид пов'язані з еколого-фізіологічними особливостями видів та внутрішньопопуляційною диференціацією адаптивних можливостей особин. Дослідженнями І. І. Дедю [2] встановлено, що сприятливою для розмноження понто-каспійських видів гамарид є температура водного середовища в межах 7-27 ºС. При температурах вище 27-30 ºС продукування видів припиняється внаслідок різкого пригнічення основних життєвих функцій рачків. З огляду на це можна припустити, що більш швидкий прогрів мілководної зони на ділянці в/сх. біля с. Лютіж порівняно з ур. Толокунь міг стимулювати процес відтворення видів *D. villosus* і *D. haemobaphes*, але при підвищенні температури води до 28–30 ºС розмноження гамарид уповільнювалось (*D. haemobaphes*, *Ch. ischnus*) або повністю припинилось (*D. villosus*).

Висновки

Отже, в умовах значного підвищення температури води мілководної зони Київського в/сх. (до 26–30 °С) основу угруповань гамарид на досліджуваних ділянках становили *D. haemobaphes*, *D. villosus*, *Ch. ischnus*, *P. robustoides*. За даних умов простежуються чіткі температурно-залежні зміни у просторовому розподілі та структурно-функціональному стані угруповань гамарид. Відмічено відсутність рачків в зонах з температурою води вище 28 °С. В період значного прогрівання води відбувається міграція бокоплавів на більш значні глибини та зосередження переважно у бентосних ценозах. Важливим функціональним відгуком популяцій гамарид на особливості формування температурного режиму середовища є зміна інтенсивності розмноження. Виявлено пригнічуючий вплив температури води 28 °С на відтворювальну функцію досліджуваних видів гамарид. При цьому зареєстровано домінування в угрупованнях представників роду Dikerogammarus з переважанням в популяціях особин середніх і старших розмірно-вікових груп, збільшення частки самців. Отже, температура води вище 28 °С є критичною для життєдіяльності досліджуваних видів гамарид.

1. *Гребінь В. В.* Оцінка сучасних змін мінімального стоку річок басейну Дніпра (в межах України) / В. В. Гребінь // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2007. – № 13. – С. 102–117.
2. *Дедю И. И.* Амфиподы пресных и солоноватых вод юго-запада СССР / И. И. Дедю. – Кишинев: Штиинца, 1980. – 224 с.
3. *Емельянова Л. В.* Гаммариды литорали днепровских водохранилищ / Л. В. Емельянова. – К.: Наукова думка, 1994. – 144 с.
4. *Жадин В. И.* Методы гидробиологического исследования / В. И. Жадин. – М.: Высшая школа, 1960. – 190 с.
5. *Клімат* Києва / [за ред. В. І. Осадчого, О. О. Косовця, В. М. Бабіченко]. – К.: Ніка-Центр, 2010. – 320 с.
6. *Определитель* пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий / [Под общ. ред. С. Я. Цалолихина]. – СПб.: Наука, 2004. – Т. 6: Молюски, Полихеты, Немертины. – 2004. – 528 с.
7. *Определитель* фауны Черного и Азовского морей: в 3 т. / [Под рук. Ф. Д. Мордухай-Болтовского]. – К.: Наук. думка, 1969. – Т. 2: Свободноживущие ракообразные. – 1969. – 545 с.

В.Д. Романенко, Ю.Г. Крот, Т.И. Леконцева, А.Б. Подругина, Т.В. Фриновская

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

СТРУКТУРНО–ФУНКЦИОНАЛЬНОЕ СОСТОЯНИЕ СООБЩЕСТВ ГАММАРИД МЕЛКОВОДНОЙ ЗОНЫ КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПОД ВЛИЯНИЕМ ВЫСОКИХ ТЕМПЕРАТУР

Проведена оценка структурно-функционального состояния сообществ гаммарид в мелководной зоне Киевского водохранилища при повышении температуры воды до 26–30 С. Основу сообществ составляли *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841), *Dikerogammarus villosus*

(Sowinsky, 1894), *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing, 1898), *Pontogammarus robustoides* (Sars, 1894). Показано влияние локальных температурных условий среды на особенности пространственного распределения и воспроизводительную функцию популяций гаммарид. Критическими являются температуры воды выше 28 °С, вызывающие миграцию на большие глубины и сосредоточение гаммарид преимущественно в бентосных ценозах, угнетение процесса размножения.

Ключевые слова: температура, водохранилище, гаммариды, сообщества, структурно-функциональное состояние

V.D. Romanenko, Y.G. Krot, T.I. Lekontseva, A.B. Podrugina, T.V. Frynovska
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

STRUCTURAL AND FUNCTIONAL STATE OF GAMMARIDS COMMUNITIES SHALLOW ZONE OF THE KIEV RESERVOIR UNDER THE INFLUENCE OF HIGH TEMPERATURES

The structural and functional state of gammarids communities in the shallow zone of the Kiev reservoir in a period of increased water temperature to 26–30 °C is evaluated. The basis of communities were *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841), *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing 1898), *Pontogammarus robustoides* (Sars, 1894). The effect of local temperature conditions on the characteristics of the spatial distribution of populations and reproductive function of gammarids is shown. The water temperature over 28 °C is critical and causes migration to deeper water, concentration of gammarids predominantly in the benthic cenoses, inhibits reproduction.

Keywords: temperature, reservoir, gammarids, communities, structural and functional state

УДК 575:576.3

В.Д. РОМАНЕНКО, Ю.О. СТОЙКА, Л.С. КІПНІС
Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРИ ТА ФОТОПЕРІОДУ НА РІВЕНЬ СПОНТАННОГО МУТАГЕНЕЗУ В КЛІТИНАХ РИБ

Досліджено вплив різних температур та фотоперіоду на рівень спонтанного мутагенезу за мікроядерним аналізом в клітинах тканин риб різної екологічної валентності: коропа звичайного (*Cyprinus carpio* L.), карася сріблястого (*Carassius auratus gibbelio* L.), простого (або крапчастого) сомика (*Corydoras paleatus* (Jenyns). Найбільша кількість мікроядер (МЯ) за дії різних температур і фотоперіоду утворюється в активованому до мітозу епітелії кайми хвостового плавця досліджених видів риб і складала в середньому відповідно 7,6, 8,24 та 5,82‰. Найменша кількість МЯ в середньому утворювалася у печінці коропа і карася (що складало 1,13‰ і 3,62‰ відповідно) та еритроцитах сомика крапчастого (2,27‰). Встановлено, що кількість МЯ за дії як критичних температур, так і різного фотоперіоду не перевищувала рівня спонтанного мутагенезу для риб (20‰). Найбільша кількість МЯ спостерігалась у виду з найширшою екологічною валентністю (карася) як під дією абіотичних чинників, так і за дії генотоксичного фактору (іони хрому) і складала 5,73 і 9,74‰, відповідно, в середньому по всім тканинам, найменша – з найвужчою (сомика крапчастого) – 3,71 та 5,59‰. Показано, що кількість МЯ є видо- та тканино специфічною характеристикою і залежить від фотоперіоду та температури.

Ключові слова: мікроядра (МЯ), риби, температура, фотоперіод

Зміна температури і фотоперіоду є основними факторами річних і добових змін умов існування риб. Температура в межах толерантності виду не викликає сама по собі структурних порушень геному. Тільки на межі денатурації біомолекул підвищена температура призводить до генетичних пошкоджень [6]. Світло також за інтенсивністю і довжиною хвиль, виходячи за межі толерантності живої клітини, здатне викликати пошкодження геному. Разом з тим, структурні пошкодження геному відбуваються і спонтанно, без впливу генотоксичного фактору [2, 5].

При температурній аклімації риб та адаптації до зміни фотоперіоду, змінюється характер перебігу біохімічних процесів [3], що, в свою чергу, може впливати на функціонування геному, а тому і на його структуру. Вчені відмічають необхідність порівняння результатів оцінки генотоксичності на однакових видах риб, у одні і ті самі сезони, бо від сезону відлову залежить рівень МЯ, не тільки залежно від зміни структури забруднення, але й від температури середовища і фотоперіоду [8].

Матеріал і методи досліджень

Метою дослідження є вивчення зміни рівня спонтанного мутагенезу у різних тканинах коропа звичайного (*Cyprinus carpio* L.), карася сріблястого (*Carassius auratus gibbelio* L.) і простого (або крапчастого) сомика (*Corydoras paleatus* (Jenyns) при різних температурах та фотоперіоді за мікроядерним аналізом. Умови утримання риб: мінімальна температура – +4°С при відсутності освітлення (0/24); оптимальна температура (для коропа – +20°С, для карася +18°С, а для сома +25°С) при фотоперіодах: 12/12 год. світла/темряви, при відсутності освітлення (0/24) і при цілодобовому освітленні (24/0); максимальна для коропа і карася температура – +30°С і +32°С для сомика крапчастого при фотоперіоді 12/12. Крім того, для оцінки величини кількості МЯ, був поставлений позитивний контрольний експеримент з розчином біхромату калію у концентрації 5,0 мг $Cr^{6+}/дм^3$, оскільки іони хрому шестивалентного є генотоксичними [7]. Відбір і фіксацію тканин, приготування і аналіз препаратів робили за методикою, описаною раніше [1].

Результати досліджень та їх обговорення

Встановлено, що кількість МЯ у всіх видів риб коливалась від 0,33 до 17‰ під впливом абіотичних чинників і від 0,5 до 25‰ за дії біхромату калію (рис. 1). Тканиною з найбільшою кількістю МЯ виявився стимульований до мітозу шляхом підрізання епітелій хвостового плавця риб, вочевидь, оскільки кількість МЯ є функцією мітотичної активності. В середньому, як за впливом різних температур і фотоперіоду, так і за дії іонів хрому, у кожного виду риб найбільша кількість МЯ спостерігалась у епітелії хвостового плавця і складала відповідно для коропа 7,6 та 15,44‰, для карася 8,24 та 12,56‰ і для сомика 5,82 та 9,33‰.

Найменша кількість МЯ в умовах експерименту спостерігалась у печінці коропа (1,13‰) та карася (3,62‰), а також у еритроцитах сомика (2,27‰).

Критичні температури і фотоперіод викликають зміни у рівні спонтанного мутагенезу за утворенням МЯ у кожного з досліджених видів риб тим більше, чим сильніше фактори відрізняються від природних для цих видів умов.

За результатами експериментів показано, що кількість МЯ має видову специфічність. Найбільша кількість МЯ спостерігалась у виду з найширшою екологічною валентністю (карася) як під дією абіотичних чинників, так і за дії генотоксичного фактору (іони хрому) і складала 5,73 і 9,74‰, відповідно в середньому по всім тканинам, найменша – з найвужчою (сомика крапчастого) – 3,71 та 5,59‰.

Загалом, при критичних температурах і фотоперіоді кількість МЯ не перевищувала рівня спонтанного мутагенезу (до 20‰), зазначеного іншими дослідниками [4, 5].

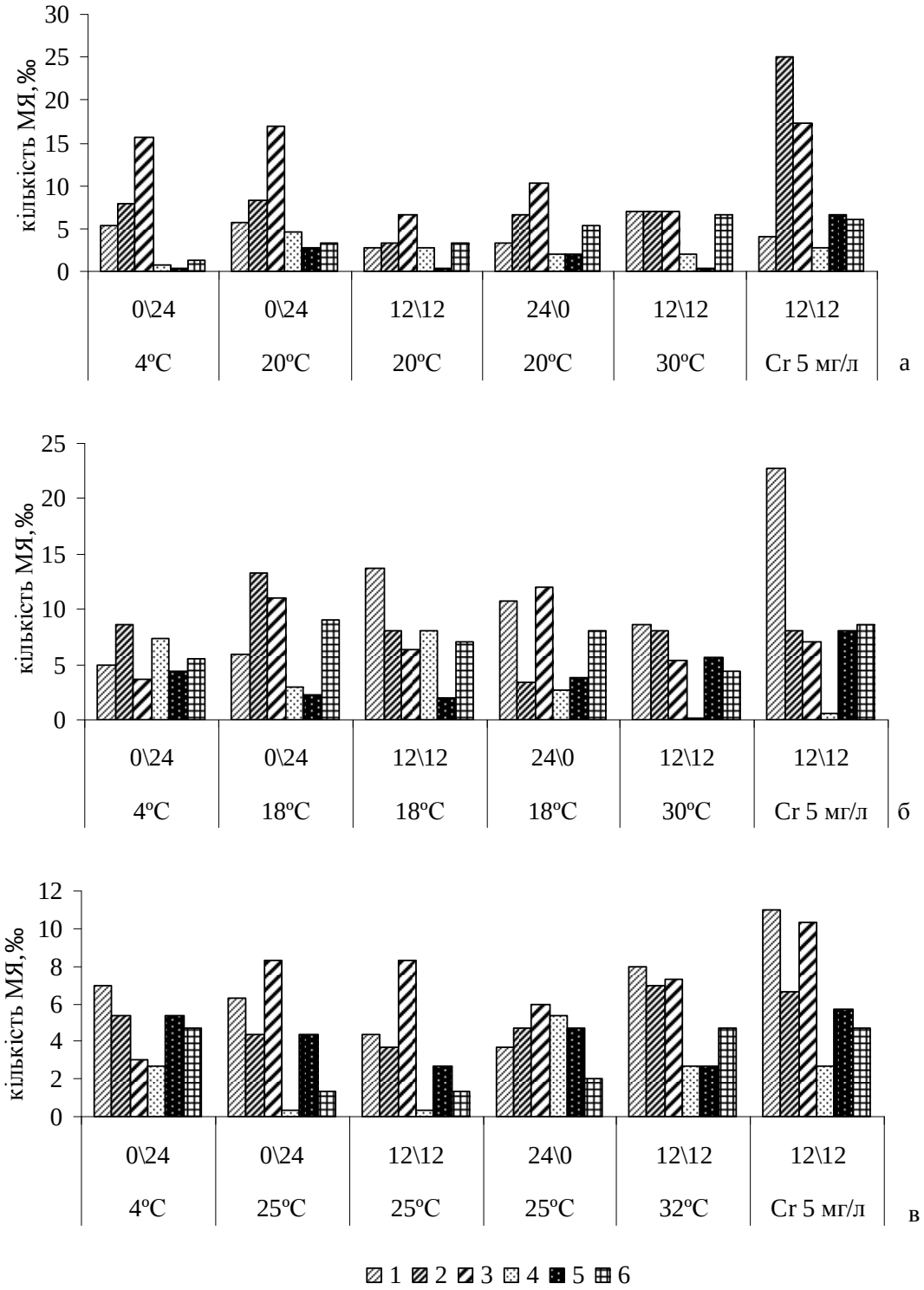


Рис. 1. Кількість МЯ у клітинах епітелію хвостового плавця коропа (а), карася (б) та сомика крапчастого (в) через 7 (1), 14 (2) та 21 (3) добу та у еритроцитах (4), гепатоцитах (5) і клітинах зябер (6) через 21 добу при мінімальній, оптимальній та максимальній температурах і різних режимах освітлення/темряви, та за дії іонів хрому у концентрації 5,0 мг $Cr^{6+}/дм^3$

Висновки

Було підтверджено загальні закономірності, що описані в літературі [4, 5], а також виявлено додаткові особливості, що відповідають досліджуваним феноменам. Так, найбільша кількість МЯ утворювалася у найбільш мітотично активній тканині – у активованому до поділу епітелії кайми хвостового плавця риб.

Найбільша кількість МЯ спостерігалась у карася, як у виду з найширшою з досліджених риб екологічною валентністю, а найменша спостерігалась у виду найменш толерантного – сомика крапчастого.

Кількість МЯ як за дії критичних температур, так і при зміні фотоперіоду, не перевищувала рівня спонтанного мутагенезу у риб (до 20‰), при цьому була видо- та тканиноспецифічною.

Доведено необхідність враховувати при порівнянні цитогенетичних характеристик видів як у лабораторних, так і природних умовах наступних факторів: сезону відлову, температури середовища, фотоперіоду, виду риб, виду тканин і їх мітотичну активність.

Виявлено важливі закономірності спонтанного мутагенезу, що відповідають змінам абіотичних факторів, а також запропоновано методичні зауваження щодо застосування МЯ-аналізу в комплексі гідроекологічних досліджень.

1. *Визначення* цитогенотоксичності води та витяжок донних відкладів за допомогою риб / Ю. О. Стойка, Л. С. Кіпніс, І. М. Коновець // Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; За ред. В. Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – С. 365–375.
2. *Ильинских Н. Н.* Микроядерный анализ и цитогенетическая нестабильность / Н. Н. Ильинских, В. В. Новицкий, Н. И. Варгунова, И. Н. Ильинских. – Томск: Изд-во Томского ун-та, 1991. – 272 с.
3. *Романенко В. Д.* Механизмы температурной акклимации рыб / В. Д. Романенко, О. М. Арсан, В. Д. Соломатина. – К.: Наукова думка, 1991 г. – 192 с.
4. *Цыцугина В. Г.* Основные закономерности хромосомного мутагенеза в природных популяциях гидробионтов при антропогенном загрязнении среды / В. Г. Цыцугина // II Всесоюз. конф. по рыбхоз. токсикологии, посвящ. 100-летию проблемы качества воды в России: тез. докл. (ноябрь 1991 г. С.-Пб.). – С.-Пб.: Б.и., 1991. – Т. 2. – С. 246.
5. *Al-Sabti K.* Fish micronuclei for assessing genotoxiciy in water / K. Al-Sabti, C. D. Metcalfe // Mutat. Res. – 1995. – Vol. 343. – P. 121–135.
6. *Anitha B.* Genotoxicity evaluation of heat shock in gold fish (Carassius auratus) / B. Anitha, N. Chandra, P. M. Gopinath, G. Durairaj // Genetic Toxicology and Environmenal Mutagenesis. – 2000. – Vol. 469(1). – P. 1–8.
7. *Kumar P.* Genotoxic and Mutagenic Assessment of Hexavalent Chromium in Fish Following In Vivo Chronic Exposure / P. Kumar, R. Kumar, N. S. Nagpure, P. Nautiyal et al., A. Dabas, B. Kushwaha, W.S. Lakra // Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal. – 2012. – Vol. 18(4) – P. 855–870.
8. *Melo K. M.* Profile of micronucleus frequencies and nuclear abnormalities in different species of electric fishes (Gymnotiformes) from the Eastern Amazon / K. M. Melo, I. R. Alves, J. C. Pieczarka, J.A. D. Oliveira [at al.] // Genetics and Molecular Biology. – 2013. – Vol. 36(3). – P. 425–429.

В.Д. Романенко, Ю.А. Стойка, Л.С. Кипнис
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ВЛИЯНИЕ ТЕМПЕРАТУРЫ И ФОТОПЕРИОДА НА УРОВЕНЬ СПОНТАННОГО МУТАГЕНЕЗА В КЛЕТКАХ РЫБ

Исследовано влияние различных температур и фотопериода на уровень спонтанного мутагенеза по микроядерному анализу в клетках тканей рыб разной экологической валентности: карпа (*Cyprinus carpio* L.), карася серебряного (*Carassius auratus gibbelio* L.), простого (пятнистого) сомика (*Corydoras paleatus* (Jenyns). Наибольшее количество микроядер (МЯ) образуется в активированном к митозу эпителии хвостового плавника рыб и составляет в среднем по видам 7,6, 8,24 та 5,82‰. Наименьшее количество МЯ образуется в печени карпа и карася (1,13 и 3,62‰ соответственно) и эритроцитах сомика пятнистого (2,27‰). Показано, что количество МЯ как под воздействием критических температур, так и при различных

фотопериодах, не превышало уровня спонтанного мутагенеза для рыб (20‰). Наибольшее количество МЯ наблюдалась у вида с наибольшей экологической валентностью (карася) как под воздействием абиотических так и генотоксического фактора (ионы хрома) и составляла 5,73 и 9,74‰ соответственно, в среднем по всем тканям, наименьшее – с самой узкой (сомика пятнистого) – 3,71 и 5,59‰. Количество МЯ является видо- и тканеспецифической характеристикой и зависит от фотопериода и температуры.

Ключевые слова: микроядра (МЯ), рыбы, температура, фотопериод

V.D. Romanenko, Yu.O. Stoyka, L.S. Kipnis
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

INFLUENCE OF TEMPERATURE AND PHOTOPERIOD ON SPONTANEOUS MUTAGENESIS IN FISH CELLS

The problem of micronuclei (MN) quantity in different tissues of common carp (*Cyprinus carpio* L.), crucian carp (*Carassius auratus gibbelio* L.) and peppered catfish (*Corydoras paleatus* (Jenyns) under the influence of varied temperature and photoperiod is discussed in the paper. The highest frequency of MN is detected in fin epithelial cells (7.6, 8.24 and 5.82‰ respectively to fish species). The lowest frequency of MN is observed in hepatocytes of common and crucian carp (1.13 and 3.62‰) and in peppered catfish erythrocytes (2.27‰). Detected number of MN in fish tissues under varied temperature and photoperiod is corresponds to spontaneous mutagenesis level (lover than 20‰). The highest MN frequency is observed in ecologically tolerant fish crucian carp (5.73‰ under abiotic factors influence and 9.74‰ under toxic impact). The lowest MN frequency is observed in non tolerant peppered catfish (3.71‰ under abiotic factors influence and 5.59‰ under toxic impact). MN quantity under potassium dichromate impact (5 mg Cr^{6+}/l) is significantly different with natural conditions for all species and tissues (excepting erythrocytes). It is demonstrated that number of MN is tissues and species specific parameter, which is dependent on photoperiod and temperature.

Keywords: micronuclei, fish, temperature, photoperiod

УДК: 591.5:592/599-114.5

О.В. РОМАНЕНКО

Національний медичний університет імені О. О. Богомольця
пр. Перемоги 34, Київ, 03057, Україна

ТОКСИЧНІ ПЕПТИДИ МОЛЮСКІВ *CONUS* ЯК ЕКОЛОГІЧНІ ЧИННИКИ ТА ПОТЕНЦІЙНІ ЛІКАРСЬКІ ЗАСОБИ

В статті акцентується умаса на отруйних молюсках *Conus*, на ролі їх токсичних пептидів як екологічних чинників. Висвітлюються шляхи дії токсинів в організмі. Обговорюються потенційні можливості їх використання в медицині.

Ключові слова: отруйні молюски, екологічні чинники, токсичні пептиди, механізми дії токсинів

Поміж екологічних чинників найбільш складною категорією є біотичні. У багатьох тварин, яких представники інших видів намагалися використовувати як джерело живлення, виникли в ході еволюції різноманітні захисні пристосування. До них належить, зокрема, здатність до утворення отрути та наявність ранячого апарату для її уведення в тварину іншого виду. Вони використовуються для захисту від ворогів, а також під час полювання тварини з метою забезпечення її власних харчових потреб. Отруйні для тварин інших видів сполуки можуть спричинювати знерухомлення та умертвіння здобичі [1-3].

До категорії активно-отруйних озброєних тварин належать Черевоногі молюски роду *Conus*, що мешкають в теплих водах Індійського та Тихого океанів. Ці тварини мають розвинений отруйний апарат, до складу якого входять отруйний міхурець, протока для отрути,

радула (тертка) із зубами, а також розміщений на передньому кінці тіла рухомий м'язовий хоботок, озброєний одним із передніх зубів радули. Каналом, що знаходиться в цьому зубі, відбувається надходження отрути в тіло жертви. Молюски роду *Conus* використовують отруйний апарат під час полювання (усі представники цього роду – хижаки). Відомо понад 700 видів цього роду. За харчовими уподобаннями їх можна умовно розділити три групи: одна включає молюсків *Conus*, що полюють на риб (притаманно *Conus striatus*, *C. geographus*), друга – на інших молюсків (притаманно *C. textile*, *C. pannaceus*), третьої – на поліхет (притаманно *C. imperialis*, *C. vexillum*). Для швидко знерухомлення жертви, а також для ефективно захисту від ворогів молюски *Conus* використовують отруту, що містить токсичні пептиди, до складу яких входять 10 – 50 амінокислотних залишків. В організмі молюска кожного виду утворюється 100 – 200 таких пептидів, характерних саме для нього. Потрапивши в організмі жертви, вони чинять селективний вплив на конкретний тип іонних каналів, рецепторів нейротрансмітерів або мембранних переносників останніх. Зважаючи на велике різноманіття токсичних пептидів, які продукуються молюсками *Conus* кожного окремого виду, можна очікувати, що тваринами даного роду утворюються загалом декілька десятків тисяч отруйних сполук. Молюски *Conus* використовують їх поза межами організму (екзогенно) для забезпечення реалізації харчових потреб та захисту від ворогів і згадані токсичні пептиди є важливими екологічними чинниками. Їх різноманіття швидко зростає, про що свідчать дані молекулярного аналізу генів, у яких міститься інформація про названі пептиди [4-8, 10-13, 15].

Синергічна дія в організмі жертви токсичних пептидів, уведених молюском *Conus*, на чутливі до них структури забезпечує ефективне полювання. Так, у риби, що виявилася ураженою молюском *C. purpurascens*, спочатку настає миттєве різке збудження нервової системи, що оглушує жертву, а потім з певним латентним періодом розвивається блокування нервово-м'язової передачі, внаслідок чого припиняється виникнення потенціалів дії м'язів [14].

Молюски *Conus*, що зазвичай живляться рибою, можуть вражати людину, якщо та необережно доторкнеться до них [15]. Це супроводжується у постраждалого сильним болем у місці уколу, онімінням спочатку прилеглих тканин, а потім скелетних м'язів, зокрема жувальних, мімічних, м'язів кінцівок, порушенням координації рухів, слуху, зору, а якщо розвинеться параліч дихальних м'язів, то може настати смерть.

Токсичні пептиди, що продукуються молюсками *Conus*, високоафінно зв'язуються з відповідними структурами в організмі жертви, зокрема іонними каналами, рецепторами, білками-переносниками клітинної мембрани. За особливостями будови згадані токсичні пептиди поділяють на дві групи. В першу входять сполуки, що містять декілька дисульфідних зв'язків (таких пептидів більшість, їх називають конотоксинами), а в другу – тільки один дисульфідний зв'язок або не мають жодного (таких пептидів меншість). Крім того, токсичні пептиди поділяють на декілька "суперродин", кожна з яких включає окремі "родини". Пептиди однієї "суперродини" схожі за розташуванням цистеїнових залишків і за висококонсервативною сигнальною послідовністю у їхніх попередників. Пептиди конкретної "родини" такої "суперродини" характеризуються тільки їм притаманними властивостями дисульфідних зв'язків і фармакологічної активності [11, 15].

Отрута згаданих молюсків *Conus*, що полюють на риб, забезпечує: 1) миттєве збудження нервової системи жертви за рахунок дії різних конотоксинів: блокаторів потенціалзалежних калієвих каналів; сполук, які затримують інактивацію потенціалзалежних натрієвих каналів; 2) блокування нервово-м'язової передачі з розвитком повного паралічу жертви за рахунок дії різних конотоксинів: конкурентних антагоністів постсинаптичних нікотинових ацетилхолінових рецепторів; неконкурентних антагоністів постсинаптичних нікотинових ацетилхолінових рецепторів; блокаторів потенціалзалежних кальцієвих каналів нервових закінчень, внаслідок чого порушується квантова секреція нейротрансмітера з нервових закінчень; блокаторів потенціалзалежних натрієвих каналів поперечно-посмугованих м'язів [14, 15]. Хоча присутні в конкретній отруті пептидні токсини по різному впливають на організм жертви, проте діють вони синергічно на пре- та постсинаптичні структури, пов'язані із забезпеченням нервово-м'язової передачі. Це дозволяє молюску *Conus* ефективно полювати на рибу, якою він живиться.

Склад отрути кожного виду молюсків *Conus* є унікальним за набором токсичних пептидів [9, 11]. Вони використовуються для забезпечення ефективного паралізування саме тих тварин, на яких в даний час полює молюск *Conus*. Проте у різні сезони склад останніх може змінюватися, що зумовлює необхідність продукування молюском токсинів саме з урахуванням потенційних жертв, які можуть стати для нього джерелом живлення. У тварин різних видів є відмінності в будові іонних каналів, субодиниць рецепторів нейротрансмітерів та мембранних транспортерів, тому для молюска *Conus* життєво важливим є утворення токсичних пептидів, специфічних до структур саме потенційної жертви. Цією обставиною можна пояснити суттєві відмінності, виявлені в різні сезони, в якісному та кількісному складі отрути молюсків *C. vexillum* з однієї конкретної ділянки Південно-Китайського моря [15].

Утворення молюсками *Conus* колосального різноманіття токсичних пептидів можна розглядати як приклад ефективної стратегії оперативного реагування на зміни потенційних джерел харчових ресурсів, ворогів і конкурентів, що відбуваються в навколишньому середовищі, зокрема в екстремальній формі внаслідок кліматичних змін та геологічних катастроф [11]. З цим може бути пов'язане надзвичайне видове багатство роду *Conus.* Для кожного виду тварин є притаманна йому екологічна ніша, відповідний спектр біотичних зв'язків, що може бути підґрунтям для пояснення принципових відмінностей у складі отрути різних видів молюсків роду *Conus.* Є підстави розглядати такі відмінності як віддзеркалення того спектра жертв, ворогів та конкурентів, що трапляються в ареалі поширення конкретного виду *Conus*.

Токсичні пептиди молюсків *Conus* характеризуються дуже високою селективністю дії. Наприклад, чутливість потенціалзалежних кальцієвих каналів N-типу до блокування деякими конотоксинами у сто мільйонів разів більша, ніж у потенціалзалежних кальцієвих каналів інших типів [11]. Дуже значна вибірковість дії токсичних пептидів, що продукуються молюсками *Conus*, дозволяє розглядати ці сполуки як джерело потенційних лікарських засобів. При цьому слід зауважити, що важливою характеристикою токсичності тієї чи іншої речовини є доза, в якій вона здатна виявляти конкретну дію в організмі, до якого потрапила, а величина такої дози залежить від способу уведення відповідної речовини в цей організм, його вікових, статевих, індивідуальних особливостей, метаболічних перетворень ксенобіотика в ньому.

Дослідженню токсичних пептидів з отрути молюсків *Conus* сприяє те, що багато з них містить лише біля 20 амінокислотних залишків, завдяки чому згадані пептиди можна відносно легко синтезувати в лабораторних умовах [15]. Серед надзвичайного різноманіття токсичних пептидів, виділених з отрути молюсків *Conus*, фармакологічні властивості досліджено у менше ніж одного відсотка, проте вже окреслено коло сполук, що можуть виявитися корисними як потенційні лікарські засоби. Поміж них є такі, що вивчаються і вважаються перспективними для лікування епілепсії (реєструється взаємодія з рецепторами *N*-метил-*D*-аспартату), для знеболювання (реєструється взаємодія одних з потенціалзалежними кальцієвими каналами N-типу, других – з рецепторами нейротензину, третіх – з переносниками норадреналіну, четвертих – з потенціалзалежними натрієвими каналами збудливих мембран), для допомоги хворим з інфарктом міокарда.

Одні з токсичних пептидів, виділених з отрути молюсків *Conus*, проходять регламентовані доклінічні дослідження, інші – відповідні етапи клінічних досліджень, а синтетичний пептид зіконотід, будова якого така сама, як у одного з конотоксинів з отрути молюска *C. magus*, що полює на риб, вже застосовується в медичній практиці для угамування в людини хронічного болю [11, 16, 17]. За допомогою імплантованої помпи зіконотід вводять під спинномозкову оболонку хворого і це створює можливість для безпосередньої дії препарату на потенціалзалежні кальцієві канали N-типу, локалізовані в нервових закінченнях волокон типів А-дельта та С, що розміщені у пластинках I та II дорсальних корінців спинного мозку.

Зважаючи на зазначене вище, актуальним є висвітлення у процесі фахової підготовки студентів вищих медичних та фармацевтичних навчальних закладів питання про отримання з отрути молюсків *Conus* біологічно активних сполук та вивчення їх властивостей як потенційних лікарських засобів.

1. *Солбриг О.* Популяционная биология и эволюция: Пер. с англ. Штилькинда Т. И.; под ред. и с предисл. А. Д. Базыкина / О. Солбриг, Д. Солбриг. – М.: Мир, 1982. – 488 с.
2. *Степановских А. С.* Биологическая экология. Теория и практика / А. С. Степановских. – М.: ЮНИТИ-ДАНА, 2009. – 791 с.
3. *Шилов И. А.* Экология: учебн. для биол. и мед. спец. вузов / И. А. Шилов. – М.: Высшая школа, 1997. – 512 с.
4. *Arias H. R.* α-Conotoxins / H.R. Arias, M.P. Blanton // Int. J. Biochem. Cell Biol. – 2000. – Vol. 32. – P. 1017–1028.
5. *Bulaj G.* Folding of conotoxins: formation of the native disulfide bridges during chemical synthesis and biosynthesis of *Conus* peptides / G. Bulaj, B. M. Olivera // Antioxidants & Redox Signaling. – 2008. – Vol. 10, № 1. – P. 141–155.
6. *Craig A. G.* Post-translationally modified neuropeptides from *Conus* venoms / A. G. Craig, P. Bandyopadhyay, B. M. Olivera // Eur. J. Biochem. – 1999. – Vol. 264. – P. 271–275.
7. *Daly N.L.* Structural studies of conotoxins / N. L. Daly, D. J. Craik // Life. – 2009. – Vol. 61, № 2. – P. 144–150.
8. *Ekberg J.* Conotoxin modulation of voltage-gated sodium channels / J. Ekberg, D. J. Craik, D. J. Adams // Int. J. Biochem. Cell Biol. – 2008. – Vol. 40. – P. 2363–2368.
9. *Espiritu D. A.* Venomous cone snails: Molecular phylogeny and the generation of toxin diversity / [D. A. Espiritu, M. Watkins, V. Dia-Monje et al.] // Toxicon. – 2001. – Vol. 39, № 12. – P. 1899–1916.
10. *Lewis R. J.* Conotoxins as selective inhibitors of neuronal ion channels, receptors and transporters / R. J. Lewis // Life. – 2004. – Vol. 56, № 2. – P. 89–93.
11. *Olivera B. M.* Conus peptides: biodiversity-based discovery and exogenomics / B. M. Olivera // J. Biol. Chem. – 2006. – Vol. 281, № 42. – P. 31173–31177.
12. *Teichert R. W.* Discovery and characterization of the short κA-conotoxins: A novel subfamily of excitatory conotoxins / R. W. Teichert, R. Jacobsen, H. Terlau [et al.] // Toxicon. – 2007. – Vol. 49. – P. 318–328.
13. *Terlau H. Conus* Venoms: a rich source of novel ion channel-targeted peptides / H. Terlau, B. M. Olivera // Physiol. Rev. – 2004. – Vol. 84. – P. 41–68.
14. *Terlau H.* Strategy for rapid immobilization of pray by fish-hunting marine snail / [H. Terlau, K. J. Shon, M. Grilley et al.] // Nature. – 1996. – Vol. 381, № 6578. – P. 148-151.
15. *Wang C.-Z.* Conus peptides – a rich pharmaceutical treasure / C.-Z. Wang, C.-W. Chi // Acta Biochim. Biophys. Sin. – 2004. – Vol. 36, № 11. – P. 713–723.
16. *Williams J. A.* Ziconotide: an update and review / J. A. Williams, M. Day, J. E. Heavner // Expert Opin. Pharmacother. – 2008. – Vol. 9, № 9. – P. 1575–1583.
17. *Xiao C.* NR2B-selective conantokin peptide inhibitors of the NMDA receptor display enhanced antinociceptive properties compared to non-selective conantokins / C. Xiao, Y. Huang, M. Dong [et al.] // Neuropeptides. – 2008. – Vol. 42. – P. 601–609.

А.В. Романенко
Национальный медицинский университет имени А. А. Богомольца, Киев

ТОКСИЧЕСКИЕ ПЕПТИДЫ МОЛЛЮСКОВ CONUS КАК ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ И ПОТЕНЦИАЛЬНЫЕ ЛЕЧЕБНЫЕ СРЕДСТВА

В статье акцентируется внимание на ядовитых моллюсках *Conus*, на роли их токсических пептидов как экологических факторов. Освещаются пути действия токсинов в организме. Обсуждаются потенциальные возможности их применения в медицине.

Ключевые слова: ядовитые моллюски, экологические факторы, токсические пептиды, механизмы действия токсинов.

O.V. Romanenko
O. O. Bogomolets National Medical University, Kyiv

TOXIC PEPTIDES OF MOLLUSCS CONUS AS ECOLOGICAL FACTORS AND POTENTIAL MEDICAL DRUGS

The article emphasizes the poisonous molluscs *Conus*, the role of their toxic peptides as ecological factors. The mechanisms of toxins action in the organism are highlights. The potential possibilities of their usage in medicine are discussed.

Keywords: poisonous molluscs, ecological factors, toxic peptides, mechanisms of toxins action

УДК [579:582.26/.27+582.6/.9]:581.131(28)

П.О. РОМАНЕНКО, О.О. ЯРОВИЙ

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

АСИМІЛЯЦІЯ СПОЛУК ФОСФОРУ МІКРОВОДОРОСТЯМИ ПРИ КУЛЬТИВУВАННІ НА СТІЧНИХ ВОДАХ

Досліджено можливість використання лабораторних штамів та виділених з очисних споруд зразків водоростей для очищення стічної води від розчинених сполук фосфору. Встановлено, що *Chlorella vulgaris*, *Ch. fusca*, *Chlamydomonas reinhardtii*, *Auxenochlorella protothecoides* здатні розмножуватися в стічній воді і збільшувати біомасу, швидко асимілюючи значну кількість сполук фосфору, тому їх можна успішно використовувати для звільнення стічних вод від біогенних елементів.

Ключові слова: мікроводорості, біогенні елементи, фосфор, стічні води

Міські стічні води є одним з вагомих джерел надходження біогенних елементів у водойми. В зв'язку з цим вчені всього світу приділяють велику увагу розробці нових і вдосконаленню існуючих методів очищення стічних вод [6]. Видалення біогенних речовин, зокрема фосфору, є першочерговим кроком у напрямку підвищення якості очищених стічних вод і найбільшою мірою відповідає завданням поліпшення екологічного стану водного середовища. Між тим, більшість комунальних очисних споруд України не розраховані на видалення біогенних елементів до необхідних нормативів [3].

В літературі широко обговорюється здатність водоростей знижувати рівень нітратного азоту до заданого рівня і можливість застосовувати цю їхню властивість для очищення стічних вод від нітратів [1, 2]. Водночас питання асиміляції сполук фосфору досліджене значно менше.

Слід зазначити, що вирощування водоростей на стічних водах може бути більш ефективне і економічно вигідне, ніж масове культивування на спеціальних середовищах, за рахунок асиміляції наявних у таких водах поживних речовин, необхідних для росту цих мікроорганізмів [1]. Оскільки стічні води можуть значно відрізнятися за кількістю та співвідношенням поживних елементів, токсичністю тощо, в кожному конкретному випадку необхідна перевірка придатності даної води для культивування водоростей.

На базі кафедри ботаніки КНУ ім. Т. Шевченка нами були проведені дослідження щодо пошуку видів мікроводоростей, перспективних для очищення стічних вод від біогенних елементів, зокрема, фосфору.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили на неочищеній стічній воді з Бортницької станції аерації. З колекції культур водоростей Київського національного університету імені Тараса Шевченка (Culture Collection of Algae at Kyiv University – ACKU) було відібрано 21 штам водоростей, здатних рости в умовах, подібних до тих, що формуються у стічних водах, – висока сапробність та значний вміст біогенних елементів, в першу чергу азоту й фосфору [4]. В експериментах використовували також водорості, відібрані з очисних споруд восени 2012 р. Чисельність мікроводоростей в експериментах визначали шляхом підрахунку в камері Горяєва під мікроскопом. Розчинені фосфати визначали у звільненому від клітин середовищі за допомогою загальноприйнятного методу Морфі і Райлі з використанням аскорбінової кислоти як відновника [5].

Результати досліджень та обговорення

Протягом трьох тижнів культивування відмічена загибель 11 культур. Загальною рисою решти культур, що активно росли у стічній воді, був високий вміст в клітинах продуктів асиміляції (фото). Фізіологічний стан вирощених культур різнився від поганого (високий вміст мертвих клітин) до доброго. Найбільша інтенсивність росту на стічній воді спостерігалася у видів *Chlorella vulgaris* Beijerinck [Beijerinck] 1890, *Auxenochlorella protothecoides* (Krüger) Kalina &

Puncochárová 1987, *Chlamydomonas reinchardtii* P.A. Dangeard 1888 та *Chlorella fusca* Shihira & R.W. Krauss 1965.

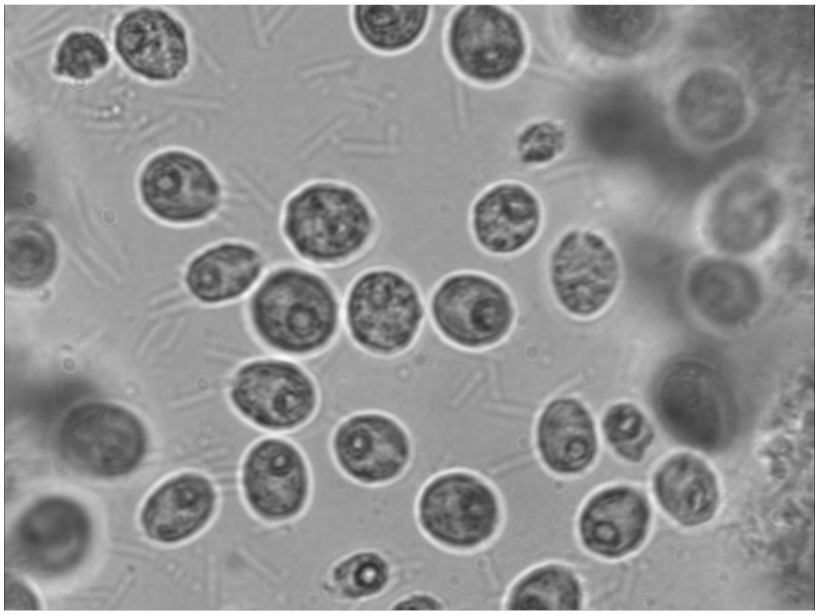


Фото. Клітини *Chlamydomonas reinchardii* з продуктами асиміляції

При культивуванні відібраних штамів на стерилізованій стічній воді була нарощена біомаса водоростей. Надалі штами, здатні рости в таких умовах, а також зразки водоростей, відібрані з очисних споруд Бортницької станції аерації, культивували протягом 2-х тижнів у 50 мл стічної води. Результати визначення розчиненого неорганічного фосфору представлені в табл. 1.

Таблиця 1

Концентрація $P^{\cdot}$ (мг/дм^3) у культуральному середовищі

Штам/Зразок	Початкова концентрація P, мг/дм^3	Доба культивування			
		1-а	2-а	3-а	4-а
Chlamydomonas reinhardtii 750	5,5	3,0	2,0	2,2	2,0
Chlorella fusca 435	5,5	0,75	0,75	0,6	0,8
Chlorococcum cf. infusionum 31	5,5	2,0	0,7	0,8	1,6
Auxenochlorella cf. protothecoides 396	5,5	1,75	1,3	1,0	2,5
Chlorella vulgaris 531	5,5	1,1	1,0	1,1	1,0
Bracteacoccus minor 506	5,5	2,8	2,2	1,7	4,5
Chlamydomonas reinhardtii 94	5,5	2,1	1,2	2,0	3,0
Chlamydomonas applanata 710	5,5	0,8	1,0	0,5	1,0
Coelastrum sp. 282	5,5	1,3	2,2	3,0	6,0
Обростання	5,5	2,0	1,7	1,7	2,0
Поля сушки	5,5	2,6	0,6	1,5	4,5

Отримані результати свідчать про швидке зменшення концентрації неорганічного фосфору в стічній воді протягом перших 2-3-х діб культивування, очевидно, за рахунок споживання мікроводоростями, а також про деяке збільшення його кількості в наступний період (в усіх культурах, крім *Chlorella fusca*). Причиною цього міг бути токсичний вплив середовища, а також насичення клітин водоростей фосфором.

Різке зменшення концентрації розчинених фосфатів в перші 2–3 доби не корелювало лінійно зі збільшенням біомаси водоростей. Приріст кількості клітин для різних штамів становив від 20 до 50% порівняно з початковою величиною (табл. 2), тоді як зменшення вмісту фосфатів досягало 85%.

Таблиця 2

Приріст кількості клітин водоростей (тис. клітин/мл) за 3 доби культивування

Штам	Доба культивування	
	1-а	3-а
Chlorella vulgaris 531	10 000	16 250
Chlorella fusca 435	4 000	5 000
Auxenochlorella cf. protothecoides 396	6 000	10 250
Chlamydomonas reinchardtii 750	10 000	15 000
Bracteacoccus minor 506	3 000	4 000

Вісім культур були пересіяні в більший об’єм (250 мл) стічної води для повторного культивування. Експеримент проводили протягом 4 діб. В цьому випадку зменшення концентрації розчинених фосфатів було менш виражене, порівняно з першим дослідом. Для *Chlorella fusca* зниження концентрації $P^{\cdot}$ складало 80%, для інших культур – 40–60% (табл. 3).

Розбіжності в одержаних результатах, очевидно, пояснюються тим, що для першого експерименту були використані синхронізовані культури водоростей. Штами водоростей пересівалися з музейної культури на нове для них середовище, тобто всі адаптовані клітини одночасно починали життєвий цикл. При повторному, масштабованому культивуванні культури водоростей перебували на популяційному плато, тобто різні клітини знаходилися на різних стадіях життєвого циклу.

Таблиця 3

Концентрація $P^{\cdot}$ (мг/дм^3) в культуральному середовищі протягом повторного культивування

Штамм	Початкова концентрація	Доба культивування			
		1-а	2-а	3-а	4-а
Chlamydomonas reinhardtii 750	5,4	3,5	3,5	3,8	4,5
Chlorella fusca 435	5,4	2,7	1,0	1,0	1,0
Chlorococcum cf. infusionum 31	5,4	3,0	1,4	2,0	2,4
Auxenochlorella cf. protothecoides 396	5,4	2,6	1,5	2,8	3,0
Chlorella vulgaris 531	5,4	4,3	2,6	3,1	2,7
Bracteacoccus minor 506	5,4	5,6	2,5	2,6	3,7
Chlamydomonas reinhardtii 94	5,4	4,0	2,2	3,0	3,5
Chlamydomonas applanata 710	5,4	3,3	2,2	2,3	2,9

Висновки

З досліджених штамів водоростей з колекції АСКУ половина зберігала життєздатність при вирощуванні на стічній воді у якості поживного середовища. Загальний стан культур різнився, проте у клітинах всіх штамів спостерігалось посилене накопичення продуктів асиміляції (крохмаль, олія).

Chlorella vulgaris, *Auxenochlorella protothecoides*, *Chlamydomonas reinchardii* та *Chlorella fusca* можуть бути успішно використані для очищення стічних вод від біогенних елементів, оскільки при культивуванні на стічній воді зберігають здатність розмножуватися і збільшувати біомасу, при цьому швидко і в значній кількості асимілюючи сполуки фосфору.

Важливим моментом ефективного використання мікроводоростей виявилася синхронізація їхніх культур.

1. *Вебер К.* Рост *Chlorella vulgaris* на сточных водах / К. Вебер, В. Вотапек, К. Ливанский, Я. Заградник, Б. Прокеш // Гидробиол. журн. – 1984. – С. 32–40.
2. *Горбунова С. Ю.* Динамика азота и фосфора в среде при интенсивном культивировании микроводоросли *Dunaliella salina* / С. Ю. Горбунова, А. С. Лелеков, А. Б. Боровков // Экология моря. – 2007. – Вып. 74. – С. 21–24.
3. *Жмур Н. С.* Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. / Н. С. Жмур . – Л.: Химия, 1984. – 185 с.
4. *Костіков І. Ю.* Ботаніка. Водорості та гриби / І. Ю. Костіков, В. В. Джаган. – К.: Арістей, 2006.– 208 с.
5. *Лурье Ю. Ю.* Аналитическая химия промышленных сточных вод / Ю. Ю. Лурье – М.: Химия, 1984. – 448 с.
6. *Математические* модели контроля загрязнения воды / Под ред. А. Джеймса. – М.: Мир, 1981. – 472 с.

П.О. Романенко, А.А. Яровой
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

АССИМИЛЯЦИЯ СОЕДИНЕНИЙ ФОСФОРА МИКРОВОДОРОСЛЯМИ ПРИ КУЛЬТИВИРОВАНИИ НА СТОЧНЫХ ВОДАХ

Исследована возможность использования лабораторных штаммов и отобранных из очистных сооружений образцов водорослей для очистки сточной воды от растворенных соединений фосфора. Установлено, что *Chlorella vulgaris*, *Ch. fusca*, *Chlamydomonas reinchardtii* и *Auxenochlorella protothecoides* могут успешно использоваться для очистки сточных вод от биогенных элементов, так как сохраняют способность размножаться и увеличивать биомассу, при этом быстро и в значительном количестве ассимилируя соединения фосфора.

Ключевые слова: микроводоросли, биогенные элементы, фосфор, сточные воды

P.O. Romanenko, O.O. Iarovyi
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

PHOSPHORUS ASSIMILATION BY MICROALGAE CULTIVATED ON WASTEWATER

The possibility of using different strains of algae and samples of algae from wastewater treatment plant to clean wastewater from dissolved phosphorus compounds was investigated. It was found that *Chlorella vulgaris*, *Ch. fusca*, *Chlamydomonas reinchardii* and *Auxenochlorella protothecoides* can be successfully used for cleaning wastewater from biogenic elements. They can grows fast and in large amount assimilate phosphorus compounds.

Keywords: microalgae, nutrients, phosphorus, wastewater

УДК [574.586:581.526.3](282.247.32)

Н.Є. СЕМЕНЮК

Інститут гідробіології НАН України,
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

БАГАТОРІЧНА ДИНАМІКА ФІТОМІКРОЕПІФІТОНУ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Досліджено закономірності багаторічної динаміки фітомікроепіфітону Київського водосховища. Показано, що на даний час його таксономічне різноманіття зберігається на високому рівні і нараховує 385 видів і різновидів з 8 відділів. Порівняно з 70–80 рр. XX ст.,

відмічено зниження різноманіття евгленових водоростей і збільшення – криптофітових і золотистих. Виявлено тенденцію до зменшення біомаси фітомікроепіфітону, що пов'язано зі змінами його домінуючого комплексу.

Ключові слова: фітомікроепіфітон, Київське водосховище, сукцесія, таксономічне різноманіття, біомаса.

У функціонуванні автотрофної ланки мілководних біоценозів одне з ключових місць належить фітомікроепіфітону – мікроскопічним водоростям, які розвиваються на підводних частинах вищих водяних рослин (ВВР).

Дослідження епіфітних водоростей верхньої частини Середнього Дніпра в умовах природного гідрологічного режиму розпочато з 1945-1949 рр. Н.О. Мошковою [5]. Епіфітон Київського водосховища вивчався протягом 1976-1984 рр. Л.Є. Костиковою [2]. У подальшому майже 30 років систематичні дослідження фітомікроепіфітону Київського водосховища не проводились.

З огляду на глобальні зміни умов середовища, які реєструються в сучасний період, і, зокрема, кліматичні зміни, дослідження структурних і функціональних характеристик фітомікроепіфітону дніпровських водосховищ, в тому числі оцінка його багаторічної сукцесії, набуває все більшої актуальності.

Мета роботи: встановити закономірності багаторічної динаміки структурних і функціональних характеристик фітомікроепіфітону Київського водосховища на основі ретроспективних літературних і сучасних даних.

Матеріал і методи досліджень

Фітомікроепіфітон Київського водосховища вивчали протягом літніх періодів 2008–2014 рр. в експедиціях Інституту гідробіології НАН України. Дослідженнями охоплені мілководдя дніпровського плеса (т/з с. Нижні Жари, Теремці), озерно-річкового плеса (т/з с. Домонтово, Страхолісся) і озерного плеса (т/з с. Толокунь, Ровжі, Глібівка). Проби відбирали з домінуючих видів ВВР різних екологічних груп: повітряно-водяних (очерету звичайного, рогозу вузьколистого, комиша озерного), з плаваючим листям (глечиків жовтих, латаття білого, водяного горіха плаваючого) і занурених (рдесника пронизанолистого, гребінчастого, кушира зануреного, водопериці колосистої, стрілолиста стрілолистого). Відбір, фіксацію, камеральне опрацювання проб водоростей, розрахунок їх чисельності і біомаси здійснювали відповідно до загальноприйнятих гідробіологічних методів [4].

Результати досліджень та їх обговорення

Узагальнення натурних даних, отриманих протягом 2008-2014 рр., показало, що на сьогодні фітомікроепіфітон Київського водосховища представлений 385 видами і внутрішньовидовими таксонами (в. в. т.), включаючи ті, що містять номенклатурний тип виду, з 8 відділів.

Порівняння сучасних даних із літературними за 70-80 рр. XX ст. дозволяє стверджувати, що на даний час таксономічне різноманіття фітомікроепіфітону водосховища залишається на високому рівні. Так, згідно з даними Л.Є. Костикової епіфітні водорості були представлені 397 в. в. т., а на даний час – 385 в. в. т. Зберігається і ранговий розподіл провідних відділів: на першому місці знаходяться діатомові водорості, на другому – зелені, на третьому – синьозелені. У той же час, відмічено тенденцію до зниження таксономічного різноманіття евгленових водоростей (з 17 до 9 в. в. т.) і збільшення різноманіття криптофітових (з 1 до 6 в. в. т.) і золотистих (з 3 до 12 в. в. т.) (табл. 1).

Подібна закономірність – зменшення частки евгленових водоростей та збільшення золотистих – встановлена для фітопланктону Київського водосховища і є характерною особливістю сукцесії не тільки дніпровських, а і й інших рівнинних водосховищ [3].

Таблиця 1

Багаторічна динаміка структурної організації фітомікроепіфітону Київського водосховища[1]

Періоди	Таксономічне різноманіття[2]									Облігатні епіфіти	Факультативні епіфіти
	Cyanophyta	Euglenophyta	Dinophyta	Cryptophyta	Chrysophyta	Bacillariophyta	Xanthophyta	Chlorophyta	**Σ**		
1976–1984 рр.	40 10	17 4	4 1	1 *	3 1	178 45	5 1	149 38	**397**	13%	87%
2008–2014 рр.	55 14	9 2	3 *	6 2	12 3	153 40	6 2	141 37	**385**	12%	88%
K_S	0,48	0,46	0,29	0,28	0,13	0,66	0,36	0,52	**0,56**	0,71	0,54

Примітки: 1 – дані за 1976–1984 рр. отримані Л.Є. Костиковою [2];

2 – над рискою – кількість в. в. т. даного відділу, під рискою – % від загальної кількості в. в. т.; * – частка представників даного відділу < 1%;

K_S – коефіцієнт видової подібності Серенсена.

Проведено порівняльний аналіз видового складу фітомікроепіфітону Київського водосховища у 70-80 рр. XX ст. і на даний час за коефіцієнтом подібності Серенсена (K_S). Коефіцієнт, розрахований для загальних списків видів, дорівнює 0,56, отже за 40-річний період у різноманітті водоростей обростань відбулись досить суттєві зміни. Якщо розрахувати коефіцієнт окремо для кожного відділу, видно, що найбільшою сталістю характеризується видовий склад діатомових водоростей (K_S = 0,66), а найбільших змін зазнало різноманіття золотистих (K_S = 0,13).

З огляду на те, що до фітомікроепіфітону ми відносили всі види водоростей, які на момент відбору проб зустрічалися на ВВР, інтерес представляє оцінка співвідношення видів, типових для обростань, (облігатних епіфітів) та евритопних видів (факультативних епіфітів). Для відокремлення облігатних епіфітів, ми використали підхід В.Г. Девяткіна, який вважає, що основною особливістю водоростей, типових для обростань, є гетерополярність у будові їхніх клітин або колоній. Припускається, що гетерополярність, яка часто пов'язана з відсутністю або редукцією рухливості, є більш корисною для життя на твердому субстраті, ніж на частинках м'якого грунту, які часто змінюють своє положення в просторі, і до типово епіфітних форм можуть бути віднесені представники родів: *Cocconeis, Achnanthes, Cymbella, Rhoicosphenia, Characium, Oedogonium, Stigeoclonium, Cladophora, Spirogyra, Ulothrix* [1].

У списку видів фітомікроепіфітону, наведеному Л.Є. Костиковою [2], частка факультативних епіфітів (бентосних, планктонних форм) була значно більшою, ніж облігатних епіфітів (87% і 13% відповідно). Протягом майже 40 років таке співвідношення залишається сталим і складає 88% і 12% відповідно.

Для встановлення особливостей багаторічної сукцесії облігатних і факультативних епіфітів було розраховано коефіцієнт Серенсена окремо для кожної групи. Для облігатних епіфітів коефіцієнт становив 0,71, а для факультативних – 0,54, отже, можна зробити висновок, що основні зміни у видовому складі фітомікроепіфітону відбувались за рахунок факультативних епіфітів, а склад облігатних епіфітів зберігався досить постійним, що можна пояснити більшою інертністю останніх.

Аналіз багаторічної динаміки кількісного різноманіття фітомікроепіфітону виявив тенденцію до зниження його біомаси в сучасний період, порівняно з 70-80 рр. XX ст. Так, наприклад, на рогозі вузьколистому за ретроспективними даними біомаса водоростей обростань складала 0,09-80,20 мг/г сирої маси рослин, а за сучасними даними – 0,02-15,40 мг/г

сирої маси рослин. На рдеснику пронизанолистому біомаса водоростей знизилась з 1,08-239,86 мг/г сирої маси рослин до 0,64–17,53 мг/г сирої маси рослин (табл. 2).

Таблиця 2

Багаторічна динаміка кількісного різноманіття та індексу Шеннона фітомікроепіфітону на рогозі вузьколистому і рдеснику пронизанолистому в Київському водосховищі[1,2]

Періоди	Рогіз вузьколистий			Рдесник пронизанолистий		
	B, мг/г сирої маси	$B_{max}/B_{серед.}$	H_B	B, мг/г сирої маси	$B_{max}/B_{серед.}$	H_B
1976–1984 рр.	0,09–80,20 10,99±6,60	7	2,0–4,4 2,8±0,6	1,08–239,86 67,14±30,00	4	2,2–3,3 2,8±0,6
2008–2014 рр.	0,02–15,40 2,34±1,38	7	1,1–3,1 2,3±0,4	0,64–17,53 6,17±1,24	3	3,0–4,1 3,6±0,3

Примітки: 1 – дані за 1976–1984 рр. отримані Л.Є. Костиковою [2]; 2 – над рискою – межі коливань, під рискою – середні показники

Зниження біомаси пов'язано зі змінами в структурі домінуючого комплексу фітомікроепіфітону, зокрема зі зниженням частки зелених нитчастих водоростей з родів *Oedogonium, Cladophora* тощо. Наприклад, на рогозі вузьколистому у 1976-1980 рр. частка виду *Oedogonium sp.* складала 20-69% [2], а в 2008-2014 рр. – 3-28%; на рдеснику пронизанолистому в 1980 р. – 64% [2], а в 2008-2014 рр. – лише 1-4%. Це узгоджується з літературними джерелами. Показано [6], що на сучасному етапі сукцесії Київського водосховища відбувається значне зниження первинної продукції і біомаси нитчастих водоростей.

Встановлено, що не зважаючи на зниження загальної біомаси фітомікроепіфітону, співвідношення між її максимальними і середніми показниками ($B_{max}/B_{серед.}$) на сьогодні залишається досить постійним: 7 для епіфітону на рогозі вузьколистому і 3–4 для епіфітону на рдеснику пронизанолистому. На високому рівні зберігається індекс Шеннона (H_B): 2,3-2,8 для обростань рогозу і 2,8-3,6 для рдесника (див. табл. 2). Все це свідчить про те, що фітомікроепіфітон можна розглядати як досить стабільне угруповання, яке протягом багаторічної сукцесії зберігає свою структуру в динамічній рівновазі зі змінами умов зовнішнього середовища.

Висновки

Оцінка багаторічної динаміки фітомікроепіфітону Київського водосховища на основі ретроспективних літературних і сучасних данних показала, що на сьогодні його таксономічне різноманіття зберігається на високому рівні – 385 в. в. т., порівняно з 397 в. в. т. у 70-80 рр. XX ст. Відмічено зниження таксономічного різноманіття евгленових водоростей і збільшення різноманіття криптофітових і золотистих.

Порівняно з ретроспективними даними, виявлено тенденцію до зменшення біомаси фітомікроепіфітону, що пов'язано зі змінами у його домінуючому комплексі. Встановлено, що співвідношення між максимальною і середньою біомасою водоростей та індекс Шеннона практично не змінились.

Отже, фітомікроепіфітон є досить стабільним угрупованням, яке протягом багаторічної сукцесії зберігає свою структуру.

1. *Девяткин В. Г.* Динамика развития альгофлоры обрастаний в Рыбинском водохранилище / В. Г. Девяткин // Флора и растительность водоемов бассейна Верхней Волги. – Рыбинск: Ин-т биологии внутренних вод АН СССР, 1979. – С. 78–108.
2. *Костикова Л. Е.* Эпифитон Днепра и его водохранилищ / Л. Е. Костикова // Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. – К.: Наукова думка, 1989. – С. 48–76.
3. *Майстрова Н. В.* Різноманітність фітопланктону Київського водосховища / Н. В. Майстрова // Укр. ботан. журн. – 2009. – Т. 66, № 2. – С. 220–233.

4. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В.Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
5. *Мошкова Н. А.* Донная прибрежная альгофлора верхней части Среднего Днепра и ее хозяйственное значение : автореф. дис. на соискание уч. степени канд. биол. наук: специальность 03.00.05 – Ботаника / Н. А. Мошкова. – Киев, 1953. – 15 с.
6. *Цапліна К. М.* Функціональна роль макрофітів в екосистемі Київського водосховища / К. М. Цапліна, М. І. Лінчук // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т. 3 (20). – С. 159–163.

Н.Е. Семенюк
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА ФИТОМИКРОЭПИФИТОНА КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Исследованы закономерности многолетней динамики фитомикроэпифитона Киевского водохранилища. Показано, что в настоящее время его таксономическое разнообразие сохраняется на высоком уровне и насчитывает 385 видов и разновидностей из 8 отделов. По сравнению с 70–80 гг. XX ст., отмечено снижение разнообразия эвгленовых водорослей и увеличение – криптофитовых и золотистых. Выявлена тенденция к уменьшению биомассы фитомикроэпифитона, связанная с изменениями его доминирующего комплекса

Ключевые слова: фитомикроэпифитон, Киевское водохранилище, сукцессия, таксономическое разнообразие, биомасса

N.Ie. Semeniuk
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

LONG-TERM CHANGES OF PHYTOMICROEPIPHYTON IN THE KYIV WATER RESERVOIR

The paper considers the patterns of phytomicroepiphyton's long-term changes in the Kyiv water reservoir. Its taxonomic diversity has been shown to remain high and include 385 species and varieties from 8 divisions. Compared with 70-80th of the XXth century, Euglenophyta have reduced, and Cryptophyta and Chrysophyta have increased in diversity. At present phytomicroepiphyton biomass tends to decrease, which is related to changes in the dominant species complex.

Keywords: phytomicroepiphyton, Kyiv water reservoir, succession, taxonomic diversity, biomass

УДК [591.148:574.52:556(262.5)]

И.М. СЕРИКОВА, Ю.Н. ТОКАРЕВ, В.И. ВАСИЛЕНКО, В.Ф. ЖУК

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского
пр. Нахимова, 2, Севастополь, 299011, АР Крым

ВЛИЯНИЕ ГИДРОФИЗИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ НА ИНТЕНСИВНОСТЬ ПОЛЯ БИОЛЮМИНЕСЦЕНЦИИ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ В ОСЕННИЙ ПЕРИОД

По данным, полученным в 76-ом рейсе НИС «Профессор Водяницкий» (18-28 сентября 2013 г.) проанализирована пространственная изменчивость поля биолюминесценции, а также изменчивость термохалинных полей по четырем разрезам, выполненным в водных массах с различной антропогенной нагрузкой. Показан широкий диапазон варьирования биофизических и гидрофизических параметров, который обусловлен не только различной антропогенной нагрузкой в районе исследований, но и сложившимся гидрологическим режимом. Получена обратная зависимоть интенсивности поля биолюминесценции от плотности вод. Это свидетельствует о том, что основной пул в суммарный эффект свечения вносили мелкоклеточные виды светящихся водорослей.

Ключевые слова: поле биолюминесценции, термохалинная структура вод, динофитовые водоросли, Черное море

Структура поля биолюминесценции в Черном море в наибольшей степени отражает пространственное распределение светящихся динофлагеллят, которые наряду с другими микроводорослями являются важнейшим компонентом морских экосистем. Полученные ранее количественные зависимости между биомассой светящихся динофлагеллят и интенсивностью биолюминесценции [1, 4] позволили предложить биофизические характеристики среды в качестве индикатора состояния фитопланктона и экосистемы в целом. Регистрация поля биолюминесценции приборным комплексом «Сальпа-М» позволяет оперативно получать информацию также об особенностях пространственной изменчивости термохалинных полей.

Целью наших исследований было изучение мезомасшабной структуры поля биолюминесценции наряду с термохалинной структурой вод и выявление закономерности их изменчивости в северо-западной части Черного моря в районах с разным уровнем антропогенной нагрузки.

Материал и методы исследований

Использовался метод многократных батифотометрических зондирований приборным комплексом «Сальпа-М», позволяющий наряду с регистрацией интенсивности биолюминесценции в верхнем продуктивном слое также отслеживать термохалинную структуру вод с высоким разрешением по глубине [5]. Забортные работы проводились в ночное время суток с 18 по 28 сентября 2013 г. в 76-ом рейсе НИС «Профессор Водяницкий». Анализировались профили биолюминесценции, температуры, солености и условной плотности, полученных на четырех разрезах в северо-западной части Черного моря. Первый разрез проходил от глубоководной станции в районе западной халистазы к мелководной зоне западнее Тендровской косы; второй – от Гераклейского полуострова к устью Дуная; третий и четвертый – проходили в 17-ти милях от берега и в непосредственной близости от него в междуречье Дунай – Днестр (рис. 1).

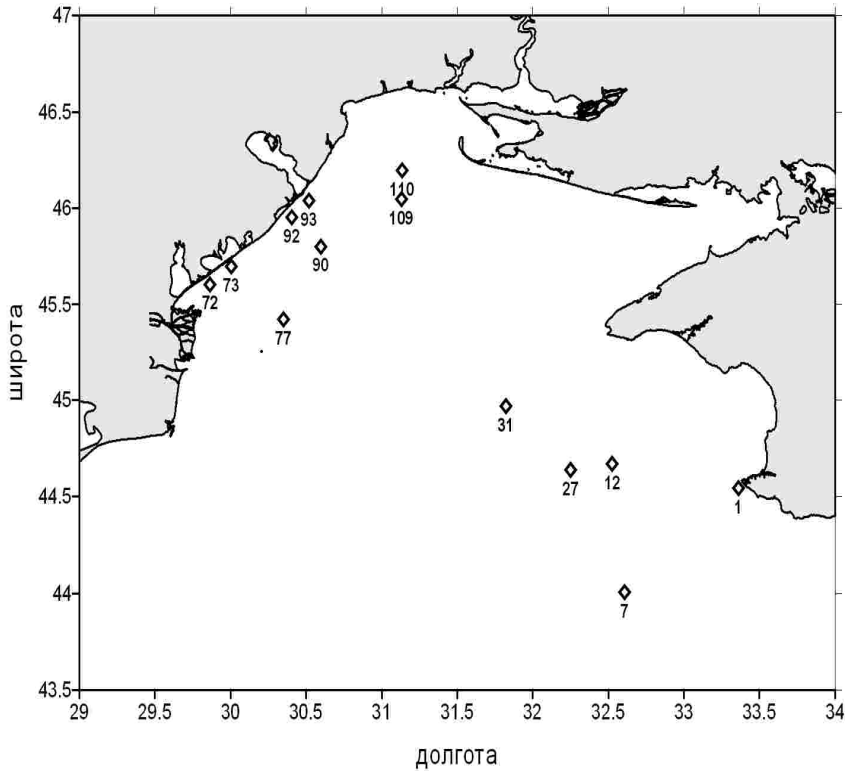


Рис. 1. Схема расположения станций на полигоне исследований

Результаты исследований и их обсуждение

В сентябре 2013 г. в северо-западной части Черного моря (СЗЧМ) погодные условия были таковы, что создавался температурный фон на $1{,}5^0$С ниже среднего уровня [2]. В результате происходила достаточно быстрая перестройка вертикальной термохалинной структуры под

влиянием поверхностного охлаждения и усиления ветрового турбулентного перемешивания. Вертикальная структура поля биолюминесценции в период исследований также была сформирована по осеннему типу, когда около 90% энергии свечения сосредоточено в верхнем квазиоднородном слое (ВКС) [4]. Поэтому для сопоставимости количественных показателей интенсивности поля биолюминесценции (ИПБ) и гидрологических характеристик на станциях в различных районах рассматривали слой, включающий диапазон глубин 0-15 м на мелководных станциях и 0-25 м на остальных. Распределение ИПБ и фоновых гидрологических показателей в слое ВКС вдоль четырех разрезов показаны на рис.2.

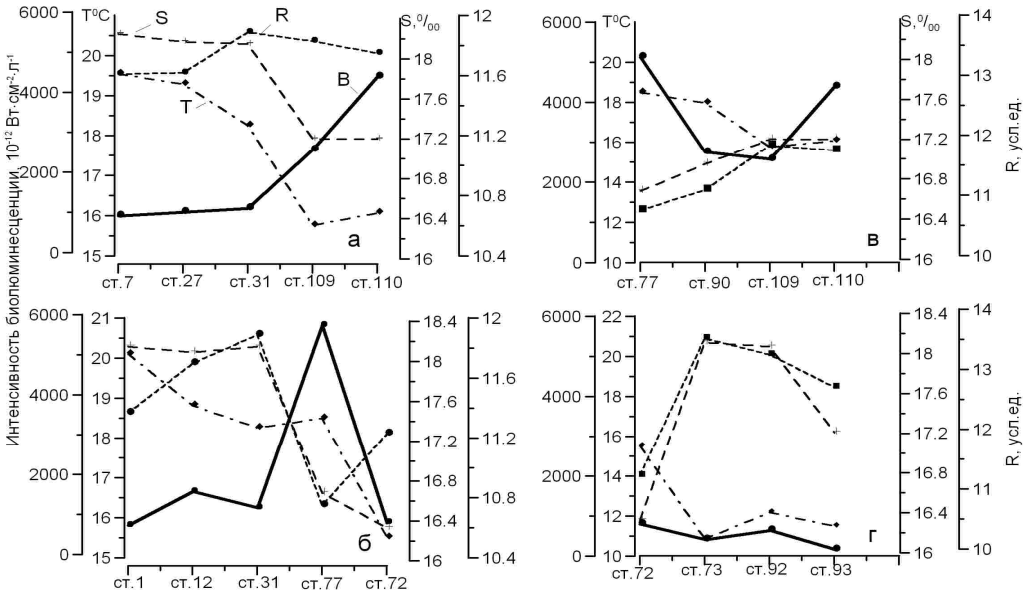


Рис. 2. Усредненные показатели температуры (Т), солености (S), условной плотности (R) и интенсивности биолюминесценции (В) в верхнем квазиоднородном слое на станциях 1-го (а), 2-го (б), 3-го (в) и 4-го (г) разрезах

Минимальными величинами ИПБ выделяется серия станций вблизи береговой линии, при этом, преимущественно за счет низкой температуры, в этой зоне отмечается высокая плотность вод. При удалении от береговой черты ИПБ увеличивается примерно на порядок, но также существенно изменяются диапазоны величин гидрологических параметров (рис.2 в). Максимальное развитие поля биолюминесценции зарегистрировано на ст. 77, расположенной вблизи о. Змеиный, причем плотность вод здесь была наименьшей (рис. 2 б, в). Поверхностные воды в этом районе характеризовались довольно высокой температурой ($T=18{,}5^0C$) и низкой соленостью ($S=16{,}7^0/_{00}$), что указывало на смешение опресненных вод приустьевого района Дуная и теплых вод открытого района. В осенний период при северных и северо-восточных ветрах (северный ветер отмечался накануне наших работ) вокруг о. Змеиный довольно часто образуются циклонические вихри [3]. В результате взаимодействия вод различного генезиса на ст.77 произошло интенсивное развитие динофитовых водорослей – основних источников биолюминесцентного потенциала в Черном море.

Проведенная кластеризация станций по гидрофизическим и биофизическим параметрам очертила области со сходными показателями. Так выделилась область с невысоким биолюминесцентным потенциалом ($500\cdot10^{-12}$ Вт·см$^{-2}$·л$^{-1}$ < В < $2000\cdot10^{-12}$ Вт·см$^{-2}$·л$^{-1}$) и высокой соленостью вод ($18^0/_{00} < S < 18{,}4^0/_{00}$). В эту область попадают все станции глубоководной части полигона, а также две прибрежные станции вблизи соленых лиманов (ст.73 и 92) и ст.1, расположенная в 2-х милях от г. Севастополя. Это свидетельствует о том, что открытые зоны глубоководного района с малой антропогенной нагрузкой не отличались высоким биолюминесцентным потенциалом и, следовательно, высокой продуктивностью.

Выделялась также область вблизи западного побережья (ст. 72, 73, 92, 93) с низкими показателями ИПБ ($170 \cdot 10^{-12}$ Вт·см$^{-2}$·л$^{-1}$ < В < $800 \cdot 10^{-12}$ Вт·см$^{-2}$·л$^{-1}$), низкой температурой (11^0С < Т <16^0С) и высокой плотностью вод, за исключением ст.72, где плотность вод была низкой из-за распресняющего влияния вод Дуная.

Максимально высокая ИПБ ($2192 \cdot 10^{-12}$ Вт·см$^{-2}$·л$^{-1}$ < В < $5740 \cdot 10^{-12}$ Вт·см$^{-2}$·л$^{-1}$) была в 17-мильном удалении от западного побережья в водах со средней соленостью ($16{,}7^0/_{00}$ < S < $17{,}2^0/_{00}$), средней температурой ($15{,}76^0$С< Т < $18{,}5^0$С) и относительно низкой плотностью вод (10,75 отн.ед. < R < 11,83 отн.ед.).

По материалам отслеживается обратная зависимость между инсивностью биолюминесценции и плотностью вод на станциях полигона, выраженная степенной функцией (рис.3). Это свидетельствует о том, что в исследуемом районе в данный период происходило преимущественное развитие мелкоклеточных видов динофитовых водорослей, формирующих структуру поля биолюминесценции, поскольку только такие формы способны удерживаться в низкоплотностной среде и усиленно развиваться.

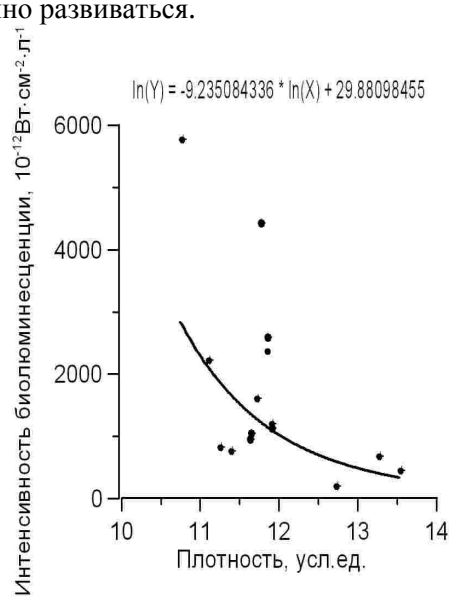


Рис.3. Зависимость интенсивности биолюминесценции от плотности вод

Выводы

В северо-западной части Черного моря в осенний период интенсивность поля биолюминесценции и распределение гидрологических характеристик варьировали в широком диапазоне. При этом основная часть биолюминесцентного потенциала распределена в вехнем квазиоднородном слое.

Низкий уровень биолюминесцентного потенциала был зарегистрирован в мелководной зоне северо-западного побережья, что связано как с усиленной антропогенной нагрузкой в этом районе, так и низкими показателями температуры и плотности вод.

Высокими показателями количественного развития динофлагеллят и, соответственно, интенсивности поля биолюминесценции отличался район в 17-ти мильном удалении от берега - богатый биогенами, вносимыми стоками рек Дунай и Днестр, находящийся в зоне взаимодействия с теплыми морскими водами открытого моря и не испытывающий значительной антропогенной нагрузки.

Максимальное развитие поля биолюминесценции зарегистрировано вблизи о. Змеиный, что можно объяснить наличием циклонического вихря в этой акватории, благоприятствующего развитию генерирующих поле биолюминесценции динофлагеллят.

Получена обратная зависимоть интенсивности поля биолюминесценции от плотности вод. Это свидетельствует о том, что в данном районе в период исследований основной пул в суммарный эффект свечения вносили мелкоклеточные виды светящихся динофитовых водорослей, способные удерживаться в низкоплотностных средах.

1. *Битюков Э. П.* Светящиеся DINOFLAGELLATA Черного моря и влияние на них антропогенных факторов / Э. П. Битюков, П. В. Евстигнеев, Ю. Н. Токарев // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, № 4. – С. 27–34.
2. *Брянцева Ю. В.* Межгодовая изменчивость разнообразия динофлагеллят и поля биолюминесценции у берегов Севастополя / Ю. В. Брянцева, И. М. Серикова, В. В. Суслин // Экосистемы, их оптимизация и охрана. – 2014. – Вып. 11, С. 158–163.
3. *Ильин Ю. П.* Изменение гидрологической структуры вод под действием ветра на Придунайском шельфе Черного моря по данным полигонных и спутниковых наблюдений / Ю. П. Ильин, Е. П. Лемешко, С. В. Станичный // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа: Сб. науч. тр. – НАН Украины, МГИ. – Севастополь, 1999. – С. 91–110.
4. *Серикова И. М.* Особенности сезонной динамики структуры поля биолюминесценции и ее сопряженность с параметрами динофитовых водорослей / И. М. Серикова, Ю. В. Брянцева, В. И. Василенко // Мор. экол. журн. – 2013. – Т. 12, № 3. – С. 66–72.
5. *Токарев Ю. Н.* Новый гидробиофизический комплекс для экспрессной оценки состояния прибрежных экосистем / Ю. Н. Токарев, В. И. Василенко, В. Ф. Жук // Современные методы и средства океанологических исследований: Материалы XI Междунар. науч.-техн. конф. (25–27 ноября 2009 г., г. Москва). – Ч. 3. – Изд-во РАН, 2009. – С. 23–27.

І.М. Серікова, Ю.М. Токарев, В.І. Василенко, В.Ф. Жук
Інститут біології південних морів ім. О.О. Ковалевського, Севастополь

ВПЛИВ ГІДРОФІЗИЧНИХ ПАРАМЕТРІВ НА ІНТЕНСИВНІСТЬ ПОЛЯ БІОЛЮМІНЕСЦЕНЦІЇ В ПІВНІЧНО-ЗАХІДНІЙ ЧАСТИНІ ЧОРНОГО МОРЯ В ОСІННІЙ ПЕРІОД

За даними, отриманими в 76-му рейсі НДС «Професор Водяницький» (18-28 вересня 2013р.) проаналізована просторова мінливість поля біолюмінесценції, а також мінливість термохалінних полів за чотирма розрізами, виконаними у водних масах з різним антропогенним навантаженням. Показано широкий діапазон варіювання біофізичних і гідрофізичних параметрів, що обумовлено не тільки різним антропогенним навантаженням в районі досліджень, але і сформованим гідрологічним режимом. Отримана зворотна залежність інтенсивності поля біолюмінесценції від густоти вод. Це свідчить про те, що основний пул в сумарний ефект світіння вносили дрібноклітинні види світних водоростей.

Ключові слова: поле біолюмінесценції, термохалінна структура вод, динофітові водорості, Чорне море

I.M. Serikova, Y.N. Tokarev, V.I. Vasilenko, V.F. Zhuk
A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas, Sevastopol

HYDROPHYSICAL PARAMETERS INFLUENCE ON THE INTENSITY OF BIOLUMINESCENCE FIELD IN THE NORTHWESTERN PART OF THE BLACK SEA IN AUTUMN

According to data obtained in the 76th cruise of the "Professor Vodyanitsky" (18-28 September 2013) Analyzed spatial variability of the bioluminescence fields, as well as the variability of thermohaline fields in the four sections, performed in the water masses with different anthropogenic load. Shows a wide range of variation of biophysical and hydrophysical parameters, which is due not only to different anthropogenic load in the area of research, but also the prevailing hydrological regime. Get reverse zavisimot field intensity of bioluminescence from the density of water. This indicates that the main pool in the cumulative effect of small cell types were added glow glowing algae.

Keywords: bioluminescence field, thermohaline structure of waters, dinoflagellates, Black Sea

УДК 574.633:621.311.25

А.А. СИЛАЕВА, Т.Н. НОВОСЕЛОВА, А.А. ПРОТАСОВ

Інститут гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА СРЕДЫ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ АЭС В УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ И БИОТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ

Приведены результаты оценки качества среды в разные периоды функционирования водоема-охладителя Хмельницкой АЭС. В период работы одного энергоблока качество среды по среднему индексу соответствовало категории 3 «достаточно чистые воды» (класс «чистые воды») с тенденцией перехода в категорию 4 «слабо загрязненные воды» (класс «загрязненные воды»). Благодаря массовому развитию дрейссены, несмотря на увеличение техногенной нагрузки, обусловленной введением в эксплуатацию второго энергоблока, на основной акватории водоема-охладителя произошло определенное улучшение качества до категорий «чистые – достаточно чистые воды» (класс «чистые воды»). Начиная с 2008 г. по настоящее время можно констатировать ухудшение качества среды охладителя, хотя значение среднего индекса, как и в 1999 г., отвечает категории 3 с тенденцией перехода в категорию 4.

Ключевые слова: качество среды, техно-экосистема, водоем-охладитель

В настоящее время на АЭС Украины проводится постоянный контроль основных гидрохимических и гидрофизических параметров водной среды – температуры, гидрохимических характеристик. Оценка качества среды базируется на сравнении с ПДК для того или иного химического показателя. Одним из подходов к оценке состояния среды в элементах техно-экосистемы АЭС может быть применение эколого-санитарных критериев. Преимущества такого подхода состоят в том, что оценка делается на основании комплексного подхода, включает кроме гидрохимических и биологические показатели. Особый интерес вызывает оценка экологического состояния водоемов в динамике, в условиях изменяющегося воздействия техногенных и биотических факторов.

Целью данной работы было определить экологическое состояние водоема-охладителя АЭС на разных этапах его эксплуатации.

Материал и методы исследований

Для оценки качества среды и определения классов и категорий качества использована методика [1], разработанная в Институте гидробиологии НАН Украины. Для расчетов использовали данные комплексных исследований водоема-охладителя (ВО) Хмельницкой АЭС (ХАЭС) в период с 1999 по 2014 гг. Время исследований водоема-охладителя разделено на периоды: первый – 1998, 1999, 2001 г. (работа одного энергоблока), второй – 2005-2010 гг. (после введения в эксплуатацию второго энергоблока и вселения *Dreissena polymorpha* Pall.), третий – 2012-2014 гг. (после вселения *D. bugensis* Andr.).

Результаты исследований и их обсуждение

Во все периоды исследований по акватории ВО качество среды по индексу сапробности, рассчитанному по организмам зообентоса, соответствовало категориям от «умеренно загрязненные» до «очень грязные». По большинству показателей во все года исследований качество среды в отводящем канале было наихудшим, что связано со сбросом в канал вод с очистных сооружений и с промплощадки ХАЭС, а также высокой температурой [2].

В июне 1999 г. (первый период) качество среды в ВО по следующим показателям pH (8,6–9,2), ПО (10,2–12,8 мг O_2/дм^3), биомасса фитопланктона (4,39–17,28 мг/дм^3), численность бактериопланктона (7,01–13,42 млн. кл/мл) относилось к категориям 5-7 («умеренно загрязненные» – «очень грязные»). Однако по среднему индексу качество среды соответствовало в основном категории 3 с тенденцией перехода в категорию 4.

В 2006 г. условия в ВО в значительной степени изменились, введение 2 энергоблока ХАЭС привело к увеличению техногенной нагрузки. Кроме того, в 2002-2003 гг. в ВО спонтанно вселилась *D. polymorpha*. Появление такого мощного биотического фактора послужило началом процесса контуризации во всей экосистеме [3]. В 2006 г., в период пика развития популяции дрейссены в бентосной и перифитонной подсистеме, благодаря значительному фильтрационному потенциалу моллюска, в охладителе увеличилась прозрачность по сравнению с 1999 г. (в среднем от 1,3 до 2,0 м). Вода всего водоема по этому показателю соответствовала категории 1 («очень чистые воды»). При этом отмечено значительное снижение биомассы фитопланктона – более чем в 10 раз в 2005-2006 гг. относительно средних показателей в первый период. По величине биомассы фитопланктона качество среды в 2006 г. соответствовало категориям 2–3 (класс «чистые», мезотрофные воды). Среди биогенных элементов наихудшее качество среды индицировало содержание аммонийного азота (категории 3–4). Качество среды в отводящем канале наихудшим было по содержанию фосфора фосфатов (категория 6).

По среднему индексу можно констатировать улучшение качества среды в 2006 г. относительно 1999 г., а эколого-санитарное состояние ВО ХАЭС характеризовалось показателями, которые в основном соответствовали категориям 2-3 (табл.).

В 2007 г. в бентосной подсистеме произошло снижение биомассы дрейссены более чем в 2 раза по сравнению с 2006 г. По всем районам ВО качество среды по содержанию аммонийного азота ухудшилось относительно 2006 г. (категории 4, 5). А в среднем по ВО средний индекс был еще более низким, чем в 2006 г., за счет того, что качество среды по большинству показателей соответствовало категориям 1–3.

Таблица

Средний индекс качества среды по районам водоема-охладителя Хмельницкой АЭС в разные годы

Годы	Северный	Западный	Центр	Восточ-ный	Южный	ПК	ОК	В среднем по ВО
1999	3,0	3,1	3,1	2,9	3,0	2,7	**5,3**	3,33
2006	2,6	2,6	2,5	3,0	2,8	2,7	3,3	2,79
2007	2,6	2,7	2,6	2,4	2,2	2,5	2,6	2,51
2008	3,3	3,2	3,1	–	3,4	–	3,9	3,39
2012	3,5	**3,7**	**3,7**	3,2	3,6	2,7	3,6	3,43
2014	3,4	3,4	3,5	3,3	3,4	3,7	3,4	3,43

Примечание. ПК – подводящий канал; ОК – отводящий канал. Жирным выделены значения, соответствующие классу «загрязненные» воды

В 2008 г. биомасса фитопланктона ВО оставалась на низком уровне, однако отмечено значительное обеднение видового состава (до 1-4 вида в пробе). В бентосной подсистеме происходило некоторое восстановление популяции дрейссены (в 1,6 раза относительно 2007 г.). В ВО отмечено высокое значение pH (категории 5, 6), на участке выхода отводящего канала и в южном районе отмечено высокое содержание фосфора фосфатов (категория 5). Содержание соединений фосфора в водоеме определяется не только поступлением со сбросными водами, а также с водами р. Гнилой Рог, впадающей в южный район ВО [2].

По среднему индексу отмечено ухудшение качества среды относительно как 2006–2007 гг., так и 1999 г. (см. таблицу).

В 2012 г., несмотря на вселение *D. bugensis*, вспышки показателей ее обилия в бентосной и перифитонной подсистемах не произошло, напротив, в бентосе происходило снижение биомассы дрейссенид до минимальных значений, отмеченных во второй период. В ВО зарегистрирован очень высокий уровень pH (9,2), что соответствует категории 7 («очень грязные воды»), а также высокое содержание фосфора фосфатов (0,193-0,212 мг Р/дм^3, категории 5, 6). Практически на всех участках ВО наблюдалось ухудшение качества среды по среднему индексу относительно 2008 г.

В 2014 г. отмечено некоторое снижение значений pH (8,4-8,6, категории 5, 6). По количеству фосфора фосфатов почти все исследованные участки соответствовали категории 5. По величине перманганатной окисляемости большая часть акватории ВО характеризовались категорией 5, что говорит о высоком содержании легкодоступного органического вещества. В целом по среднему индексу качество среды ВО ХАЭС в 2014 г. осталось на уровне 2012 г. и соответствовало категории 3 с тенденцией перехода в категорию 4.

Выводы

Таким образом, за длительный период функционирования ВО ХАЭС были отмечены периоды изменений качества среды, которые отражают характер внутриводоемных процессов. Массовое развитие дрейссены в 2006 г. опосредовано определило улучшение качества среды на основной акватории ВО. Высокая фильтрационная активность моллюсков способствовала катастрофическому снижению уровня развития фитопланктона. Возрастание прозрачности воды в ВО, обусловленное фильтрационной активностью дрейссены, привело к массовому развитию донных и перифитонных нитчатых макроводорослей, что является одним из проявлений контуризации (в 2009 г. в южном районе в бентосе их масса достигала 8,3 кг/м^2). Кроме того, важнейшим фактором, определяющим интенсивное развитие макроводорослей, является и перераспределение потоков биогенных веществ из пелагической в донную подсистему. На изменение качества среды влияли и техногенные факторы, в частности значительные объемы сбрасываемых вод с очистных сооружений. Так, в ВО с 2007 г. было отмечено устойчивое возрастание содержания фосфора фосфатов [2]. При этом экскреция биогенных элементов дрейссеной была сопоставима с показателями внешней нагрузки на водоем [3].

Начиная с 2008 г. в водоеме-охладителе ХАЭС происходило ухудшение качества среды до показателей первого периода, а с 2012 г. – эта тенденция усилилась (значения среднего индекса соответствует категории 3 («достаточно чистые воды», класс «чистые воды») с тенденцией перехода в категорию 4 («слабо загрязненные воды», класс «загрязненные воды»). Полученные данные свидетельствуют, что в техногенных водоемах качество среды определяют как техногенные, так и биотические факторы.

Работа поддержана МОН Украины, проект М/97-2015.

1. *Методика* екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк [та ін.]. – К.: Символ-Т, 1998. – 28 с.
2. *Техно-экосистема* АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / [А. А. Протасов, В. П. Семенченко, А. А. Силаева и др.] ; под ред. А. А. Протасова. – К.: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. – 234 с.
3. *Protasov A. A.* Contourization and Its Features in Technoecosystems / A. A. Protasov, A. A. Sylaieva. – Inland Water Biology. – 2014. – Vol. 7, № 2. – P. 101–107.

А.А. Силаєва, Т.М. Новосьолова, О.О. Протасов
Інститут гідробіології НАН України, Київ

ОЦІНКА ЯКОСТІ СЕРЕДОВИЩА ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА АЕС В УМОВАХ ВПЛИВУ ТЕХНОГЕННИХ ТА БІОТИЧНИХ ЧИННИКІВ

Наведено результати оцінки якості середовища в різні періоди функціонування водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС. В період роботи одного енергоблоку якість середовища за середнім індексом відповідала категорії 3 «достатньо чисті води» (клас «чисті води») з тенденцією переходу в категорію 4 «слабко забруднені води» (клас «забруднені води»). Завдяки масовому розвитку дрейсени, не дивлячись на збільшення техногенного навантаження, обумовленого введенням в експлуатацію другого енергоблоку, відбулося певне поліпшення якості на основній акваторії водойми-охолоджувача до категорій «чисті – достатньо чисті води» (клас «чисті води»). Починаючи з 2008 р. по теперішній час можна констатувати погіршення якості середовища охолоджувача, хоча значення середнього індексу, як і в 1999 р. відповідає категорії 3 з тенденцією переходу в категорію 4.

Ключові слова: якість середовища, техно-екосистема, водойма-охолоджувач

A.A. Sylaieva, T.M. Novosolova, O.O. Protasov
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ASSESSMENT OF THE ENVIRONMENTAL QUALITY OF NPP COOLING POND UNDER THE INFLUENCE OF TECHNOGENIC AND BIOTIC FACTORS

The results of the assessment of the environment quality in different periods of operation of the Khmelnitsky NPP cooling pond were adduced. During the period of one unit operation the environment quality with medium index complied with the category 3 «rather clean water» (class «clean water») with a tendency to move category 4 «poor contaminated water» (class «contaminated water»). Due to massive growth of *Dreissena*, despite the increasing technogenic impact caused by the putting into operation of the second unit, some improvement in the environment quality to the categories of «clean – rather clean water» (class «clean water») happened on the main water area of cooling pond. The deterioration of the environment quality can be stated since 2008 to the present, although the value of the average index, as in 1999 correspond to category 3 with a tendency to move category 4.

Keywords: environmental quality, techno-ecosystem, cooling pond

УДК [581.526.3:621.311.25]

А.А. СИЛАЕВА, А.Л. САВИЦКИЙ

Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

ВЫСШИЕ ВОДНЫЕ РАСТЕНИЯ ТЕХНО-ЭКОСИСТЕМЫ ХМЕЛЬНИЦКОЙ АЭС

Проанализировано современное состояние группировок высших водных растений техно-экосистемы Хмельницкой АЭС. Определены видовой состав и биомасса доминирующих видов растений водоема-охладителя и участка фонового водного объекта – р. Гнилой Рог. Значительных изменений в видовом составе, пространственном распределении и количественном развитии за последние годы не обнаружено. Массовое развитие некоторых видов-вселенцев, наблюдаемое в охладителе, может вызывать биопомехи в работе АЭС.

Ключевые слова: высшие водные растения, гелофиты, гидрофиты, водоем-охладитель, техно-экосистема

Высшие водные растения (ВВР) являются важнейшим компонентом гидроэкосистем и выполняют ряд важных экологических функций. В значительной степени заросли высших водных растений защищают берега от эрозии и выветривания. Умеренное зарастание водоема ВВР (до 20% площади поверхности) благоприятно сказывается на развитии прибрежной флоры и фауны. С другой стороны, усиление процесса зарастания может приводить к эвтрофированию из-за разложения значительного количества растительной массы. Потери воды через транспирацию растений в 4-5 раз превосходят потери на испарение с аналогичной свободной поверхности, что может быть важным фактором для таких технических водоемов, как водоемы-охладители энергетических станций [5]. Процесс зарастания естественных водоемов может длиться достаточно долго, зарастание технических водоемов происходит намного быстрее [7].

В условиях эксплуатации технических водоемов развитие ВВР, с одной стороны, имеет положительный эффект, поскольку они играют роль «биофильтра», с другой – их чрезмерное развитие является причиной уменьшения полезной площади, увеличения потерь воды на испарение, т.е. ухудшения технических параметров водоема. Постоянно изменяющиеся условия в технических водоемах могут приводить к изменениям видового состава ВВР и их количественных показателей. Специфические условия в охладителях способствуют

инвазионному процессу [4]. Техногенное повышение температуры воды негативно влияет на погруженные растения, вызывает изменения их сезонного развития, но мало сказывается на воздушно-водных растениях. Эвтрофирование технических водоемов может приводить к усилению зарастания и, следовательно, к возникновению биопомех в их эксплуатации [2].

Многолетние комплексные исследования на водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС позволяют проследить изменения, происходящие в составе и распределении высших водных растений. Около 13% общей площади в западном, восточном и южном районах занимают мелководья [1]. Воздушно-водные растения распространяются до глубины 0,6–0,8 м. Погруженные растения занимают в среднем около 5% площади мелководий, они более развиты в западном и южном районах водоема [6].

Целью работы были исследования современного состояния высших водных растений водоема-охладителя АЭС и участка фонового водного объекта.

Материал и методы исследований

Высшие водные растения исследовали в раннеосенний период 2012-2013 г. на мелководьях западного, восточного и южного районов водоема-охладителя (ВО) Хмельницкой АЭС (ХАЭС). Определяли видовой состав, в каждом районе закладывали учетные площадки в наиболее типичных биотопах, где определяли проективное покрытие зарастаний, отбирали укосы для измерения сырой массы растений [3].

Результаты исследований и их обсуждение

По данным исследований 2012-2013 гг. в техно-экосистеме ХАЭС отмечено 19 видов ВВР, среди которых 5 гелофитов, 4 вида – с плавающими листьями и 10 – погруженные растения.

Основными видами гелофитов в водоеме-охладителе ХАЭС были тростник обыкновенный (*Phragmites australis* (Cav.) Trin Ex Steud), рогоз узколистный (*Typha angustifolia* L.), отмечены также рогоз широколистный (*Typha latifolia* L.), рогоз Лаксмана (*Typha laxmannii* Lepech.) и схеноплект (камыш озерный) *Scirpus lacustris* L.

Масса тростника в среднем по районам составляла 6,3 (2012 г.) и 8,4 кг/м^2 (2013 г.), а рогоза узколистного – соответственно 3,0 и 6,1 кг/м^2 (табл.). Значительное увеличение биомассы тростника в 2013 г. отмечено в восточном районе, а рогоза – в южном. В 2012 г. в южном районе отмечен рогоз широколистный в пятнах с биомассой 3,57 кг/м^2.

Таблица

Масса доминирующих видов ВВР (сырая масса, кг/м^2) водоема-охладителя Хмельницкой АЭС

Виды	2012 г.			2013 г.		
	Западный	Восточный	Южный	Западный	Восточный	Южный
Гелофиты						
Phragmites australis	4,42	5,70	8,70	4,72	11,87	8,50
Typha angustifolia	3,43	3,13	2,51	4,83	4,24	9,20
Typha latifolia	+	–	3,57	+	–	–
Typha laxmannii	–	7,56	–	–	2,27	–
Гидрофиты						
Najas marina	2,45	7,60	4,38	2,62	3,01	3,02
Potamogeton perfoliatus	1,38	+	2,20	–	–	–
Ceratophyllum demersum	0,11	–	–	4,75	2,38	2,46
Myriophyllum spicatum	0,13	0,19	0,96	0,57	1,97	–

Примечание. «+» вид присутствовал, биомассу не измеряли; «–» – вид отсутствовал

Рогоз Лаксмана впервые найден в водоеме-охладителе в 2010 г., его локализация ограничена прибрежьем и приурезным участком восточного района. Площадь зарастания растениями этого вида в 2013 г. несколько расширилась, а некоторое уменьшение биомассы, вероятно можно объяснить разрежением зарослей. Произрастание вида в этом регионе

представляет интерес, поскольку свидетельствует о значительном смещении ареала этого вида растения на северо-запад Украины, наблюдаемое в последние 10-12 лет [4].

На мелководьях восточного района был отмечен схеноплект, масса которого в пятнах составляла 0,85 кг/м^2 (2012 г.).

Во всех районах ВО погруженные растения были представлены зарослями наяды морской (*Najas marina* L.) (на приурезных участках) и рдестов – гребенчатого (*Potamogeton pectinatus* L.) и пронзеннолистного (*P. perfoliatus* L.), реже роголистника погруженного (*Ceratophyllum demersum* L.) и урути колосистой (*Myriophyllum spicatum* L.).

Наяда морская в водоеме-охладителе ХАЭС впервые была обнаружена в 2010 г., ее развитие было достаточно значительным, на мелководьях восточного района она встречалась в комплексе с урутью, в западном – с роголистником, в южном – с рдестом и роголистником (см. таблицу).

Используя морфометрические показатели ВО, долю площади, занятой погруженными растениями и средние размеры зоны распространения воздушно-водных растений [6], оценочно запас ВВР в водоеме-охладителе по данным 2012-2013 гг. составил: для воздушно-водных – более 600 т, для погруженных растений – около 200 т.

В охладитель впадает малая река Гнилой Рог (фоновый водный объект относительно техно-экосистемы), вода которой полностью аккумулируется в охладителе. Участок реки перед впадением в ВО расширяется благодаря подпору, образуется залив размером 400×700 м, с глубинами до 2,0 м. Видовой состав ВВР этого залива более богат, чем ВО. Вдоль берегов полосой вегетируют рогоз узколистый и тростник обыкновенный, встречается водокрас обыкновенный (*Hydrocharis morsus-ranae* L.). Отдельные куртины гелофитов заходят на середину водоема, до 30% акватории залива покрыты большими куртинами рогоза и камыша озерного. Единично встречается ежеголовник прямой (*Sparganium erectum* L.), частуха подорожниковая (*Alisma plantago-aquatica* L.), манник большой (*Glyceria maxima* (C. Hartm.) и стрелолист стрелолистный (*Sagittaria sagitifolia* L.). Из погруженных ВВР встречаются рдест пронзеннолистный и блестящий (*Potamogeton lucenc* L.) с биомассой до 7,03 кг/м^2, а ближе к берегам среди гелофитов отмечена ряска малая (*Lemna minor* L.)

Биомасса ВВР в куртинах была достаточно высокой: ежеголовника – 5,66 кг/м^2, водокраса – 9,43, манника – 1,72, стрелолиста 7,16, сусака (единично – 4,16 кг/м^2. Масса роголистника погруженного составляла 4,09–9,38 кг/м^2.

В 2012 г. в заливе р. Гнилой Рог была отмечена очень высокая биомасса наяды морской (11,91 кг/м^2), растения вегетировали во всей толще воды, общее проективное покрытие достигало 100%. В 2013 г. в связи с высоким уровнем воды здесь такого обилия этого растения не наблюдалось.

Выводы

По сравнению с данными предыдущих исследований видовой состав ВВР в основном не изменился. Отмечены колебания биомассы растений, в частности наяды морской и рогоза Лаксмана. Развитие наяды на сегодня представляет определенную техническую проблему для работы станции, поскольку растения в большом количестве скапливаются на вращающихся сетках насосных станций. Видовой состав ВВР в устье р. Гнилой Рог богаче, чем в ВО, а уровень развития растений достаточно высок, что связано с относительной мелководностью и невысокой проточностью.

1. *Дьяченко Т. Н.* Макрофиты водоема-охладителя Хмельницкой АЭС / Т. Н. Дьяченко // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 4. – С. 24–30.
2. *Кацман Е. А.* Развитие высшей водной растений в водоемах-охладителях АЭС : автореф. дис. на соискание уч. степени канд. биол. наук : специальность 03.00.18 – Гидробиология / Е. А. Кацман. – М., 2004. – 23 с.
3. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [за ред. В. Д. Романенка]. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
4. *Протасов А. А.* Первые находки некоторых видов макрофитов в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС / А. А. Протасов, Т. Н. Дьяченко, А. А. Силаева, Л. П. Ярмошенко // Гидробиол. журн. – 2011. – Т. 47, № 6. – С. 17–21.

5. *Садчиков А. П.* Экология прибрежно-водной растений / А. П. Садчиков, М. А. Кудряшов. – М.: НИА-Природа, 2004. – 220 с.
6. *Техно-экосистема* АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / [А. А. Протасов, В. П. Семенченко, А. А. Силаева и др.] ; под ред. А. А. Протасова. – К.: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. – 234 с.
7. *Флора* и растения водоемов бассейна Верхней Волги // Тр. Ин-та биол. внутренних вод. – 1979. – Вып. 42 (45). – 181 с.

А.А. Силаєва, О.Л. Савицький
Інститут гідробіології НАН України, Київ

ВИЩА ВОДНА РОСЛИННІСТЬ ТЕХНО-ЕКОСИСТЕМИ ХМЕЛЬНИЦЬКОЇ АЕС

Проаналізовано сучасний стан угруповань вищих водних рослин техно-екосистеми Хмельницької АЕС. Визначено видовий склад і масу домінуючих видів рослин водойми-охолоджувача і ділянки фонового водного об’єкту – р. Гнилий Ріг. Значних змін у видовому складі, просторовому розподілі і кількісному розвитку в порівнянні з минулими роками не відмічено. Масовий розвиток деяких видів-вселенців, що спостерігається в охолоджувачі, викликає біоперешкоди в роботі АЕС.

Ключові слова: вищі водні рослини, гелофіти, гідрофіти, водойма-охолоджувач, техно-екосистема

A.A. Sylaieva, A.L. Savitsky
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

VASCULAR AQUATIC PLANTS OF KHMELNITSKY NPP TECHNO-ECOSYSTEM

Actual state of the vascular aquatic plants of the Khmelnitsky NPP techno-ecosystem was analyzed. The species composition and mass of the dominants of vascular aquatic plants of the cooling pond and adjacent section of the river Gnyliy Rig was assessed. Considerable changes in species composition, spatial distribution and quantitative level were not found. Mass development of some invasive species, occurred in the cooling pond can be cause biological hindrances of the NPP operation.

Keywords: vascular aquatic plants, helophyte, hydrophyte, cooling pond, techno-ecosystem

УДК 574:591.526

И.А. СИНЕГУБ, А.С. БОНДАРЕНКО, С.А. КУДРЕНКО, А.А. РЫБАЛКО
Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ МАКРОЗООБЕНТОСА ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ ОДЕССКОГО МОРСКОГО РЕГИОНА (ЧЕРНОЕ МОРЕ)

Изучен макрозообентос прибрежной зоны Одесского морского региона на глубинах 2,0-11,6 м. С 2012 г. по 2014 г. его качественный состав существенно не изменился, но средние показатели численности и биомассы снизились в 1,8 и 1,7 раз соответственно. Приведены количественные показатели основных таксономических и трофических групп донной макрофауны в целом по району и в четырех биотопах – камней и скал, заиленной ракуши, песка, а также смешанных грунтов.

Ключевые слова: макрозообентос, прибрежная зона моря, численность, биомасса, биотопы.

Литература о донной макрофауне Одесского морского региона (ОМР), куда территориально входит Одесский залив, достаточно обширна [3-8 и др.], но большинство из этих работ основываются на материалах, собранных еще в прошлом веке. Цель работы – описать состав и

количественные характеристики макрозообентоса прибрежной зоны ОМР в современный период.

Материал и методы исследований

Материалом для работы послужили результаты обработки 119 проб, собранных в июле 2012 и 2014 гг. в районе биологической станции Одесского национального университета в диапазоне глубин 2,0–11,6 м. В данном районе присутствуют как твердые (камни и скалы), так и рыхлые (ракуша, песок) субстраты, степень заиления которых возрастает с увеличением глубины. Донные отложения распределены мозаично. Отбор проб производили на четырех разрезах. На двух разрезах, идущих от волнолома в сторону открытого моря, пробы собирали через каждые 20 м, а на разрезах, расположенных параллельно берегу, – через 30 м. Пробы макрозообентоса рамкой количественного учета (площадью 0,02 м^2) отбирал аквалангист Куракин А. П. Собранные пробы промывали через набор почвенных сит с минимальным размером ячеи 1,0 мм. Фиксацию и камеральную обработку материала проводили по стандартным методикам [1, 2]. Все группы макрозообентоса, за исключением турбеллярий, немертин, олигохет и хирономид, определены до вида. Для каждого таксона и отдельных групп рассчитаны средние арифметические показатели численности и биомассы, а также ошибки их значений.

Результаты исследований и их обсуждение

Всего зарегистрированы 85 таксонов макрозообентоса эвригалинного морского комплекса: червей – 27, моллюсков – 22, ракообразных – 31, представителей других групп – 5 (в 2012 г. – 70 таксонов, в 2014 г. – 73). Качественный состав фауны характеризуется постоянством, изменения между съемками произошли исключительно за счет таксонов с низкими количественными показателями. Коэффициент общности таксонов (по Жаккару – Алехину) между съемками составил 68,2%, в том числе для червей – 88,9%, моллюсков – 77,3%, ракообразных – 54,8%.

По частоте встречаемости (54,6–82,4%) в число основных вошли восемь видов – *Harmothoe imbricata* (L.), *Harmothoe reticulata* Claparede, *Bittium reticulatum* (Costa), *Mytilaster lineatus* (Gmelin), *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, *Balanus improvisus* Darwin, *Dexamine spinosa* (Montagu), *Microdeutopus gryllotalpa* A. Costa, составив в сумме 79,9 % численности и 92,9% биомассы.

По итогам обеих съемок средняя численность донной макрофауны составила 18058,8±2150,4 экз.·м$^{-2}$, биомасса – 6417,0±540,8 г·м$^{-2}$. В 2012 г. эти показатели составили 22529,7±3646,6 экз.·м$^{-2}$ и 7979,7±778,6 г·м$^{-2}$, в 2014 г. они были в 1,8 и 1,7 раз ниже (12856,4±1696,8 экз.·м$^{-2}$, 4598,7±667,8 г·м$^{-2}$ соответственно).

Наиболее массовыми были представители митилид *M. lineatus* (8261,3±1697,1 экз.·м$^{-2}$) и *M. galloprovincialis* (3454,6±393,3 экз.·м$^{-2}$), которые составили соответственно 45,7 и 19,1 % от средней численности бентоса. Мидия была представлена особями длиной до 80 мм, показатели ее средней численности в обе съемки мало отличались (табл. 1). По численности в популяции доминировали моллюски длиной менее 10 мм (43,0% в 2012 г., 67,7% в 2014 г.), мидии промыслового размера (≤ 50 мм) составляли соответственно 6,1 и 4,4 %.

Таблица 1

Размерный состав *Mytilus galloprovincialis* (экз.·м$^{-2}$) в районе биологической станции Одесского национального университета в июле 2012 г. и 2014 г.

Длина, мм	2012 г.	2014 г.
< 10	1631,3	2068,2
10–20	433,6	200,0
20–30	508,6	140,0
30–40	611,0	314,5
40–50	379,7	199,1
50–60	171,0	100,0
60–70	49,2	28,2
70–80	12,5	6,4
Всего	3796,9±553,5	3056,4±556,7

Наиболее весомый вклад в среднюю биомассу был у мидии (5771,0±545,1 г·м$^{-2}$ или 89,9 %). С 2012 г. по 2014 г. ее средняя биомасса уменьшилась в 1,8 раза (с 7322,2±791,4 до 3966,0±665,3 г·м$^{-2}$), что и обусловило снижение средней биомассы всего бентоса.

Среди основных таксономических групп по численности (72,9%) и биомассе (98,2%) преобладали моллюски (табл. 2), среди трофических – сестонофаги (соответственно 73,4 % и 98,3%) (табл. 3). Индекс однообразия пищевой структуры в 2012 г. составил 0,97, в 2014 г. – 0,95.

По количеству таксонов (76) лидировали гидробионты масильного комплекса, по численности (71,2%) и биомассе (92,9%) – сессильного.

Таблица 2

Количественные показатели основных таксономических групп макрозообентоса в районе биологической станции Одесского национального университета в период 2012–2014 гг.

Таксономическая группа	Количество таксонов	Численность, экз.·м$^{-2}$	Биомасса, экз.·м$^{-2}$
черви	27	2129,0±198,0	13,809±1,293
моллюски	22	13168,5±2043,0	6299,173±532,140
ракообразные	31	2760,1±303,0	95,466±16,596
прочие	5	1,3±0,7	8,574±3,551

Таблица 3

Количественные показатели основных трофических групп макрозообентоса в районе биологической станции Одесского национального университета в период 2012–2014 гг.

Трофическая группа	Количество таксонов	Численность, экз.·м$^{-2}$	Биомасса, экз.·м$^{-2}$
сестонофаги	16	13259,7±2002,8	6310,285±539,464
детритофаги	35	2705,5±215,3	17,151±1,991
хищники	18	459,2±37,1	75,665±32,473
фитофаги	8	990,8±156,1	6,627±1,114
растительно-детритоядные	7	643,3±75,0	7,292±1,046
полифаги	1	0,4±0,4	0,002±0,002

Количество таксонов эпифауны (43) и инфауны (42) было одинаковым, по численности (84,8%) и биомассе (94,2%) доминировала эпифауна.

В период исследования зарегистрированы семь видов-вселенцев: *Diadumene lineata* (Verill), *Polydora cornuta* Bosc, *Dipolydora quadrilobata* Jacobi, *Rapana venosa* (Valenciennes), *Anadara inaequivalvis* (Bruguiere), *Mya arenaria* L., *Balanus improvisus* Darwin. Их доля от общей численности и биомассы макрозообентоса составила 6,7 и 1,8 % соответственно.

Одним из важнейших факторов, формирующих состав и количественные показатели донной макрофауны северо-западной части Черного моря, является характер донных отложений. Выделены четыре типа биотопов: песка, скал и камней, заиленной ракуши и смешанных грунтов. Наибольшее количество таксонов (71) отмечено в биотопе заиленной ракуши, наиболее высокие показатели средней численности – в биотопах камней, скал (34263,0±7715,9 экз.·м$^{-2}$) и смешанных грунтов (33000,0±11360,5 экз.·м$^{-2}$), средней биомассы – в биотопе камней и скал (14067,5 ±1214,6 г·м$^{-2}$) (табл. 4).

Во всех биотопах среди основных таксономических групп по численности (63,0–81,9 %) и биомассе (97,2-99,0%) преобладали моллюски, среди трофических – сестонофаги (58,3–83,2% и 96,5-98,7% соответственно).

В трех биотопах – камней и скал, заиленной ракуши и смешанных грунтов – суммарная численность митилид составила 60,6–76,1%, по биомассе (93,1–96,7%) лидировала *M. galloprovincialis.* По численности и биомассе сессильные гидробионты эпифауны значительно преобладали над масильными организмами инфауны. В биотопе песка суммарная численность митилид составила 45,8% от средней. По биомассе доминировали

M. galloprovincialis (51,3%) и *Chamelea gallina* (L.) – 40,9%. В отличие от других биотопов средние показатели численности и биомассы беспозвоночных сессильного и масильного комплексов, эпифауны и инфауны данного биотопа были почти одинаковыми.

Таблица 4

Количественные показатели макрозообентоса разных биотопов в районе биологической станции Одесского национального университета в период 2012-2014 гг.

Биотоп	Количество таксонов	Численность, экз.·м$^{-2}$	Биомасса, экз.·м$^{-2}$
камни и скалы	57	34263,0±7715,9	14067,539±1214,556
заиленная ракуша	71	15483,3±1331,5	5867,979±583,723
песок	63	7572,4±2138,1	2431,245±528,608
смешанные грунты	54	33000,0±11360,5	6602,200±1613,289

В районе исследования выделены шесть биоценозов, руководящими видами были двустворчатые моллюски: *M. galloprovincialis* (на всех биотопах), в биотопе песка – *Ch. gallina* и *Cerastoderma glaucum* Poiret.

Выводы

В составе донной макрофауны прибрежной зоны Одесского морского региона зарегистрированы 85 таксонов эвригалинного морского комплекса. С 2012 г. по 2014 г. ее качественный состав существенно не изменился, но средние показатели численности и биомассы снизились в 1,8 и 1,7 раз. Наиболее многочисленными были представители митилид *Mytilaster lineatus* и *Mytilus galloprovincialis*, по биомассе доминировала мидия (89,9 %). Отмечены семь видов-вселенцев, их доля от общей численности и биомассы составила 6,7 и 1,8 %. Среди четырех выделенных биотопов наиболее высокими показателями численности характеризовались камни и скалы (34263,0±7715,9 экз.·м$^{-2}$) и смешанные грунты (33000,0±11360,5 экз.·м$^{-2}$), биомассы – камни и скалы (14067,5±1214,6 г·м$^{-2}$).

1. *Бубнова Н. П.* Методы изучения макрозообентоса / Н. П. Бубнова, Н. И. Холикова // Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений. – Л.: Гидрометеоиздат, 1980. – С. 21–38.
2. *Володкович Ю. Л.* Методы изучения морского бентоса / Ю. Л. Володкович // Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений. – Л.: Гидрометеоиздат, 1980. – С. 150–165.
3. *Грінбарт С. Б.* Матеріали до вивчення зообентосу Одеської затоки Чорного моря / С. Б. Грінбарт // Тр. Одеськ. ун-ту. – 1937. – Т. 2. – С. 41–47.
4. *Грінбарт С. Б.* Зообентос Одеської затоки / С. Б. Грінбарт // Пр. Одеськ. ун-ту. – 1949. – Т. 4. – С. 51–73.
5. *Загоровский Н.* Материалы к системе биоценозов Одесского залива / Н. Загоровский, Д. Рубинштейн // Зап. Импер. общ-ва сельск. хоз-ва Юж. России. – 1916. – Т. 86, № 1. – С. 203–241.
6. *Зайцев Ю. П.* Биологический контроль за состоянием экосистемы Одесского залива / [Ю. П. Зайцев, Б. Г. Александров, Л. В. Воробьева и др.] // Экологические проблемы Одесского региона и их решение : междунар. науч.-практ. конф. (14–15 дек. 1994 г.). – Одесса, 1995. – С. 103–107.
7. *Каминская Л. Д.* Донная фауна прибрежной зоны Одесского залива и прилежащих районов в условиях гидростроительства / Л. Д. Каминская, Р. П. Алексеев, Е. В. Иванова, И. А. Синегуб // Биология моря. – К., 1977. – Вып. 43. – С. 54–64.
8. *Синегуб И. А.* Состояние макрозообентоса Одесского региона Черного моря в период 1994–1999 гг. / И. А. Синегуб, А. А. Рыбалко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. “Гідроекологія”. – 2001. – № 3 (14). – С. 157–158.

І.О. Синьогуб, О.С. Бондаренко, С.А. Кудренко, О.А. Рибалко
Інститут морської біології НАН України, Одеса

СУЧАСНИЙ СТАН МАКРОЗООБЕНТОСУ ПРИБЕРЕЖНОЇ ЗОНИ ОДЕСЬКОГО МОРСЬКОГО РЕГІОНУ (ЧОРНЕ МОРЕ)

Вивчений макрозообентос прибережної зоні Одеського морського регіону на глибинах 2,0-11,6 м. З 2012 р. по 2014 р. його якісний склад суттєво не змінився, однак середні показники чисельності та біомаси знизилися в 1,8 та 1,7 рази відповідно. Наведені кількісні показники основних таксономічних і трофічних груп донної макрофауни в цілому по району та в чотирьох біотопах – каміння і скал, замуленої скойки, піску, а також змішаних ґрунтів.

Ключові слова: макрозообентос, прибережна зона моря, чисельність, біомаса, біотопи

I.A. Synyogub, A.S. Bondarenko, S.A. Kudrenko, A.A. Rybalko
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

THE MODERN STATE OF MACROZOOBENTHOS OF THE COASTAL ZONE OF ODESA MARINE REGION (THE BLACK SEA)

The macrozoobenthos of the coastal zone of Odesa marine region at depth of 2.0–11.6 m has been studied. During the period of 2012-2014 its qualitative composition has not significantly changed, but the average indexes of quantity and biomass have been reduced by 1.8 and 1.7 folds, respectively. The quantitative indexes of the main taxonomic and trophic groups of the bottom macrofauna in the region and in four biotopes (biotope of stones and rocks, silted shell, sand and mixed sediments) are presented.

Keywords: macrozoobenthos, coastal sea zone, quantity, biomass, biotopes

УДК 639.2/.3 (262.5.05) (262.4.07)

С.М. СНИГИРЕВ

Одесский национальный университет имени И.И. Мечникова, Региональный центр экологического мониторинга природной среды
ул. Маяковского, 7, Одесса, 65082, Украина

ДИНАМИКА УЛОВОВ ОСНОВНЫХ ПРОМЫСЛОВЫХ ВИДОВ РЫБ ДНЕСТРОВСКОГО ЛИМАНА 2009-2014 гг.

В работе приведены данные, характеризующие динамику вылова основных промысловых видов рыб Днестровского лимана в 2009-2014 гг. Всего охвачено промыслом 18 видов рыб из них доминируют лещ *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), карась серебряный *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), тарань *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), сазан (карп) *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, судак *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) и сельдь *Alosa maeotica* (Grimm, 1901) и *A. immaculata* Bennett, 1835. Представлена сезонная динамика уловов основных промысловых видов рыб Днестровского лимана в 2009-2014 гг.

Ключевые слова: промысловая ихтиофауна, динамика вылова, Днестровский лиман

Из 16-18 промысловых видов рыб Днестровского лимана, лещ *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), карась серебряный *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), тарань *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), сазан (карп) *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, судак *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) и сельдь *Alosa maeotica* (Grimm, 1901) и *A. immaculata* Bennett, 1835 имеют наиболее важное значение в промысле [1–5]. Ежегодно вылов этих видов составляет от 68,0 до 72,0 % от общей добычи всех видов рыб Днестровского лимана. Величина уловов в течение года подвержена значительным сезонным колебаниям.

Изучить динамику вылова основных промысловых видов рыб Днестровского лимана явилось целью данной работы.

Материал и методы исследований

Основу данной работы составляют материалы исследований, которые проводились в дельте Нижнего Днестра в рамках бюджетных НИР МОН Украины (2008-2014 гг.) при выполнении проектов FP7 PERSEUS и EMBLAS, а также данные промысловой статистики управления «ЗахЧоррыбоохорона» [1] и данные промысловых уловов частного предприятия «Калкан» в 2009-2014 гг. [1]. Сбор материала проводили по стандартным ихтиологическим методам. Для лова рыбы использовали жаберные ставные сети (ячея 30-70 мм), частиковые вентеря (ячея 30–40 мм) и обкидной невод (ячея 30–40 мм).

Результаты исследований и их обсуждение

Согласно результатам исследования и данным промысловой статистики в уловах 2009-2014 гг. было отмечено 18 промысловых видов рыб [1, 3–5]. Основу промысловых уловов, как и ранее, составляют лещ (26,9–31,4% от среднегодовой величины общего вылова) и карась серебряный (23,7–39,9%). Доля других видов рыб в промысловых уловах менее значительна (таблица) [3-5].

По данным 2009-2014 гг. основу промысла в Днестровском лимане составляли особи леща и карася в возрасте 3+ и, в меньшей степени, 4+. Карп в уловах был представлен в основном особями в возрасте 2+ и 3+. Более половины выловленных особей судака и тарани объединяла возрастная группа 2+ и 4+, соответственно. Принято считать, что динамика возрастного состава в первую очередь связана с напряжением промысла, усиление которого приводит к уменьшению в уловах особей старших возрастных групп [4].

Таблица

Вылов основных промысловых видов рыб (т) в Днестровском лимане в 2009-2014 гг

Виды рыб	Год исследований					
	2009	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**
A. brama	169,4	96,4	137,6	145,8	153	115,7
Alosa sp.	30,3	34,2	21	6,8	31,8	3,3
C. carpio	10,4	9	15,2	15,9	22,4	19,0
C. gibelio	110,6	67,8	104,7	126,7	264,7	324,6
R. rutilus	28,3	20,3	24,5	28,9	22,4	26,2
S. lucioperca	26,5	18,4	21,4	22,3	14,5	14,3

Примечание: данные промысловой статистики

Анализ динамики вылова рыбы в период 2009-2014 гг. показал, что максимальный улов сельди в Днестровском лимане происходит в апреле (рис.). В этот период особи сельди массово мигрируют на нерестовые участки из моря в р. Днестр через Царьградское гирло Днестровского лимана и успешно облавливаются рыбаками [2]. Общий вылов сельди в 2014 г. был минимальным и составил всего 3,3 т (табл.), что, наиболее вероятно, обусловлено низким стоком р. Днестр в весенний период прошлого года. Наибольшие уловы тарани, леща, карпа и судака в течение календарного года отмечены в сентябре и начале октября (рисунок). Особи этих видов рыб в больших количествах скапливаются и мигрируют с мест нагула из Днестровского лимана на более глубоководные участки в р. Днестр на места зимовки. Также значителен вылов этих рыб в марте-апреле в период преднерестового хода, когда рыба скатывается из реки на мелководные хорошо прогретые участки дельты. Максимальные уловы карася серебряного в лимане отмечены поздней осенью и зимой. По-видимому, в настоящее время только карась образует плотные скопления в лимане в холодный период года. Согласно устным сообщениям рыбаков ЧП «Калкан» ранее в южной части лимана и, особенно, в Карагольском заливе в ноябре-декабре в больших количествах вылавливался и карп.

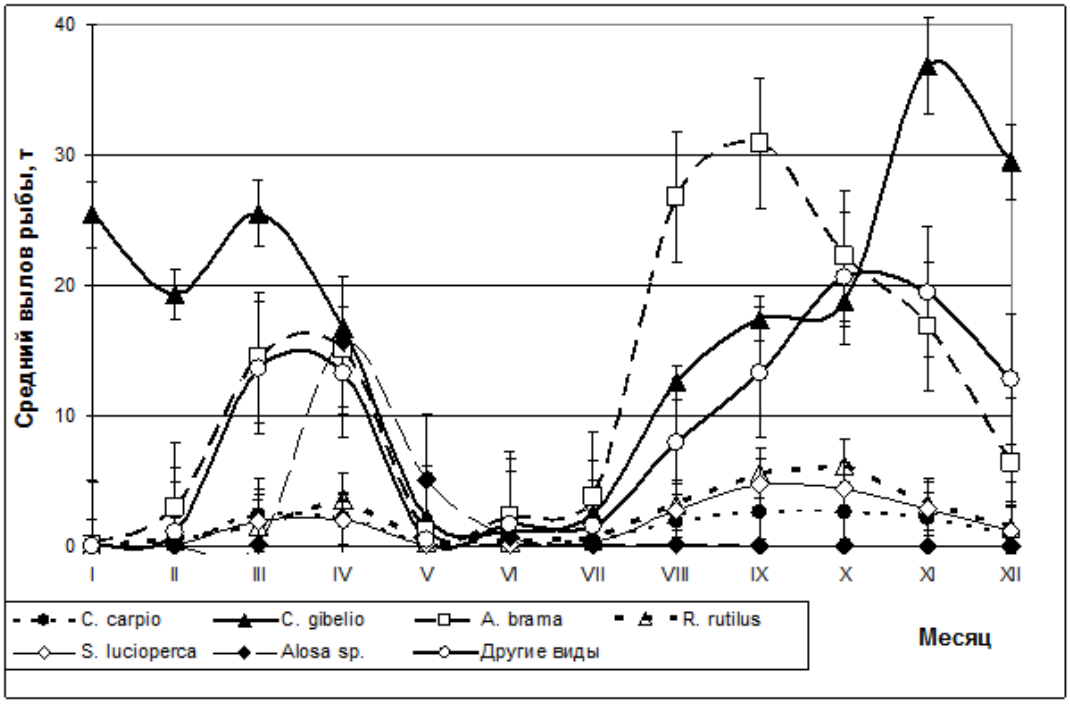


Рис. Средние показатели вылова рыбы по месяцам в Днестровском лимане в 2009-2014 гг.

Вылов рыбы с мая по июль в Днестровском лимане незначителен, что обусловлено запретом на проведение промысла рыбы. Однако согласно результатам научно-исследовательских ловов следует отметить, что в этот период в лимане в промысловых уловах доминирует лещ (улов на промысловое усилие достигает от 118,7 до 157,7 кг/сутки на одну сеть длиной 750 м).

Выводы

Таким образом, основу промысловых уловов в Днестровском лимане составляют лещ и карась серебряный. Наибольшие уловы карася серебряного отмечены в холодное время года в ноябре-декабре, максимальный вылов леща приходится на сентябрь.

Автор выражает признательность Чернозубу Виктору Васильевичу – руководителю частного предприятия «Калкан» и всем рыбакам предприятия за помощь в проведении научно-исследовательских работ, сборе ихтиологического материала, а также за устные сообщения о состоянии ихтиофауны Днестровского лимана.

1. *Отчет* НИР «Оценить состояние промысловых объектов во внутренних водоёмах Северо-западного Причерноморья и на прилежащем шельфе Чёрного моря, изучить динамику их численности для определения возможных лимитов изъятия и регулирования рыболовства, разработать долгосрочные прогнозы промысловой обстановки». Рукопись ГП «ОдЦ ЮгНИРО» / Под ред. С. Г. Бушуева. – Одесса, 2013. – 105 с.
2. *Старушенко Л. И.* Причерноморские лиманы одесщины и их рыбохозяйственное использование / Л. И. Старушенко, С. Г. Бушуев. – Одесса: Астропринт, 2001. – 151 с.
3. *Снигирев С. М.* Ихтиофауна бассейна Нижнего Днестра / С. М. Снигирев // Известия музейного фонда им. А. А. Браунера ОНУ им. И.И. Мечникова, 2013. – Т. IX, № 3. – С. 1– 32
4. *Снигирев С. М.* Современное состояние промысловой ихтиофауны Днестровского лимана / С. М. Снигирев // Мат. Всеукраїнської наук.-практ. конф. «Лимани північно-західного Причорномор'я: сучасний гідро екологічний стан; проблеми водного та екологічного менеджменту, рекомендації щодо їх вирішення» (1-3 жовтня 2014 р., Одеса). – Одеса: ТЕС, 2014. – С. 96– 98.
5. *Snigirov S.M.* Biodiversity of ichthyofauna in Dnister Delta / S.M. Snigirov // Romanian J. Geography. – 2014. – Vol. 58, № 2. – P. 189–200.

С.М. Снігірьов
Одеський національний університет ім. І.І. Мечникова, Україна

ДИНАМІКА УЛОВІВ ОСНОВНИХ ПРОМИСЛОВИХ ВИДІВ РИБ ДНІСТРОВСЬКОГО ЛИМАНУ У 2009-2014 рр.

У роботі наведено дані, що характеризують динаміку вилову основних промислових видів риб Дністровського лиману в 2009-2014 рр. Всього охоплено промислом 18 видів риб з них домінують лящ *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), карась срібний *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), тараня *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), сазан (короп) *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, судак *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) та оселедець *Alosa maeotica* (Grimm, 1901) і *A. immaculata* Bennett, 1835. Представлена сезонна динаміка уловів основних промислових видів риб Дністровського лиману в 2009-2014 рр.

Ключові слова: промислова іхтіофауна, динаміка вилову, Дністровський лиман

S.M. Snigirov
I. I. Mechnykov Odesa National University, Ukraine

DYNAMICS OF CATCHES OF THE MAIN COMMERCIAL FISH SPECIES IN DNIESTROVSKIY ESTUARY IN 2009-2014.

The data characterizing the dynamics of catches of the main commercial fish species in the Dniestrovskiy Estuary in the period 2009-2014 are presents. Altogether 18 commercial fish species were found. In commercial catches dominated *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) and *Alosa maeotica* (Grimm, 1901) and *A. immaculata* Bennett, 1835. Seasonal dynamics of catches of major commercial fish species in the Dniestrovskiy Estuary in 2009-2014 has been presented.

Keywords: commercial fish, dynamics of commercial catches, Dniestrovskiy Estuary

УДК 582.276:574.587(262.5.05)

А.А. СНИГИРЕВА

Одесский национальный университет им. И.И. Мечникова
Шампанский пер., 2, Одесса, 65058, Украина

МИКРОВОДОРОСЛИ ПСАММОНА ОДЕССКОГО ЗАЛИВА (ЧЕРНОЕ МОРЕ)

В работе дана флористическая характеристика фитопсаммона супралиторали Одесского залива. Из 76 обнаруженных таксонов автотрофов впервые для района исследований указываются 2 вида эвгленовых водорослей (*Dinema validum* Larsen et Patterson и *Heteronema larseni* Lee et Patterson). Наибольшим видовым разнообразием отличается отдел Bacillariophyta (55 таксонов). Фитопсаммон трех изученных местообитаний (зона заплеска, временные водоемы и близ выхода дренажных вод) сходен на 60-80 %. Указываются виды-индикаторы дренажных вод, обогащенных биогенными веществами. В сезонной динамике фитопсаммона наблюдается весенний и осенний пики численности диатомовых и жгутиковых водорослей.

Ключевые слова: эпипсаммон, эпипелон, микроводоросли, супралитораль, индикаторы, Черное море

Супралитораль представляет собой важнейшую составляющую прибрежной зоны моря. Ее ширина варьирует от 1-15 м и выше и определяется уровнем волнения моря и степенью увлажненности [1]. Песчаная супралитораль является контурным биотопом (псаммоконтуром), в котором наблюдается высокая численность и разнообразие авто- и гетеротрофов, способных существовать в межпесчиночном пространстве или на поверхности песчинок. Такое явление

обусловлено набором специфических факторов среды, характерных для песчаной супралиторали и обусловливающих наличие определенных приспособлений у гидробионтов [6]. Особенности функционирования псаммоконтура определяет его роль во всей прибрежной экосистеме моря. Гидробионты супралиторали первыми ощущают антропогенное влияние и формируют определенную реакцию на изменяющиеся условия среды, что выражается в реструктуризации сообществ, изменении таксономического состава и продукции. Псаммоконтур является природным фильтром, за счет деятельности бактерий и микроводорослей, которые обеспечивают процессы самоочищения прибрежной зоны моря [4]. Изучение процессов передачи вещества и энергии по пищевой цепи – продуценты (микроводоросли), консументы (животные), редуценты (бактерии) – в условиях изменяющихся факторов среды с целью моделирования функционирования экосистемы псаммоконтура является перспективным направлением в гидробиологии. Цель данной работы – изучить особенности функционирования сообщества фитопсаммона Одесского залива Черного моря.

Материал и методы исследований

Основой для данной работы послужили материалы, собранные в супралиторали Одесского залива в период 2006-2008, 2011-2012 гг. Пробы фитопсаммона собирали на пяти станциях в Одесском заливе в трех местообитаниях: зона заплеска (ЗЗ), временные водоемы (ВВ), возле выхода дренажных вод (ДВ). Количественные пробы собирали трубкой площадью сечения 5,3 $см^2$ на расстоянии 0-5 м от уреза воды в трех повторностях. Микроводоросли изучали в поверхностном 2-см слое песка. Для фиксации проб фитопсаммона использовали 4-х %-ый формалин. Номенклатура водорослей приведена по [2, 5]. Изменения факторов среды по данным 2006 (осень) – 2007 (лето) гг. показаны в таблице. Для сравнения качественного состава фитопсаммона трех местообитаний рассчитывался индекс Съёрренсена ($I_{S,\%}$), с учетом количественного развития отдельных групп микроводорослей – индекс сходства Брей-Куртиса (I_{BC}, %).

Таблица

Факторы среды на супралиторали Одесского залива

Факторы среды	Лето	Осень	Соотношение
Соленость, ‰	11,1	8,1	1,4
Температура, °С	20,3	8,6	2,4
Ортофосфат, мгР/$дм^3$	0,6	0,1	5,7
Аммонийный азот, мгN/$дм^3$	0,2	0,1	2,3
Минеральный азот, мгN/$дм^3$	43,5	2,0	21,4
Оксид кремния, мгSi/$дм^3$	16,4	2,7	6,2

Результаты исследований и их обсуждение

В результате исследований в фитопсаммоне Одесского залива обнаружено 76 видов (включая внутривидовые таксоны) микроводорослей, относящиеся к Bacillariophyta (55), Cyanoprokaryota (9), Euglenophyta (4), Dinophyta (3), Chlorophyta (3) и Cryptophyta (2). Среди микроводорослей сообщества фитопсаммона 70 % относятся к видам, обитающим на мягких субстратах: 30% эпипсаммитных видов, ведущих прикрепленный к песчинкам образ жизни и 40% эпипеллитных, сводобно передгивающихся видов. Остальные относятся к перифитонным (20%) и планктонным видам (10%). Обнаружено 2 новых для северо-западной части Черного моря видов эвгленовых водорослей (*Dinema validum* Larsen et Patterson и *Heteronema larseni* Lee et Patterson). Эколого-биологическая характеристика видов приведена в предыдущей публикации [3].

На всех изученных станциях обнаружены эпипсаммитные виды: *Attheya decora* T.West (1-139 тыс. кл./$см^2$), *Halamphora coffeaeformis* (C.Agardh.) Levkov (1-114 тыс. кл./$см^2$), *Planothidium delicatulum* (Kütz.) Round et Bukht. (5 -51 тыс. кл./$см^2$), *Nitszchia hybrida* Grunow in Cleve et Grunow (1-45 тыс. кл./$см^2$), *Navicula pontica* (Mereschk.) A.Witkowski, Kulikovskiy, Nevrova et Lange-Bert. (1-440 тыс. кл./$см^2$) и эпипеллитные: *Cylindrotheca closterium* (3-214 тыс. кл./$см^2$), *Entomoneis paludosa* (W. Sm.) Reimer (1-224 тыс. кл./$см^2$), *Pleurosigma elongatum* (W.

Sm.) van Heurk, (C.Agardh) D.M.Williams et Round (2-84 тыс. кл./см^2), *Plagiotropis lepidoptera* (W.Greg.) Kuntze (11-19 тыс. кл./см^2).

Численность микроводорослей фитопсаммона в изученных местообитаниях была неоднородной. В зоне заплеска доминировали цианопрокариоты и криптофитовые, во временных водоемах – диатомовые и динофитовые, а в районе выхода дренажных вод – диатомовые, зеленые водоросли и цианопрокариоты (рис.). Однако по видовому богатству на большинстве станций преобладали диатомовые водоросли. На основании индексов I_S и I_{BC} все три местообитания по числу видов были сходны на 60 и 80 %, соответственно.

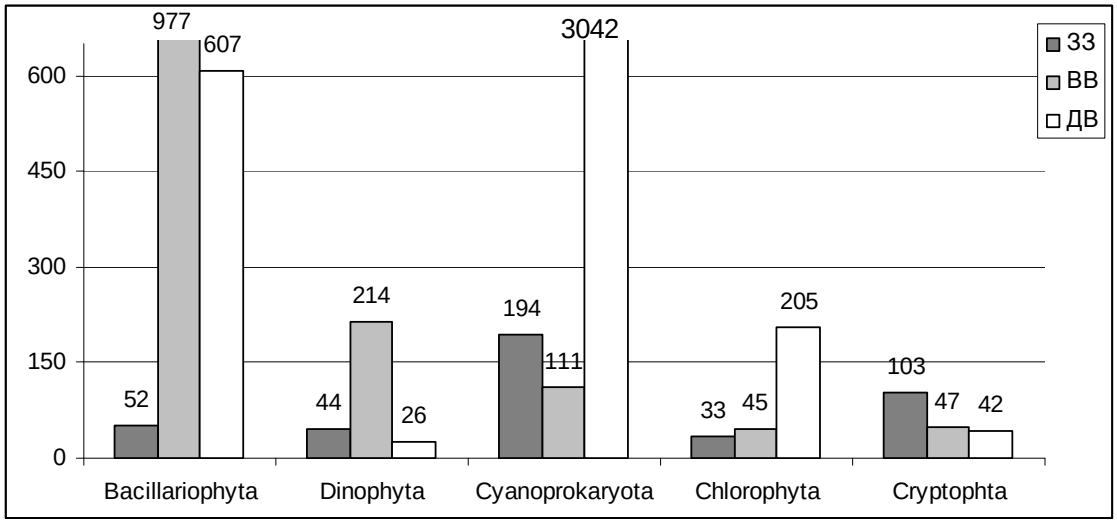


Рис. Численность (тыс. кл./см^2) ведущих отделов фитопсаммона Одесского залива

Наибольшей численности в зоне заплеска достигали мелкие виды (до 20 мкм) рода *Navicula*, а также планктонные виды *Skeletonema costatum* (Grev.) Cleve), *Merismopedia punctata* Meyen.

Основу доминирующего комплекса видов, развивающихся в фитопсаммоне близ дренажных вод, составляли диатомовые водоросли *Achnanthes brevipes* C. Agardh, *Diatoma tenue* C.Agardh, *D. vulgaris* Bory, *Rhoicosphenia abbreviata* (C. Agardh) Lange-Bert.), цианопрокариота *Aphanocapsa litoralis* (Hansg.) Komárek et Anagn. и зеленая водоросль *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew. Перечисленные виды могут рассматриваться в качестве индикаторов высокого содержания минерального азота и оксида кремния, которое наблюдается в дренажных водах (таблица). Большинство указанных видов являются β-мезосапробами.

Кроме того, выделяется комплекс видов, не обитающих в районе выхода дренажных вод: 7 видов диатомовых водорослей (*Caloneis amphisbaena* (Bory) Cleve, *Cocconeis scutellum* Ehrenb., *Diploneis subadvena* Hust., *Entomoneis paludosa* (W. Sm.) Reimer, *Navicula cancellata* Donkin, *Petroneis humerosa* (Brèb. ex W.Sm.) Stickle et D.G.Mann, *Skeletonema costatum* и 1 вид цианопрокариот (*Oscillatoria margaritifera* Kütz. ex Gomont). Из них 2 вида являются олигосапробами, т.е. обитателями чистых вод, а для *D. subadvena, N. cancellata, P. humerosa, O. margaritifera* отношение к сапробности в литературе не указывается [3]. В связи с этим можно предположить, что данные виды являются индикаторами вод с низким органическим загрязнением.

Во временных водоемах наблюдалось цветение песка, за счет массового развития *N. salinarum* Grunow (8 млн. кл./см^2), *N. ramosissima* (C. Agardh) Cleve (2 млн. кл./см^2), *Amphidinium* sp. (690 тыс. кл./см^2).

В ходе сезонной динамики развития фитопсаммона отмечалось два пика – весенний и осенний. Наиболее ярко это выражено у диатомовых водорослей, которые доминировали в ноябре и марте. Развитие жгутиковых водорослей (динофитовых, эвгленовых, криптофитовых) в период август-декабрь было практически равномерным, а весной пик численности наблюдался в апреле.

Выводы

Таким образом, сообщество фитопсаммона трех местообитаний побережья Одесского залива отличаются на 20-40 %. Индикаторами высокого содержания биогенных элементов являются виды *Achnanthes brevipes*, *Diatoma tenue*, *D. vulgaris*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Aphanocapsa litoralis* и *Desmodesmus communis*. В качестве олигосапробов, развивающихся в зоне заплеска, рассматриваются виды *Diploneis subadvena, Navicula cancellata, Petroneis humerosa, Oscillatoria margaritifera.*

1. *Дедю И. И.* Экологический энциклопедический словарь / И. И. Дедю. – Кишинев: Гл. ред. Молд. сов. энцикл., 1990. – 406 с.
2. *Разнообразие* водорослей Украины / [под ред. С. П. Вассера, П. М. Царенко] // Альгология. – 2000. – Т. 10, № 4. – 309 с.
3. *Снигирева А. А.* Эколого-биологическая характеристика псаммофильных микроводорослей Одесского залива // Вестник Одесского национального университета. Сер. Биология. – 2015. – № 1. (*в печати*).
4. *Францев А. В.* Исследование роли донных и прибрежных песков в самоочищении воды на лабораторных моделях / А. В. Францев, С. И. Лебедева // Учинское и Можайское водохранилища. – М. : МГУ. – 1963. – С. 27–38.
5. *Algae* of Ukraine: Diversity, Nomenclature, Taxonomy, Ecology and Geography [Eds.: Tsarenko, Wasser & Eviatar Nevo]. – Vol. 2. Bacillariophyta. – Gartner Verlag, 2009. – 413 p.
6. *Zaitsev Yu.* A key role of sandy beaches in the marine environment / Yu. Zaitsev // J. Black Sea/Mediterranean Environment. – 2012a. – Vol. 18, № 2. – P. 114–127.

А.О. Снігірьова
Одеський національний університет імені І. І. Мечникова, Україна

МІКРОВОДОРОСТІ ПСАМОНУ ОДЕСЬКОЇ ЗАТОКИ (ЧОРНЕ МОРЕ)

В роботі дана флористична характеристика фітопсамону супраліторалі Одеської затоки. З 76 виявлених таксонів автотрофів вперше для району досліджень вказуються 2 види евгленових водоростей (*Dinema validum* Larsen et Patterson та *Heteronema larseni* Lee et Patterson). Найбільшим видовим різноманіттям відзначається відділ Bacillariophyta (55 таксонів). Фітопсамон трьох вивчених біотопів (зона заплеску, тимчасові водойми і поблизу виходу дренажних вод) подібний на 60-80%. Вказуються види-індикатори дренажних вод, збагачених біогенними речовинами. У сезонній динаміці фітопсамону спостерігається весняний та осінній піки чисельності діатомових та джгутикових водоростей.

Ключові слова: епіпсамон, епіпелон, мікроводорості, супраліторaль, індикатори, Чорне море

A.A. Snigirova
I.I.Mechnykov Odesa National University, Ukraine

MICROALGAE OF PSAMMON IN THE GULF OF ODESA (BLACK SEA)

In this paper the floristic characteristic of phytopsammon of the supralittoral of the Odess Gulf is proposed. Within the 76 identified taxa of autotrophs 2 species of Euglenophyta (*Dinema validum* Larsen et Patterson and *Heteronema larseni* Lee et Patterson) is indicated for the first time in the investigated region. The highest diversity of species is specified for Bacillariophyta (55 taxa). The phytopsammon community in three studied habitats (splash zone, temporary water-bodies and near drainage waters) is similar up to 60-80%. The indicators of drainage waters, which are enriched with nutrients, were specified. In the seasonal dynamics of phytopsammon the spring and autumn outbreaks are observed for diatom and flagellate algae.

Keywords: epipsammon, epipelon, microalgae, supralittoral, indicators, Black Sea

УДК 574.38

М. О. СОН

Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

МЕСТООБИТАНИЯ СУПРАЛИТОРАЛИ СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

Показано, что региональные условия местообитаний в зоне супралиторали северо-западной части Черного моря недостаточно учтены в международной системе классификаци местообитаний EUNIS. Выделены специфические черноморские местообитания фитогенных берегов, скоплений гравия, штормовых выбросов, скоплений крупных обломков ракушечника, скал, глинистых берегов и др., которые нуждаются в кодификации, необходимой для их охвата системами экологического мониторинга и менеджмента.

Ключевые слова: местообитания, супралитораль, Черное море, берега

Необходимым звеном в полевом изучении, анализе и картировании сообществ является классификация их местообитаний.

Наиболее разработанной классификацией местообитаний является разработанный Европейским агентством по окружающей среде продукт “European Habitat Classification Framework” – элемент информационной системы European Nature Information System (EUNIS) [1]. Классификация местообитаний EUNIS выделяет ряд широких категорий (A “Marine habitats”, B “Coastal habitats”, C “Inland surface waters” и др.), которые делятся на множество кодов, организованных в виде многоступенчатой пирамидальной иерархии.

Классификация EUNIS частично вобрала в себя предшествующие ей классификации CORINE и Palaearctic Habitat Classification, а также ряд региональных морских классификаций – атлантических местообитаний OSPAR, британскую BioMar и т. д. В результате, уровень разработанности и детализации крайне различен как для разных регионов, так и для разных сред обитания. Если говорить о морских и прибрежных местообитаниях, то их классификация адаптирована к условиям неприливных морей и включает большое количество черноморских и черноморско-средиземноморских типов местообитаний. Вместе с тем, существует проблема надостаточной охваченности местообитаний зоны супралиторали.

Материал и методы исследований

Анализ соответствия местообитаний выделенным кодам выполнен на основе данных полевых исследований местообитаний супралиторали, проведенных на протяжении 2001-2014 гг. в северо-западной части Черного моря (СЗЧМ) (рис. 1). Местообитания сравнивались с эталонными описаниями кодов системы EUNIS.

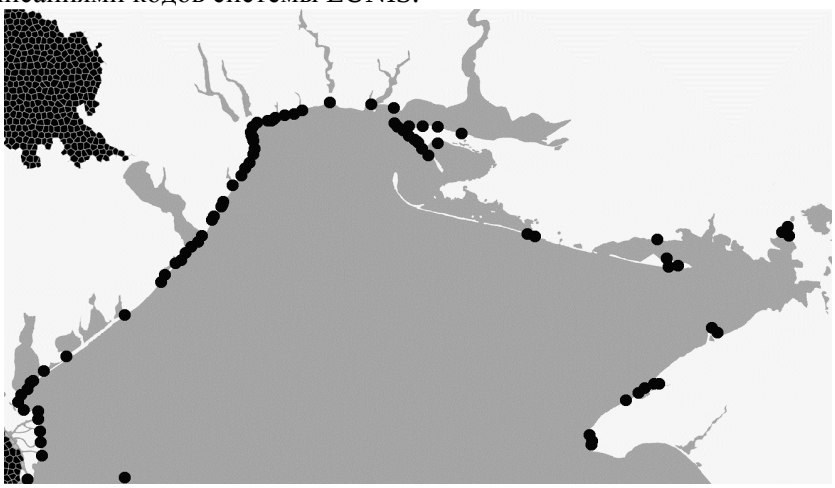


Рис. 1. Район исследований местообитаний супралиторали СЗЧМ

Результаты исследований и их обсуждение

Аккумулятивные песчаные берега с двусклонными пляжами. На типичных для СЗЧМ аккумулятивных песчаных берегах с двусклонными пляжами наблюдается четкое разделение наземных и морских местообитаний, разделенных полосой почти не заселяемого биотой обнаженного высушенного песка (B1.24 “Sandy beach ridges with no or low vegetation”), отделяющей местообитания уреза воды от дюн. Внутри нее могут располагаться скопления высохших пленок выносов (B1.222 “Facies of quickly-drying wracks”), либо влажные понижения (B1.221 “Facies of depressions with residual humidity”).

Между сухим песком и морем располагается зона с сообществами Talitridae – A2.211 “Talitrids on the upper shore and strandline”. Штормовые выносы без доминирования талитрид кодируются как B2.14. “Biocenosis of slowly drying wracks”.

Различного рода соленые марши, заболоченные участки с тростниковыми зарослями и другие соленые и солоноватые малые водоемы берега рассматриваются как эксклавы моря и входят в предельно детализированный код A2.5 “Coastal saltmarshes and saline reedbeds”.

Обрывистые глинистые берега с прислоненными песчаными пляжами и россыпями камней. Местообитания такого характерного для СЗЧМ типа побережья, не вполне отражаются классификацией EUNIS, в которой жестко разделяются местообитания плотных компактных субстратов – код A1. "Littoral rock and other hard substrata” с мягкими или сыпучими субстратами – A2. ”Littoral sediment”. В СЗЧМ твердые субстраты представлены полным градиентом размеров обломков понтического ракушечника. При этом, в супралиторали разницы между местообитаниями крупной гальки и мелких булыжников, по сути дела, нет. Визуально неразделимые на фракции россыпи камней должны рассматриваться как дискретные местообитания, а учитывая отнесение булыжников и гравия к разным кодам – как комплекс местообитаний X31 (смесь мобильных и неподвижных субстратов в верхней части прибойной зоны).

Вместе с тем, несмотря на то, что в иерархии EUNIS код A2.211 “Talitrids on the upper shore and strandline” должен был бы относиться к песчаным берегам с сообществами талитрид-биотурбаторов (в условиях СЗЧМ представлены видом *Talorchestia deshayesii* (Audouin, 1826) [2]), в связи с широким распространением сообществ Talitridae, этот код включает также скопления штормовых наносов на урезе воды с доминированием талитрид *Orchestia* spp. на галечных, гравийных и других каменистых морских берегах и другие местообитания с фациями Talitridae.

Таким образом, полоса песка с фацией *T. deshaesii* и зоны россыпей камней с *Orchestia* sp. при выделении местообитаний будут довольно искусственно объединяться в код A2.211. Обычно на прислоненных пляжах с присутствием россыпей камней СЗЧМ талитридные фации занимают практически всю супралиторальную зону и в таком случае мозаика песчаных и каменистых местообитаний в супралиторали будет обозначаться кодом A2.111 (т. е. рассматриваться как непрерывное местообитание), однако в ряде случаев (например, на многих участках Каркинитского залива) могут формироваться местообитания с россыпями камней, но без сообществ с доминированием талитрид.

В СЗЧМ также имеются районы, где каменистые субстраты на прислоненных пляжах практически отсутствуют (например, между Ильичевском и дельтой Дуная). Их специфика в том, что даже вдоль уреза воды может наблюдаться одновременно отсутствие штормовых выносов и расположение препятствующего развитию фации биотурбаторов узкого пояса мелкого гравия, сцементированного с песком и глиной. Данное местообитание, в котором могут развиваться олигохеты и различные виды насекомых (или, напротив, практически отсутствовать макрофауна) не охватывается классификацией EUNIS.

Гравийные берега. Нам в СЗЧМ из гравийных берегов встречались лишь берега, сложенные из ракуши (Бакальская коса). Битая ракуша как тип гравийной фракции в описаниях литоральных местообитаний группы «грубых» субстратов отсутствует. Лишенная выносов «безжизненная» супралитораль, сформированная ракушей может быть отнесена к коду A2.13 “Mediterranean communities of mediolittoral coarse detritic bottoms”, но не к ее уже выделенным вариациям.

Фитогенные берега. Специфика характерных для Средиземного и Черного морей фитогенных берегов, естественно, отсутствует в океанических классификациях местообитаний. Существующие коды B1.224 “Facies of phanerogams which have been washed ashore (upper part)” (выносы морских трав), также как и B1.222 “Facies of quickly-drying wracks” (высохшие пленки водорослевых выносов) не охватывают разнообразие черноморских местообитаний. Оба кода описывают местообитания песчаных пляжей и входят в код B1.22 “Biocenosis of supralittoral sands”. Вместе с тем, в СЗЧМ фитогенные берега гораздо чаще развиваются на глинистом или ракушечном основании, и их условия совершенно не отвечают описаниям данных кодов. При этом, условия обитания фитогенных берегов крайне схожи, что делает нелогичным параллельное выделение соответствующих кодов в B1, B2 и B3. Единственным выходом, по нашему мнению является выделение отдельного кода B4 (с внутренней детализацией) для фитогенных берегов.

Помимо фитогенных берегов, не охвачены кодификацией Eunis супралиторальные местообитания, связанные с растительностью наземного и пресноводного происхождения, широко представленными в СЗЧМ – контактирующие с морем заросли и завалы тростника, характерные для взморья Дуная и закрытые от волнения участки заливов, а также выносы, сформированные остатками тростника, пресноводных цветковых растений и папоротника *Salvinia natans*.

Морские скалы. Выделенное для Черного моря супралиторальное местообитание A1.161 “Pontic upper shore with [Chthamalus], [Ligia], [Melaraphe], [Rivularia] (cyanophites)” в СЗЧМ нами отмечено только для полуострова Тарханкут. Выше него может располагаться зона, в которую проникают морские водоросли и лишайники (B3.11 “Lichens or small green algae on supralittoral and littoral fringe rock”). В Одесском регионе A1.161 соответствует нуждающееся в кодификации местообитание с супралиторальными Chironomidae.

Илистые и глинистые берега. Литоральные и частично супралиторальные местообитания, связанные с илами и мягкими глинами относятся к коду A2. ”Littoral sediment” и теоретически входят в A2.3 “Littoral mud” и A2.4 “Littoral mixed sediments”, но региональные черноморские местообитания в этих кодах не выделены.

Выводы

Ряд местообитаний каменистых и скалистых берегов СЗЧМ не охвачен международной классификацией EUNIS.

Существующие коды местообитаний, связанных с штормовыми выбросами не охватывают разнообразие черноморских фитогенных берегов.

Необходимо выделение отдельного кода B4 для фитогенных берегов, сформированных многолетними отложениями растительных остатков.

1. *EUNIS habitat classification* [Електронний ресурс]. – Режим доступу : URL : http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp.
2. *Сон М. О. Talorchestia deshayesii* (Audouin, 1826) – перспективный биоиндикатор в оценке качества морской среды прибрежных экосистем Черного моря / М. О. Сон, А. В. Кошелев // Вода: гигиена и экология. – 2013. – Т. 1, № 2. – С. 91–96.

М.О. Сон
Інститут морської біології НАН України, Одеса

ОСЕЛИЩА СУПРАЛІТОРАЛІ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

Показано, що регіональні умови оселищ в зоні супраліторалі північно-західної частини Чорного моря недостатньо враховані у міжнародній системі класифікації оселищ EUNIS. Виділені специфічні чорноморські оселища фітогенних берегів, скупчень гравію, штормових викидів, скупчень великих уламків черепашника, скель, глинистих берегів та ін. які потребують кодифікації, що необхідне для їх охоплення системами екологічного моніторингу та менеджменту.

Ключові слова: оселища, супраліторaль, Чорне море, берега

M.O. Son
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

SUPRALITTORAL HABITATS OF NORTH-WESTERN BLACK SEA

Regional conditions of north-western Black Sea supralittoral habitats taken not enough into account in the international system of habitat classification EUNIS.

Were distinguished specific Black Sea habitats of phytogenous coasts, accumulations of gravels, large limestone cobbles, stormy wracks, rocks, clay coasts etc., which need codification for it's including to systems of ecological monitoring and management.

Keywords: habitats, supralittoral, Black Sea, coasts

УДК [574. 55:594.1(262.5)]

С. В. СТАДНИЧЕНКО

Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

ПРОДУКЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ *MYA ARENARIA* LINNAEUS, 1758 В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

Проанализирована изменчивость биомассы, численности, P/B-коэффициента и выживаемости моллюска *Mya arenaria* в зависимости от типа грунта, глубины, солености, температуры придонного слоя, объемов стока р. Дунай и района исследования. Выявлены различия продукционных характеристик для илистых грунтов в Одесском и Придунайском районах северо-западной части Черного моря. Получено уравнение множественной регрессии выживаемости *M. arenaria* от логарифма его биомассы, глубины обитания и объема стока р. Дунай за месяц, предшествующий отбору проб.

Ключевые слова: Mya arenaria, выживаемость, грунт, глубина, соленость, объемы стока р. Дунай, Черное море

Двустворчатый моллюск *Mya arenaria* успешно вселился в Черное море с северной части Атлантического океана в 60-х годах прошлого столетия. В последние 10-15 лет *M. arenaria* является одним из наиболее массовых видов двустворчатых моллюсков также и в Азовском море [3]. Ранее анализировались распределение, биомасса, численность моллюска *M. arenaria* [4], характеристики его роста и возраста в поселениях Азово-Черноморского бассейна [5]. Однако продукционные свойства *M. arenaria* не анализировались. Поэтому актуальным является выявление продукционных характеристик *M. arenaria* в различных экологических условиях северо-западной части Черного моря.

Материал и методы исследований

Моллюсков *M. arenaria* отбирали дночерпателем Петерсена ежегодно из донных поселений в Одесском и Придунайском районах с 2004 по 2014 гг. Соленость варьировала от 6 до 18 ‰. Средние значения характеристик поселений моллюска для каждого района были получены при объединении проб, собранных в анализируемые периоды времени в песчаном и илистом биотопах, в диапазонах глубин: 0–3; 4–10; 11–15; более 16 м. В связи с высокой неравномерностью распределения биомассы и численности двустворчатых моллюсков определения средних значений этих показателей для каждого биотопа и диапазона глубины проводили после логарифмирования полученных данных [6].

Для расчета продукционных характеристик *M. arenaria* использовали соотношение массы сухих тканей моллюска (W_d) и его общей массы (W) : $\ln W_d = 1{,}204 \cdot \ln W - 3{,}857$. Для расчета годового *P/*B-коэффициента *M. arenaria* использована зависимость данного показателя от энергетического эквивалента средней массы особи (W_{kJ}) для двустворчатых моллюсков Черного моря [7]: $\ln P/B = -0{,}218 - 0{,}173 \ln W_{kJ}$. Энергетический эквивалент средней массы

M. arenaria рассчитывали по зависимости калорийности от сухого веса моллюска [2]. Ежегодную выживаемость (*V*) определяли по формуле: $V = e^{-P/B}$.

Статистическую обработку полученных данных выполняли с использованием пакета прикладных программ Statgraphics *Plus for Windows.*

Результаты исследований и их обсуждение

Выявленная структура поселений *M. arenaria* отображает не совсем реальное соотношение размерно-возрастных групп в поселениях моллюска, так как дночерпатель с малой учетной площадью (0,1 м^2) отбирал с поверхностного слоя лишь мелких особей. Однако полученные таким образом данные приемлемы для сравнительного анализа распространения моллюска и особенностей пополнения его поселений молодью в разных районах.

Выживаемость *M. arenaria* в биотопе песка Одесского района изменяется от 23 до 38 %. Многофакторный анализ, где в качестве ковариат использовались логарифм численности и логарифм биомассы моллюска, показал, что зависимость выживаемости *M. arenaria* от глубины их обитания статистически значима лишь на 90 %-ном доверительном уровне (F = 4,16; p = 0,0875). В Придунайском районе поселений *M. arenaria* песчаных биотопов в рассматриваемом диапазоне глубин не выявлено.

Средняя численность моллюска *M. arenaria* в северо-западной части Черного моря в биотопе ила на разных горизонтах варьирует от 17 до 80 экз.м$^{-2}$ (табл. 1), но значения этого показателя по районам в целом различаются незначительно. Изменчивость средней биомассы выражена больше − от 5,7 до 57,2 г·м$^{-2}$.

Таблица 1

Популяционные характеристики поселений моллюска *Mya arenaria* илистого грунта в 2000-х годах

Глубина, м	Численность, экз·м$^{-2}$	Биомасса, г·м$^{-2}$	*P/B*- коэффициент	Выживаемость, %
Одесский регион				
4–10	53±1,47	57,2±1,99	0,89	41
11–15	17±1,37	35,1±1,65	0,78	46
>16	22±1,47	27,1±2,50	0,86	42
>4	**36±1,30**	**44,7±1,59**	**0,86**	**42**
Придунайский район				
4–10	80±1,35	5,65±1,83	1,57	30
11–15	80±1,52	29,3±1,9	1,11	33
>16	27±1,20	11,54±1,42	1,08	34
>4	**43±1,17**	**10,9±1,32**	**1,20**	**30**

Дисперсионный анализ показал статистически значимую зависимость логарифма численности молюска *M. arenaria* от диапазона глубины обитания (F = 3,23; p = 0,0253) при исключении влияния логарифма биомассы и средней массы особи. Многофакторний анализ, где в качестве ковариат рассматривались логарифм средней численности и диапазон глубины обитания, показал статистически значимую зависимость логарифма средней биомассы *M. arenaria* от района обитания (Одесский и Придунайский) на 95 %-ном доверительном уровне (F = 4,5; p = 0,0132). Выживаемость *M. arenaria* достоверно не различается по диапазонам глубин и по районам исследования. Как видно из проведенных исследований, популяционные свойства *M. arenaria*, изменяются в зависимости от района в поселениях с илистым типом донных отложений.

Так как колебания уровня солености и содержания кислорода наиболее выражены в Придунайском районе, выживаемость моллюска здесь ниже, чем в Одесском. Популяционные характеристики поселений моллюска *M. arenaria* в Одесском регионе не различаются по биотопам.

Одной из основных причин снижения численности и биомассы двустворчатых моллюсков на северо-западном шельфе Черного моря является гипоксия, вызывающая снижение темпов их роста и высокую гибель. Согласно данным Одесской гидрометеорологической обсерватории, лето 2010 г. было самым жарким за весь период наблюдений, начиная с 1896 г. [1]. Климатические аномалии атмосферных процессов и увеличения объема речного стока на 33 % по сравнению со средним многолетним значением, определили особенный характер гидрологических процессов в прибрежной зоне моря в 2010 г. [1]. Для поселений *M. arenaria* в 2010 г. выявлено снижение средней биомассы в Придунайском районе (табл. 2).

Дисперсионный анализ изменений логарифма биомассы *M. arenaria*, при использовании в качестве ковариат глубины обитания (F = 21,7; p > 0,0001) и логарифма численности (F = 14,59; p = 0,0003) показал статистически значимое влияние рассчитанного за год до отбора проб объема годового стока р. Дунай (F = 4,03; p = 0,0001). Зависимости логарифма биомассы *M. arenaria* от солености и температуры придонного слоя воды не выявлены.

Таблица 2

Популяционные характеристики *Mya arenaria* Придунайского района

Год	Численность, экз·м$^{-2}$	Биомасса, г·м$^{-2}$	*P/B*-коэффициент	Выживаемость, %
2004	109±1,8	5,5±1,9	1,68	18,6
2005	33±1,6	34,2±1,9	0,90	40,8
2007	100±1,5	21,5±1,8	1,25	28,8
2008	45±1,2	82,9±1,5	0,80	45,1
2010	207±3,5	43,6±6,9	1,25	28,6
2012	57±1,6	3,55±2,4	1,61	19,9
2013	25±1,5	0,7±3.2	1,90	14,9
2014	48±1,9	0,4±2,4	2,45	8,6

Получено уравнение множественной регрессии выживаемости моллюска от логарифма биомассы (B), глубины (H) и объема стока р. Дунай (Q) за месяц, предшествующий отбору проб:

$$V = 5{,}41 \cdot \ln B + 0{,}27Q + 1{,}05H - 3{,}06 \qquad (R^2 = 0{,}831;\ p < 0{,}0001)$$

Это уравнение позволяет получать экспрессные прогнозные оценки уровня выживаемости *M. arenaria* по стандартным гидробиологическим характеристикам мониторинга прибрежных акваторий.

Выводы

Анализ продукционных характеристик *M. arenaria* выявил их различие в биотопе ила в зависимости от района обитания (Одесский и Придунайский). Выявлено влияние объема стока р. Дунай за год до отбора проб на изменчивость биомассы поселений *M. arenaria*. Получено уравнение множественной регрессии выживаемости *M. arenaria* от логарифма его биомассы, глубины обитания и объема стока р. Дунай за месяц, предшествующий отбору проб. После аномально-жаркого лета 2010 г. биомасса и выживаемость *M. arenaria* постепенно снижаются, что может привести к деградации поселений этого моллюска в Придунайском районе.

1. *Адобовский В. В.* Влияние аномальных гидрологических процессов на мидийные обрастания берегозащитных гидротехнических сооружений Одесского побережья / В. В. Адобовский, И. А. Говорин, Е. В. Краснодембский // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – 2011. − Вып. 25, т. 1. – С. 375–382.
2. *Александров Б. Г.* Калорийность беспозвоночных Черного моря. II. Макрозообентос / Б. Г. Александров // Экология моря. – 2001. – Вып. 56. – С.71–76.
3. *Анистратенко В. В.* Состав фауны моллюсков Азовского моря как функция его соленостного режима / В. В. Анистратенко, О. Ю. Анистратенко, И. А. Халиман // Доп. НАН України. – 2007. – № 4. – С. 161–166.

4. *Иванов Д. А.* Вселение моллюска *Mya arenaria* L. в Керченский пролив, ее распределение, численность и размерный состав / Д. А. Иванов // Экологические проблемы Черного моря: междунар. науч-практич. конф. (30−31 окт. 2008 г.). – Одесса: ИНВАЦ, 2008. – С. 142−147.
5. *Иванов Д. А.* Возрастная структура популяции мии *Mya arenaria* L и ее изменчивость в северо-западной части Черного моря / Д. А. Иванов // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – 2012. – Вып. 26, т. 1. – С. 407–418.
6. *Максимович Н. В.* Анализ количественных гидробиологических материалов / Н. В. Максимович, В. Б. Погребов. – Л., 1986. – 97 с.
7. *Стадниченко С. В.* Продукционные свойства массовых видов двустворчатых моллюсков Черного моря: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спеціальність 03.00.17 – Гідробіологія / С. В. Стадниченко. – Севастополь, 2005. – 20 с.

С.В. Стадніченко
Інститут морської біології НАН України, Одеса

ПРОДУКЦІЙНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ *MYA ARENARIA* LINNAEUS, 1758 В ПІВНІЧНО-ЗАХІДНІЙ ЧАСТИНІ ЧОРНОГО МОРЯ

Проаналізована мінливість біомаси, чисельності, P/B-коефіциента і виживаності молюска *Mya arenaria* залежно від типа грунту, глибини, солоності, температури придонного шару, об'ємів стоку р. Дунай і району дослідження. Виявлені відмінності продукційних характеристик на мулистому грунті в в Одеському і Придунайському районах північно-західної частини Чорного моря. Отримано рівняння множинної регресії виживаності *M. arenaria* від логарифма його біомаси, глибини і об’єму стоку р. Дунай за місяць, передуючий відбору проб.

Ключові слова: Mya arenaria, виживаність, грунт, глибина, солоність, об’єми стоку р. Дунай, Чорне море

S.V. Stadnichenko
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

PRODUCTION CHARACTERISTICS OF THE SOFT-SHELL CLAM *MYA ARENARIA* LINNAEUS, 1758 IN NORTH-WESTERN BLACK SEA

Changes of biomass, number, P/B-ratio and mortality of soft-shell clam *Mya arenaria* were analysed depending on the type of soil, depth, salinity, temperature, volumes of Danube flow in various areas of north-western Black Sea. Production has been estimated for populations *M. arenaria* in sandy and muddy areas in Odesa and Danube districts. Equation of multiple regression for survivability of *M. arenaria* was got from logarithm of his biomassy, depths and volume of Danube flow for month, preceding sampling.

Keywords: Mya arenaria, P/B-ratio, mortality, soil, depth, salinity, volumes of Danube flow, Black Sea

УДК [(579.68:574.524):574.583]

Є.В. СТАРОСИЛА

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ДИНАМІКА ПАРАМЕТРІВ МІКРОБОЦЕНОЗУ МІЛКОВОДНОЇ ЗОНИ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Встановлено особливості структурно-функціонального стану бактеріоценозу за різного термічного режиму та оцінено якість води ділянок мілководної зони Київського водосховища.

Ключові слова: еколого-трофічні групи бактерій, температура, мілководдя, водосховище

Діяльність бактерій значною мірою впливає на оточуюче середовище в результаті споживання з неї поживних речовин та виділення продуктів обміну. Але інтенсивність цих обмінних процесів значною мірою залежить від умов оточуючого навколишнього середовища. Екологічні фактори досить різноманітні та мінливі, тому бактерії постійно пристосовуються до них та регулюють свою життєдіяльність по відношенню до цих змін.

Температура становить один з факторів, що визначають можливість та інтенсивність розмноження бактерій. Мікроорганізми ростуть та підтримують свою життєдіяльність у відповідному температурному діапазоні, але вони можуть пристосовуватися до невластивих їм температур, тобто бути термотолерантними. Підвищення температури вище максимальної може призвести до загибелі клітини. Відмирання мікроорганізмів настане не миттєво, а у проміжку часу та залежатиме від виду мікроорганізму [1].

Враховуючи кліматичні тренди та аномалії, збільшення зон «термального забруднення» гідроекосистем, дослідження термоадаптаційних можливостей гідробіонтів, а також вплив забруднюючих речовин на процеси їх життєдіяльності у зоні високих температур стають все більш актуальними [7]. Тому, метою роботи було дослідження структурно-функціональних параметрів бактеріоценозу води та донних відкладів при різному термічному режимі ділянок мілководдя водосховища, як важливого показника якості середовища існування гідробіонтів.

Матеріал і методи досліджень

Робота виконана на Київському водосховищі, в якому мілководдя глибиною до 2,5–3 м займають 33–48% всієї площі водосховища. Дослідження проведені у літні періоди 2012-2014 рр. під час експедиційних виїздів на урочище Толокунь та поблизу села Лютіж. Об'єктом дослідження був бактеріопланктон та бактеріобентос. Температура води на мілині у водосховищі під час відборів проб у 2012 році становила ~ 30 ^{0}C, у 2013 та 2014 рр. − 22 ^{0}C. Донні відклади у місцях відбору проб мали різний характер (світлі піски середньої крупності, замулені піски з рештками вищих водяних рослин та гідробіонтів).

Для визначення у бактеріопланктоні та бактеріобентосі мікроорганізмів з різними трофічними потребами проби води та донних відкладів висівали на РПА (для підрахунку евтрофних бактерій) та на голодний агар, який містив 25 мг/дм^3 поживного агару Діфко (для підрахунку оліготрофних бактерій) [2]. Серед евтрофних бактерій враховували чисельність мікроорганізмів з активною електронно-транспортною системою (ТТХ$^+$) [3]. Визначення чуттєвості мікроорганізмів по відношенню до кисню проводили у відповідності з [5]. Встановлення кількості колоній аеробних спороутворюючих мікроорганізмів проводили згідно з [6]. Розчинений у воді кисень визначали методом Вінклера. Деструкцію органічної речовини у воді вивчали методом склянок по споживанню кисню [2]. Активність каталази у донних відкладах визначали титриметричним методом [4].

Результати досліджень та їх обговорення

Вивчення екології мікроорганізмів базується на функціональних та трофічних зв'язках. Підрахувавши кількість бактерій, що виросли на поживних середовищах з різною концентрацією органічної речовини, шляхом співставлення результатів визначають домінантну еколого-трофічну групу мікроорганізмів, що мають різну стратегію росту отримують уявлення про різноманітність мікробоценозу у природному середовищі існування.

У бактеріопланктоні та бактеріобентосі були присутні мікроорганізми з різними трофічними потребами, а саме евтрофні (ЕБ) та оліготрофні (ОБ) бактерії. У воді за роки спостережень чисельність ЕБ становила від 1,0 до 7,2 тис.кл/см^3, ОБ − від 0,1 до 2,9 тис.кл/см^3. Серед ЕБ доля клітин з активною електронно-транспортною системою (ТТХ$^+$) у воді була 66,7–99,9%, що свідчить про інтенсивні процеси життєдіяльності мікробоценозу. Отже, кількість бактерій, що розкладають легкозасвоювану органічну речовину була в середньому у 2,4 рази вища, ніж мікроорганізмів з іншою стратегією росту. Це свідчить про готовність бактеріпланктону споживати значну кількість легкодоступних поживних речовин.

У донних відкладах кількість ЕБ коливалася у широких межах від 0,009 до 1,23 млн.кл/г, а оліготрофних − від 3,5 до 11,2 тис.кл/г, що в середньому становило близько 1% від чисельності евтрофних. Доля ТТХ$^+$ клітин в осаді була дещо вищою, ніж у воді, і складала

95,2–99,9%. Широкі межі кількісних показників бактериобентосу можуть обумовлюватися якісним складом донних відкладів, глибиною їх залягання у водосховищі, наносами тощо. Перемаса у чисельності ЕБ свідчить про, можливо, значну кількість легкодоступних поживних речовин у донних відкладах досліджуваних ділянок водосховища, які можуть грати роль «компенсаційного фактору» при несприятливих умовах.

Підвищення температури водного середовища у літку 2012 р. до 30 ^{0}С на показниках кількості бактеріопланктону суттєво не відзначилося, але чисельність бактеріобентосу була значно вищою, ніж при температурі відміченій у інші експедиційні виїзди. Відмічена активність бактеріобентос, можливо, є наслідком процесу депонування та ресуспензії депонованих у донних відкладах мінеральних та органічних речовин, а також характером самих донних відкладів.

Отже, у воді чисельність ЕБ та ОБ в середньому відповідно на порядок та у 3 рази нижча, ніж у донних відкладах, що є характерним для мозаїчного розподілу та розвитку мікроорганізмів у водоймах різного типу. Функціональна активність бактерій свідчить про інтенсивні процеси життєдіяльності в угрупованні — значний відсоток ТТХ$^+$ клітин. Подібна висока доля клітин з активною електронно-транспортною системою у воді та донних відкладах спостерігалася в різних природних водних об'єктах [8].

Уточнення оцінки якості води доповнюють, вивчаючи кількість колоній аеробних спороутворюючих мікроорганізмів. Утворення спор бактеріями провокують несприятливі умови оточуючого середовища. Спороутворення не є обов'язковою стадією розвитку спороутворюючих мікроорганізмів. Підвищена кількість аеробних спороутворюючих бактерій у воді та донних відкладах може вказувати на умови, при яких неспороутворюючі мікроорганізми чи вегетативні форми спороутворюючих були пригнічені, а саме несприятлива температура, токсичні речовини, присутність у воді повільно окиснюваних органічних речовин тощо. У пробах води та донних відкладах (за 2014 р.) чисельність колоній аеробних спороутворюючих мікроорганізмів становила відповідно 200 та 400 кл/см^3. Невелика частка, можливо, свідчить про задовільні умови для життєдіяльності бактерій.

За мікробіологічними показниками (чисельністю евтрофних бактерій) якість води на досліджуваних ділянках мілководдя водосховища оцінено як «досить чиста».

Однією з фізіолого-біохімічних властивостей мікроорганізмів є відношення бактерій до кисню. У воді на мілині переважали у розвитку аеробні мікроорганізми, а у донних відкладах — факультативні анаероби. Останні для свого росту можуть використовувати у якості акцепторів електронів кисень, нітрати тощо. Отже, це може свідчити про широкі межі лабільності мікробоценозу.

Інтенсивність процесів розкладу органічних сполук є одним з показників активності кругообігу речовини та енергії в екосистемі водойм, а також чуттєвим індикатором перших симптомів порушень в водних екосистемах внаслідок антропопресії. За час спостережень (2013-2014 рр.) деструкція органічної речовини (ОР) у воді коливалася у межах від 0,14 до 0,22 мг С/дм^3·доб. Коливання величин розкладу ОР у воді, пояснюються варіабельністю розвитку угруповання бактеріо-, фіто- та зоопланктону на мілководді водосховища. Показники деструкції ОР у воді досліджуваних ділянок були характерні для мілководних евтрофних водойм [9].

Відомо, що активність каталази донних відкладів є показником антропогенного забруднення, токсикологічної ситуації та інтенсивності процесу деструкції ОР [4, 9]. Сумарний розклад перекису водню у донних відкладах (за 2013-2014 рр.) в середньому становив 5,2−7,7 мг H_2O_2/год·г. Ферментативним шляхом розкладалося від 33,3 до 100, а неферментативним (хімічним) – 0-66,7% H_2O_2. Висока частка ферментативного розкладу, можливо, пов'язана з тим, що каталаза у донних відкладах продукується не тільки бактеріо-, але й організмами фіто- і зообентосу.

Висновки

У воді та донних відкладах відмічали домінування евтрофних над оліготрофними бактеріями та високу їх функціональну активність. Підвищення температури середовища на чисельність бактерій у воді та донних відкладах впливало по-різному, можливо, опосередковано, а саме

значно підвищилася кількість бактеріобентосу. Кількість колоній аеробних спороутворюючих мікроорганізмів була невеликою. У воді переважали аеробні мікроорганізми, а у донних відкладах − факультативні анаероби. Показники деструкції ОР у воді були характерні для невеликих мілководних евтрофних водойм, а у донних відкладах переважав ферментативний розклад перекису водню.

1. *Еремина И. А.* Микробиология / Ирина Александровна Еремина. − Кемерово: КемТИППа, 1997. − С. 114.
2. *Кузнецов С. И.* Методы изучения водных микроорганизмов / С. И. Кузнецов, Г. А. Дубинина. – М.: Наука, 1989. – 288 с.
3. *Олейник Г. Н.* Бактериопланктон Сасыкского водохранилища / Г. Н. Олейник, Т. Н. Кабакова // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31, № 3. – С. 47–58.
4. *Петерсон Н. В.* Определение активности каталазы почв / Н. В. Петерсон, Е. К. Курыляк, Е. К. Франчук // Микробиол. журн. – 1984. – Т. 46, № 2. – С. 85–87.
5. *Руководство* к практическим занятиям по микробиологии / под. ред. Н. С. Егорова. – М.: МГУ, 1983. – 222 с.
6. *Унифицированные* методы исследования качества вод. Часть IV. – М.: СЄВ, 1977. – 116 с.
7. *Экология* микроорганизмов экстремальных водных систем: учеб. пособие / Б. Б. Намсараев, Е. Ю. Абидуева, Е. В. Лаврентьева и др. – Улан-Удэ: Издательство Бурятского госуниверситета, 2008. – 94 с.
8. *Oleynik G. N.* Microbiological characteristic of the water bodies with high antropogenic impact / G. N. Oleynik, Ye. V. Starosila // Hydrobiol. J. − 2005. − Vol. 41, № 6. − P. 66−77.
9. *Starosila Ye. V.* Destruction of organic matter in pond water contaminated by mineral nitrogen / Ye. V. Starosila // Hydrobiol. J. − 2008. − Vol. 44, № 3. − P. 57−65.

Е.В. Старосила
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ДИНАМИКА ПАРАМЕТРОВ МИКРОБОЦЕНОЗА ВОДОХРАНИЛИЩА

Выявлены особенности структуры и функционирования бактериценоза в водохранилище при различном термическом режиме. Определено качество воды на участках мелководья Киевского водохранилища.

Ключевые слова: эколого-трофические группы бактерий, температура, мель, водохранилище

Ye.V. Starosyla
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

DYNAMIC OF MICROBIAL PARAMETERS IN RESERVOIR

The revealed particularities structure and functioning of bacterioplankton and bacteriobenthos in the reservoir with different thermal condition. The certain quality of water on area of the shallow water Kiev's reservoir.

Keywords: ecological and trophy of the group bacteria, temperature, shall water, reservoir

УДК: 579.851.575.21(477.83)

В.О. СТАХ, М.В. ПОВОРОЗНИК, І.С. ХАМАР
Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Грушевського 4, Львів, 79005, Україна

ФЕНОТИПНИЙ РОЗПОДІЛ ЗЕЛЕНИХ ЖАБ (*PELOPHYLAX*) ВОДОЙМ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ РІЗНОГО ГОСПОДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ

Представлено дані щодо фенотипного розподілу зелених жаб водойм Львівської області різного господарського призначення: рибничі стави, водойми на місці колишніх сірчаних кар'єрів, канал скидних вод Добротвірської ТЕС та дрібні ставки. Виявлено 4 типи популяційних систем. Для фенотипних ознак характерними були: присутність дорзомедіальної смуги і жовтих плям на гомілці; переважання темного горла та черева над світлим; присутність переривчастих поперечних смуг на стегні та гомілці; переважання світло-зелених та світло-коричневих тонів спини. За фенотипом найбільш подібними були жаби із водойм, які утворилися на місці колишніх сірчаних кар'єрів та дрібних ставків. Найбільше відрізнялися особини, відібрані із дрібних ставків та каналу стічних вод Добротвірської ТЕС.

Ключові слова: фенотип, популяційна система, Pelophylax ridibundus, Pelophylax lessonae, Pelophylax esculentus, водойми різного господарського призначення

Поліморфізм – відоме й поширене серед тварин явище. Земноводні не є винятком. Присутність у конкретного виду різних морф свідчить про генетичну неоднорідність популяції, яка, в свою чергу, забезпечує адаптивну варіабельність виду нижче[1].

Матеріал і методи досліджень

Матеріал відбирали в польових умовах за допомогою сачка. Для аналізу було залучено такі фенотипні ознаки: *забарвлення спини* (світло-зелене, зелене, темно-зелене, світло-коричневе, коричневе, темно-коричневе), *жовті плями на гомілці* (присутні, відсутні), *дорзомедіальна смуга* (добре виражена, слабо виражена, переривчаста, відсутня), *плямистість верхньої частини тіла* (плями диференціювали за розміром та кількістю) [5], *забарвлення черева та горла* (темне, світле), *забарвлення стегна та гомілки* (суцільні поперечні смуги, переривчасті поперечні смуги, плями), *колір очей* (яскраво-жовтий; золотисто-коричневий), *структура шкіри* (шорстка, гладка) [2, 3].

Водойми, на яких відбирався матеріал, мали різне господарське призначення, а саме: ставки загального користування «Нижанковичі» (відібрано 48 особин) та «Жовтанці» (20 особин); водойми, що виникли в результаті заповнення водою колишніх сірчаних кар'єрів – «Чолгині» (55 особин); скидний канал Добротвірської ТЕС – «Перекалки» (20 особин); рибничі стави – «Великий Любінь» (17 особин).

Результати досліджень та їх обговорення

Популяційна система (ПС) – одночасне перебування та співіснування на території певної водойми двох і більше видів. На території України для зелених жаб виділяють 7 типів ПС [3-5, 7, 10]. На Львівщині нами виявлено 4 типи ПС. А саме: R тип – «Нижанковичі» та «Перекалки»; RE тип – «Жовтанці»; RL тип – «Великий Любінь»; REL тип – «Чолгині».

Найпоширенішими були особини зелених жаб із добре вираженою дорзомедіальною смугою (морфа striata). Ця ознака є діагностичною при визначенні забруднення навколишнього середовища [1, 5, 8]. Встановлено залежність прояву поліморфізму від ступеня антропогенної дії, зокрема в популяціях, поширених на антропогенно змінених територіях, збільшується кількість морфи striata. Крім цього, у посмугованих особин натрієва, стронцієва, марганцева та цинкова проникність шкіри набагато нижча, ніж у непосмугованих [1]. Співвідношення фенотипів striata та non-striata має сезонну мінливість [6] або пов'язане із особливостями середовища проживання, наявністю водяної рослинності та швидкістю течії [9]. Також відомо,

що фенотиповий прояв дорзомедіальної смуги регулюється домінантним аутосомним геном [5]. Проте залежність стану прояву даної ознаки від умов навколишнього середовища на території Львівської області потребує додаткового дослідження. Добра вираженість дорзомедіальної смуги притаманна для *P. ridibundus* (65%) та *P. lessonae* (63%) у водоймах різного господарського призначення.

Наявність жовтих плям на гомілці має видову особливість, а саме – характерна 85% особинам *P. lessonae*, 64% – *P. esculentus* та 54% – *P. ridibundus*.

У цілому, для більшості зелених жаб Львівщини характерним є темне горло та черево. Проте у водоймі «Чолгині» 75% особин мають світле горло і 82% – світле черево.

Забарвлення стегна та гомілки були не стільки залежними від виду зелених жаб, скільки від середовища їхнього проживання. Зокрема, в особин водойм «Нижанковичі», «Чолгині», «Перекалки» та «Великий Любінь» переважають переривчасті поперечні смуги. І тільки у водоймі «Жовтанці» більшість вибірки була з плямами на стегні та гомілці. Також серед особин *P. ridibundus* трапляються комбінації із суцільних та переривчастих поперечних смуг, а у двох особин (*P. ridibundus* із «Нижанковичі» та *P. lessonae* із «Чолгині») стегно та гомілка не мали рисунка (були однотонними).

Фенотипна ознака – плямистість верхньої частини тіла – у зелених жаб «Нижанковичі» представлена переважно крупними численними плямами; «Чолгині» – дрібними нечисленними; «Перекалки» – дрібними численними; «Великий Любінь» – крупними нечисленними та «Жовтанці» – у рівному співвідношенні крупних численних, крупних нечисленних, дрібних численних і дрібних нечисленних плям. Стосовно видової приналежності даної ознаки, у 28% особин *P. ridibundus* переважають дрібні темні численні плями, у 56% *P. lessonae* і 41% *P. esculentus* – дрібні темні нечисленні.

Для *P. ridibundus* найхарактернішими є світло-зелене та світло-коричневе забарвлення спини. А для *P. lessonae* – світло-зелене та зелене, для *P. esculentus* – світло-зелене, зелене і комбінація зеленої спини та коричневих передніх лапок. Одна особина *P. esculentus* із чолгинської вибірки була без шкірного пігменту – білого кольору.

Більше половини особин усіх зелених жаб мають гладку шкіру. Проте в особин «Нижанковичі» домінує шорстка шкіра.

Для більшості особин *P. ridibundus* (81%) характерним є золотисто-коричневий колір очей, для *P. lessonae* та *P. esculentus* – яскраво-жовтий (86 та 64% відповідно). Але яскраво-жовтий колір очей є більш властивим для особин *P. ridibundus* із «Чолгині».

Висновки

На території Львівської області поширені усі три види зелених жаб фауни України. На водоймах різного господарського призначення виявлено чотири типи популяційних систем: R, RL, RE та RLE.

Домінантними фенотипними ознаками були: присутність дорзомедіальної смуги і жовтих плям на гомілці; переважання темного горла та черева над світлим; присутність переривчастих поперечних смуг на стегні та гомілці; переважання світло-зелених та світло-коричневих тонів спини.

За фенотипом найбільш подібними були жаби із водойм, які утворилися на місці колишніх сірчаних кар'єрів та дрібних ставків. Найбільше відрізнялися особини, відібрані з дрібних ставків та каналу скидних вод Добротвірської ТЕС.

Серед жаб водойми із високим вмістом сполук сірки найчастіше траплялися особини, які суттєво відрізнялися за фенотипом від інших, а саме: були без рисунка на стегні та гомілці або ж не містили шкірного пігменту (були білого кольору).

1. *Вершинин В.Л.* Морфа Striata и ее роль в путях адаптациогенеза рода Rana в современной биосфере / В.Л. Вершинин // Докл. Академии наук. – 2004. – № 396 (2). – С. 1–3.
2. *Задорожня В. Ю.* Характеристика поліморфізму в популяціях озерної жаби *Pelophylax ridibundus* Pall., 1771 (Amphibia, Ranidae) Запорізького регіону / В. Ю. Задорожня // Вісн. Запорізького нац. ун-ту. – 2013. – № 2 – С. 33–45.

3. *Замалетдинов Р. И.* Фенотипическая структура популяций зелёных лягушек на урбанизированных территориях / Р. И. Замалетдинов // Поволжский экол. журн. – 2002. – № 2. – С. 163–165.
4. *Замалетдинов Р. И.* О структуре комплекса зеленых лягушек в Раифском участке Волжско-Камского заповедника / Р. И. Замалетдинов, Л. Я. Боркин, С. Н. Литвинчук, Ю. М. Розанов // Тр. Волжско-Камского гос. природного заповедника. – 2005. – Вып. 6. – С. 326–333.
5. *Ищенко В. Г.* Динамический полиморфизм бурых лягушек фауны СССР / В. Г. Ищенко. – М.: Наука, 1978. – 147 с.
6. *Лада Г. А.* О генетическом полиморфизме озерной лягушки в Центральном Черноземье / Г. А. Лада // Материалы 4 всесоюз. совещ. «Фенетика популяций». – М., 1990. – С. 151–152.
7. *Некрасова О. Д.* Межвидовая изменчивость и полиморфизм окраски зеленых лягушек *Rana esculenta* complex (Amphibia, Ranidae) гибридных популяций / О. Д. Некрасова // Вісн. зоології. – 2002. – № 34(4). – С. 47–54.
8. *Некрасова О. Д.* Структура популяцій та гібридизація зелених жаб *Rana esculenta* complex урбанізованих територій Середнього Придніпров'я : автореф. дис. на здобуття нак. ступеня канд. біол. наук: спеціальність 03.00.08 – Зоологія / О. Д. Некрасова; НАН України. Ін-т зоології ім. І. І. Шмальгаузена. – К., 2002. – 19 с.
9. *Файзулин А. И.* Особенности полиморфизма по признаку striata в популяциях озерной лягушки *Rana ridibunda* Pallas, 1771 (Anura, Amphibia) республики Башкорстостан / А. И. Файзулин, Ф. Ф. Зарипова, И. М. Хусаинова // Изв. Самарского науч. центра РАН. – 2013. – Т. 15, № 3(1). – С. 452–458.
10. *Lada G. A.* Distribution, population systems and reproductive behavior of green frogs (hybridogenetic *Rana esculenta* complex) in the Central Chernozem Territory of Russia / G. A. Lada, L. J. Borkin, A. E. Vinogradov // Russian J. Herpetol. − 1995. − Vol. 2, № 1. – P. 46–57.

В.О. Стах, М.В. Поворозник, И.С. Хамар
Львовский национальный университет имени Ивана Франко, Украина

ФЕНОТИПИЧЕСКОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЗЕЛЕНЫХ ЛЯГУШЕК (PELOPHYLAX) ВОДОЕМОВ ЛЬВОВСКОЙ ОБЛАСТИ РАЗЛИЧНОГО ХОЗЯЙСТВЕННОГО НАЗНАЧЕНИЯ

Представлены данные о фенотипическом распределении зеленых лягушек водоемов Львовской области различного хозяйственного назначения: рыбохозяйственные пруды, водоемы на месте бывших серных карьеров, канал сточных вод Добротворской ТЭС и мелкие пруды. Выявлено 4 типа популяционных систем. Для фенотипных признаков характерными были: присутствие дорзомедиальной полосы и желтых пятен на голени; преобладание темного горла и живота над светлым; присутствие прерывистых поперечных полос на бедре и голени; преобладание светло-зеленых и светло-коричневых тонов спины. По фенотипу наиболее подобными были лягушки из водоемов, образовавшихся на месте бывших серных карьеров и мелких прудов. Максимально отличаются между собой особи, отобранные из мелких прудов и канала сбросных вод Добротворской ТЭС.

Ключевые слова: фенотип, популяционная система, Pelophylax ridibundus, Pelophylax lessonae, Pelophylax esculentus, водоемы различного хозяйственного назначения

V. Stakh, M. Povoroznyk, I. Khamar
Ivan Franko Lviv National University, Ukraine

THE PHENETIC DISTRIBUTION OF GREEN FROGS (PELOPHYLAX) IN THE WATER BODIES OF *VARIOUS ECONOMIC PURPOSE OF LVIV REGION*

Data on the phenetic distribution of green frogs in the water bodies of various economic purpose of Lviv region are presented. The water bodies include fish ponds, reservoirs formed in the former sulfur quarries, foul water canal of Dobrotvir thermoelectric power station (TPP) and small ponds. There are 4 types of population systems revealed. The presence of dorso-medial stripe and yellow tibia patches, predominance of dark throat and belly over light ones, presence of intermittent transverse femur and tibia stripes, and predominance of light green and light brown back tones were typical phenetic features. The frogs from reservoirs formed in the former sulfur quarries and from the small ponds

were the most similar in phenetics. The most different were the specimens of green frogs from small ponds and discharge water canal of Dobrotvir TPP.

Keywords: phenotype, population system, Pelophylax ridibundus, Pelophylax lessonae, Pelophylax esculentus, reservoirs of various economic purpose

УДК 547.915: 639.215.2

Ю.І. СЕНИК, О.О. РАБЧЕНЮК, В.З. КУРАНТ

Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2,Тернопіль, 46027, Україна

ЗМІНИ ФОСФОЛІПІДНОГО СКЛАДУ МІТОХОНДРІЙ КЛІТИН ПЕЧІНКИ КОРОПА ТА ЩУКИ ЗА ДІЇ ЙОНІВ КАДМІЮ

Досліджено вплив йонів кадмію у кількості 0,5 і 2 ГДКр на ліпідний склад мітохондрій клітин печінки коропа (*Cyprinus carpio* L.) та щуку (*Esox lucius* L.). Встановлено, що дія підвищених концентрацій металу викликає структурно-функціональні зміни фосфоліпідного складу мітохондрій досліджуваних видів риб, які спрямовані на протидію прямому та опосередкованому впливу йонів Cd^{2+}.

Ключові слова: короп, щука, мітохондрії печінки, фосфоліпіди, кадмій

Одним із механізмів адаптації до надлишкового надходження йонів металів є структурна перебудова ліпідного бішару мембран [5]. Проте, незважаючи на актуальність, їх вплив на ліпідний обмін у водних організмів вивчено недостатньо, оскільки, більшість досліджень проведено на вищих хребетних тваринах [1]. Щодо риб, то досліджено роль ліпідів в адаптації до інших екологічних чинників [3].

Враховуючи, що йони металів можуть проникати з води в організм риб і змінювати спрямованість багатьох обмінних процесів [4], предметом нашого дослідження стало вивчення участі ліпідів мітохондрій клітин печінки коропа і щуки (представника миролюбивих риб та хижака) в адаптації їх організму до дії йонів кадмію.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведено на дворічках коропа (*Cyprinus carpio* L.) та щуки (*Esox lucius* L.), масою 350–400 г, яких утримували в акваріумах об'ємом 200 л з відстояною водопровідною водою, яку змінювали щодводобово, за наступних умов: вміст O_2 – 7,5±0,5 мг/дм^3; CO_2 – 2,5±0,3 мг/ дм^3; pH – 7,8±0,1. У кожному акваріумі утримувалось по 5 особин. Риб під час експерименту не годували.

Досліджували вплив 0,005 мг/дм^3 і 0,02 мг/дм^3 йонів Cd^{2+}, що становить, відповідно, 0,5 та 2 рибогосподарські граничнодопустимі концентрації (допорогова і сублетальна). Період аклімації риб становив 14 днів, що є достатнім для формування адаптивної відповіді на дію стрес-фактору.

Після зазначеного терміну риб декапітували та на холоді проводили екстирпацію передньої долі печінки. Виділення субклітинних компонентів проводили при температурі +4^{o}C, ультрацентрифугуванням.

Для екстрагування загальних ліпідів до мітохондріальної фракції додавали хлороформ-метанолову суміш у відношенні 2:1 за методом Фолча. Час екстрагування становив 12 год. Неліпідні домішки з екстракту видаляли після додаванням 1% розчину KCl [2].

Рухомою фазою для розділення фракцій фосфоліпідів була суміш хлороформ-метанол-льодяна оцтова кислота-дистильована вода у співвідношенні 60:30:7:3 [2]. Для ідентифікації окремих фракцій ліпідів використовували специфічні реагенти і очищені стандарти. Виявлено такі фракції: лізофосфатидилхолін (ЛФХ), фосфатидилсерин (ФС), фосфатидилетаноламін (ФЕА), фосфатидилхолін (ФХ), сфінгомієлін (СМ) та фосфатидилінозитол (ФІ).

Вміст фосфоліпідів визначали за кількістю неорганічного фосфору за методом Васьковського [14].

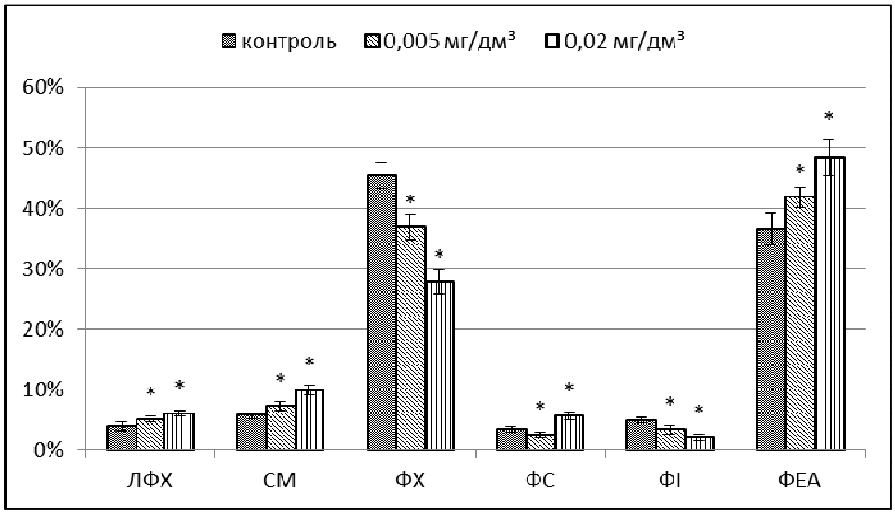
Всі одержані дані оброблено статистично з використанням t-критерію Стьюдента.

Результати досліджень та їх обговорення

Зміни вмісту фосфоліпідів у складі мітохондрій клітин печінки досліджуваних тканин риб за дії підвищених концентрацій йонів кадмію носять різнонапрямлений характер (рис. 1).

За експозиції допорогової концентрації металу у мітохондріях печінки щуки вміст ФХ вірогідно зріс у 1,18 раза, тоді як кількість ФЕА знизилася у 1,42 раза, що, ймовірно, є наслідком інтенсифікації синтезу холін-вмісного ліпіду за участю метилтрансфераз [7]. Опосередкованим підтвердженням активації синтезу фосфатидилхоліну в біліпідному шарі мітохондрій гепатоцитів риб є зниження вмісту лізофосфатидилхоліну у 1,59 раза ($p < 0,05$) [9].

короп



щука

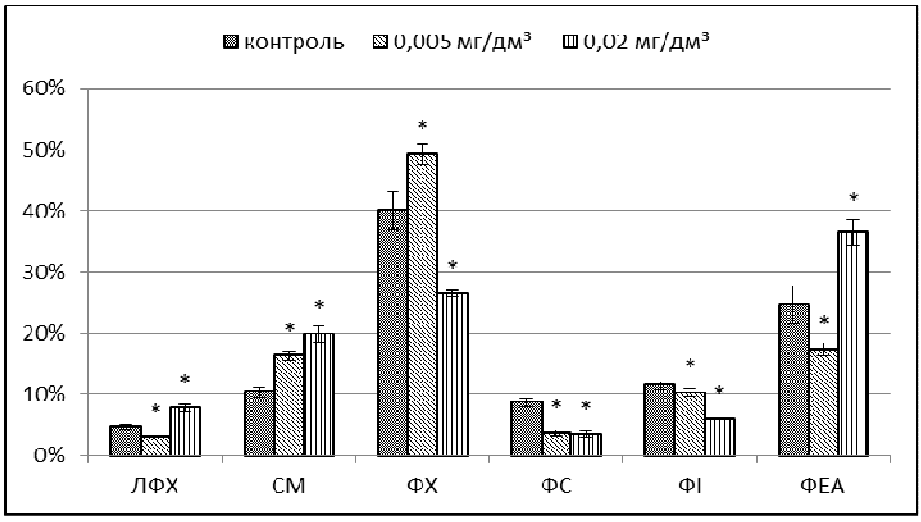


Рис. 1. Вміст індивідуальних фракцій фосфоліпідів в мітохондріях печінки риб за дії йонів кадмію (M±m, n=5)

Зменшення вмісту фосфатидилсерину у 2,36 раза ($p < 0,05$), ймовірно, спричинене активацією фосфатидилсериндекарбоксилази, що сприяє поповненню пулу фосфатидилетаноламіну.

За впливу обох досліджуваних концентрацій йонів Cd^{2+} у мітохондріях печінки коропа та у щуки, аклімованої до дії 0,02 мг/дм^3 металу, відмічається вірогідне зниження вмісту ФХ, відповідно, у 1,63 і 1,51 раза. Одержані результати, ймовірно, викликані зростанням

ферментативної активності фосфоліпази A_2 [12], підтвердженням цього є накопичення лізофосфатидилхоліну. З іншого боку зниження вмісту фосфатидилхоліну може бути обумовлено інтенсифікацією його використання у синтезі сфінгомієліну [8], вміст якого зріс в коропа – у 1,72 раза, в щуки – у 1,91 раза.

Зростання вмісту ФЕА у печінці коропа та щуки, відповідно, у 1,33 та 1,48 раза ($p < 0,05$), ймовірно, є наслідком інгібування йонами Cd^{2+} перетворення ФЕА у ФХ шляхом його метилювання.

Зміни вмісту фосфатидилсерину є видоспецифічними. Так, вірогідне збільшення вмісту цього фосфоліпіду у 1,66 раза в печінці коропа за дії 0,02 мг/дм^3 металу, ймовірно, є результатом гальмування перетворення ФС → ФЕА за участю фосфатидилсериндекарбоксилази. За впливу 0,005 мг/дм^3 кадмію в коропа та за дії 0,02 мг/дм^3 в щуки, спостерігаються зниження вмісту ФС, відповідно, у 1,34 і 2,51 раза, що, ймовірно, є результатом інтенсифікації декарбоксилювання цього фосфоліпіду.

Вірогідне зниження ФІ у досліджуваних тканинах риб, ймовірно, можна пояснити зростанням активності фосфоліпази A_2 [10] та фосфоліпази С [11].

Оцінку біологічних змін фосфоліпідного спектру здійснили на основі коефіцієнтів відношення вмісту фракцій цих ФЛ (рис. 2).

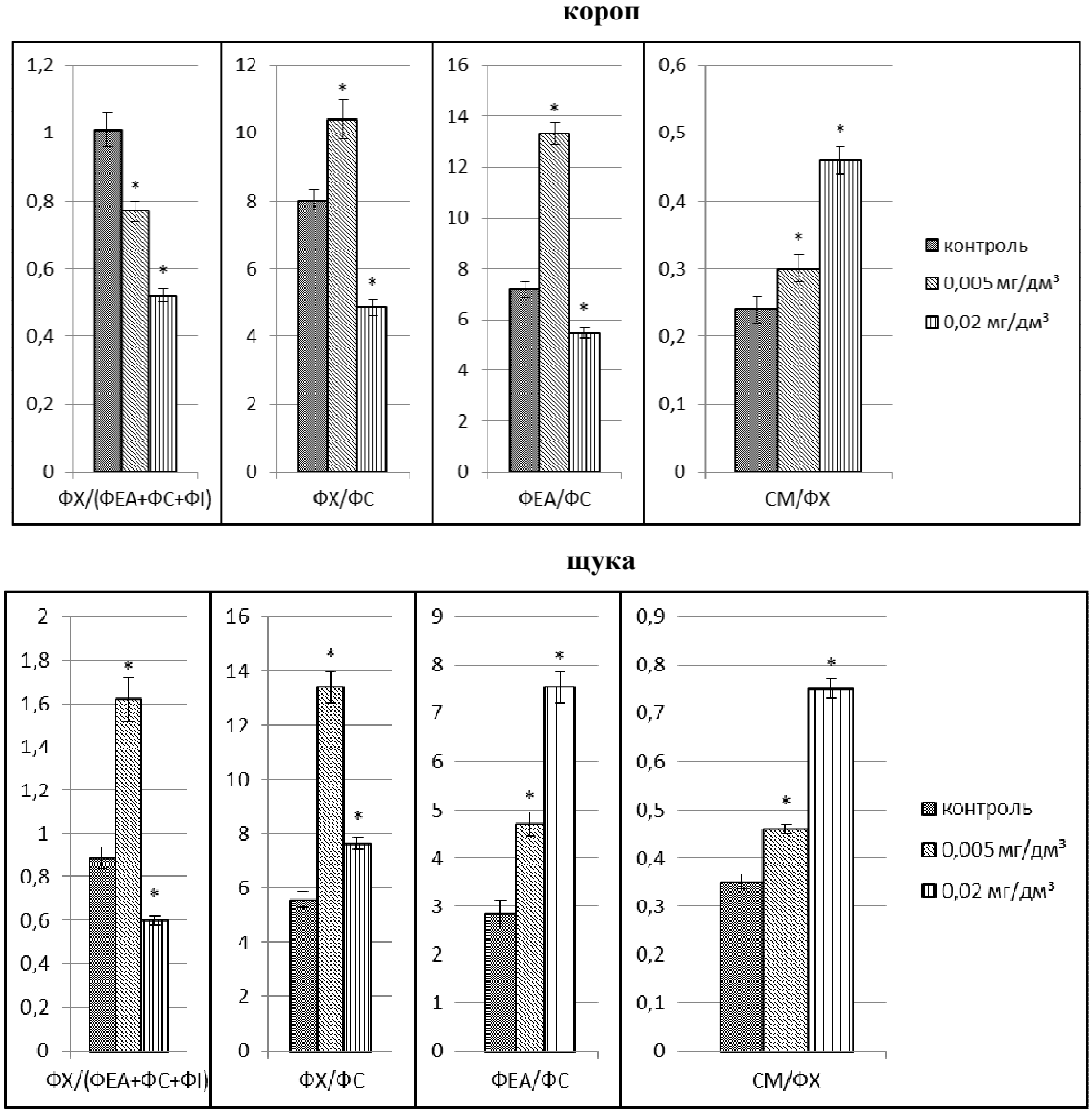


Рис. 2. Співвідношення досліджених фракцій фосфоліпідів в мітохондріях клітин печінки риб за дії йонів кадмію (M±m, n=5)

Зміни співвідношення досліджуваних фракцій фосфоліпідів у мітохондріях клітин печінки коропа та щуки носять концентраційно-залежний і видоспецифічний характер. Так, у клітинах печінки щуки за дії 0,005 мг/дм^3 йонів кадмію спостерігається вірогідне зростання співвідношення [ФХ/(ФЕА+ФС+ФІ)] у 1,82 раза. Такі зміни вказують на збільшення вмісту ліпідів зовнішнього шару мембрани, що сприяє зростанню регуляції мітохондріального метаболізму. Підтвердженням активації синтезу фосфатидилхоліну з його попередників є зростання показників співвідношення ФХ/ФС і ФЕА/ФС, відповідно, у 2,91 і 1,85 раза.

За дії обох досліджуваних концентрацій кадмію у коропа та у щуки, аклімованих до впливу 0,02 мг/дм^3 Cd^{2+}, відмічається подібна напрямленість змін досліджуваних показників. При цьому спостерігається зниження співвідношення [ФХ/(ФЕА+ФС+ФІ)], що обумовлено накопиченням фосфоліпідів внутрішнього шару мембран та гідролізом фосфотидилхоліну фосфоліпазою A_2. Внаслідок таких змін фосфоліпідного профілю зростає мікров'язкість біліпідного шару та знижується проникність для йонів кадмію.

Вірогідне збільшення показників співвідношень ФЕА/ФС у мітохондріях печінки коропа за впливу 0,005 мг/дм^3 Cd^{2+} та у щуки за впливу 0,02 мг/дм^3 токсиканту обумовлене активацією перетворення фосфатидилсерину у фосфатидилетаноламін, внаслідок його декарбоксилювання, у той же час зростання показника ФХ/ФС викликане значним зниженням концентрації ФС. У той же час за дії 2 ГДК металу у коропа спостерігаються вірогідне зниження співвідношення ФХ/ФС і ФЕА/ФС, що свідчить про інгібування йонами Cd^{2+} фосфатидилсериндекарбоксилази [6].

Зростання співвідношення СМ/ФХ за дії підвищених концентрацій токсиканту у мембранах мітохондрій обох досліджуваних тканин риб свідчить про інтенсифікацію синтезу СМ, ймовірно, внаслідок перетворення ФХ за участю церамідхолінфосфотрансферази [13].

Висновки

Виявлені зміни ліпідного складу мітохондрій печінки досліджуваних риб можна пояснити тим, що кадмій як типовий токсикант суттєво пригнічує метаболічні процеси в організмі гідробіонтів. Адаптивні зміни ліпідного складу органел спрямовані на мобілізацію пулу відповідних ліпідів з метою структурної перебудови ліпідного бішару для протидії прямому та опосередкованому впливу йону кадмію.

1. *Васьковский В. Е.* Липиды / В. Е. Васьковский // Соросовский образовательный журн. – 1997. – № 3. – С. 27–32.
2. *Кейтс М.* Техника липидологии. Выделение, анализ и идентификация липидов / М. Кейтс. – М.: Мир, 1975. – 322 с.
3. *Климов А. Н.* Обмен липидов и липопротеидов и его нарушения. Ч. 1. / А. Н. Климов. – С. Пб.: Питер, 1999. – С. 55–56.
4. *Хочачка П.* Биохимическая адаптация / П. Хочачка, Дж. Сомеро. – М.: Мир, 1988. – 568 с.
5. *Adiele R. C.* Reciprocal enhancement of uptake and toxicity of cadmium and calcium in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) liver mitochondria / R. C. Adiele, D. Stevens, C. Kamunde // Aquatic Toxicology. – 2010. – Vol. 96. – P. 319–327.
6. *Kharbanda K. K.* Role of transmethylation reactions in alcoholic liver disease / K. K. Kharbanda // World J. Gastroenterol. – 2007. – Vol. 13, № 37. – P. 4947–4954.
7. *Kodaki T.* Phosphatidylethanolamine methylation pathway / T. Kodaki, S. Yamashita // J. Biol. Chem. – 1987. – Vol. 262. – P. 15428–15435.
8. *Leslie J. M.* Phospholipid composition of gold fish (*Carassius auratus* L.) liver and brain and temperature-depence of phosphatidylcholine synthesis / J. M. Leslie, J. T. Buckley // Comp. Biochem. Physiol. – 2006. – Vol. 53B, № 3. – P. 335–337.
9. *Lindahl M.* Zinc (Zn^{2+}) binds to and stimulates the activity of group I but not group II phospholipase A_2 / M. Lindahl, Ch. Tagesson // Inflamation. – 1996. – Vol. 20. – P. 599–611.
10. *Mahadevappa V. G.* The molecular species composition of individual diacylphospholipids in human platelets / V. G. Mahadevappa, B. J. Holub // Biochim. Biophys. Acta. – 2002. – Vol. 713. – P. 73–79.
11. *Panfoli I.* Effects of heavy metals on phospholipase C in gill and digestive gland of the marine mussel *Mytilus galloprovincialis* Lam. / I. Panfoli, B. Burlando, A. Viarengo // Comparative Biochem. Physiol. – 2000. – Vol. 127, Part B. – P. 391–397.

12. *Sphingosine-1-phosphate* stimulates cell migration through a Gi-coupled cell surface receptor / F. Wang, J. R. Van Brocklyn, J. P. Hobson [et al.] // J. Biol. Chem. – 1999. – Vol. 274. – P. 35343–35350.
13. *The role of endogenous* phosphatidylcholine and ceramide in the biosynthesis of sphingomyelin in mouse fibroblasts / W. D. Marggraf, R. Zertani, F. A. Anderer [et al.] // Biochim. Biophys. Acta. – 1982. – Vol. 710. – P. 314–323.
14. *Vaskovsky V. E.* A universal reagent for phospholipids analisis / V. E. Vaskovsky, E. V. Kastetsky, I. M. Vasedin // J. Chromatogr. – 1985. – Vol. 114. – P. 129–141.

Ю.И. Сеныk, О.О. Рабченюк, В.З. Курант
Тернопольский национальный педагогический университет имени Владимира Гнатюка, Украина

ИЗМЕНЕНИЯ ФОСФОЛИПИДНОГО СОСТАВА МИТОХОНДРИЙ КЛЕТОК ПЕЧЕНИ КАРПА И ЩУКИ ПОД ДЕЙСТВИЕМ ИОНОВ КАДМИЯ

Исследовано влияние 0,005 и 0,02 мг/дм^3 ионов кадмия на липидный состав митохондрий клеток печени карпа (*Cyprinus carpio* L.) и щуки (*Esox lucius* L.). Установлено, что действие повышенных концентраций металла вызывает структурно-функциональные изменения фосфолипидного состава митохондрий исследуемых рыб, которые направлены на противодействие прямого и косвенного влияния ионов Cd^{2+}.

Ключевые слова: карп, щука, митохондрии печени, фосфолипиды, кадмий

Yu.I. Senyk, O.O. Rabchenyuk, V.Z. Kurant
Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

CHANGES OF PHOSPHOLIPID COMPOSITION OF LIVER CELL MITOCHONDRIA IN CARP AND PIKE ANDER THE ACTION OF CADMIUM IONS

The influence 0.005 mg/dm^3 and 0.02 mg/dm^3 Cd^{2+} ions on the lipid composition of the mitochondria of cells liver of (*Cyprinus carpio* L.) and pike (*Esox lucius* L.). Found that the effect of elevated concentrations of metals causes structural and functional changes in mitochondrial phospholipid composition of the studied fish.

Keywords: carp, pike, mitochondria, liver, phospholipid, cadmium

УДК 574.52

Г.В. ТЕРЕНЬКО
Украинский научный центр экологии моря
Французский бульвар, 89, Одесса, 65009, Украина

Посвящается светлой памяти Теренько Людмилы Михайловны

ЗИМНИЙ ФИТОПЛАНКТОН ОДЕССКОГО ЗАЛИВА ЧЕРНОГО МОРЯ

В работе изложены результаты пятилетнего исследования зимнего фитопланктона. В альгоценозе залива в 2011-2015 гг. выявлено 168 видов и разновидностей микроводорослей. Зимой отмечено доминирование морских форм (59%), высокой доли пресноводных (27%), пресноводно-солоноватоводных – 12% и солоноватоводных – 2%. Большинство видов были планктонными (86%), бентосные формы составили 14%. Показана связь фитопланктона с гидролого-гидрохимическим режимом. Отмечена «важная» роль зимних «цветений» микроводорослей в формировании кислородного режима водоёма.

Ключевые слова: зимний фитопланктон, численность, биомасса, «цветение» воды, Одесский залив

В сезонном ходе развития фитопланктона северо-западной части Черного моря наблюдается два основных максимума количественных показателей – зимний и летний. Зимний пик

развития фитопланктона, как правило, связан с активной вегетацией бореальных и арктобореальных видов диатомовых водорослей в период отсутствия лимита неорганических форм биогенных элементов [1]. Зимние «цветения» в естественном ходе сезонных сукцессионных процессов способствуют формированию абсолютного максимума концентрации кислорода в морской среде, что благоприятно сказывается на существовании гидробионтов. Большинство имеющихся работ содержат данные о состоянии планктонного альгоценоза залива в целом [2, 3]. Сведения, о функционировании фитопланктонного сообщества Черного моря в зимний период отрывочны.

Цель работы – изучить видовой состав, количественные характеристики и особенности функционирования зимнего фитопланктона Одесского залива Черного моря.

Материал и методы исследований

Материалом для работы послужили 102 пробы фитопланктона, отобранные в акваториях 2-х станций, расположенных в прибрежной зоне Одесского залива – Аркадия (открытая) и Мыс Малый Фонтан (полузамкнутая) в зимний период 2011-2015 гг. Пробы фитопланктона отбирали батометром Молчанова с поверхностного горизонта 4 раза в месяц, параллельно проводили определение гидрологических и гидрохимических параметров морской среды. Пробы воды объёмом 1,5-2 л концентрировали методом обратной фильтрации, с использованием ядерных (нуклеопоровых) фильтров с диаметром пор 1,5 мкм, сгущая до объема 50-60 мл, с последующей фиксацией 40%-ным нейтрализованным формалином. В дальнейшем, при необходимости, проводили повторное сгущение, доводя объем пробы до 20–30 мл. Количественный учёт клеток проводили в счётной камере Ножотта объёмом 0,05 мл под световым микроскопом «Микмед-2» при увеличении х400, с использованием фазово-контрастной микроскопии. Расчёты численности и биомассы проводили с помощью программы PHYTO–2 © ГПОЭД УкрНЦЭМ, 1997 v. 2.2.

Результаты исследований и их обсуждение

Установлено, что в море гидрологические сезоны запаздывают по сравнению с климатическими, так как морская вода прогревается и охлаждается более медленно, чем воздух и суша. В данной работе зимний период (январь-март) соответствует гидрологическим сезонам [4], а также, определен по среднемноголетней температуре морской воды за семнадцатилетний период времени (по материалам УкрНЦЭМ). В период наблюдений температура воды изменялась от – 0,05–7,44˚С, диапазон изменения солености составил от 7,44‰ до 18,18‰. Минимальные концентрации растворенного в воде кислорода составили 7,63 мг/дм^3, максимальные – 14,40 мг/дм^3. Концентрации общего фосфора составили от 7,87–196 мкг/дм^3, общего азота – 140–4319 мкг/дм^3. В зимний период в заливе наблюдается преобладание северо-восточных ветров.

В зимнем фитопланктоне выявлено 168 видов и разновидностей микроводорослей из 9 отделов: Bacillariophyta (37%), Dinophyta (14%), Chlorophyta (25%), Cyanophyta (11%), Chrysophyta (7%), Cryptophyta (2%), Euglenophyta (2%), Choanoflagellata (1%) и Flagellata (1%). По числу видов преобладали диатомовые (63 вида), что является отличительной чертой зимнего фитопланктона, т.к. большинство представителей этого отдела относятся к холодолюбивым формам. В зимний период, в результате стратификации водных масс, в пелагиаль попадает довольно много бентосных форм диатомовых (14%): *Navicula* Bory, *Nitzschia* Hass., *Cocconeis* Ehr., *Tabularia* (Kütz.) D.M.Williams et Round, *Amphora* Ehr., *Licmophora* Ag. которые, зачастую могут составлять до 80% всех отмеченных в пробе видов. На втором месте по числу видов были зеленые водоросли (42), динофитовых насчитывалось 24 вида, синезеленых – 18, достаточно большое число золотистых – 12, криптофитовых и эвгленовых по 3 вида соответственно, хоанофлагеллят – 2 вида и 1 ультрапланктонная форма флагеллят.

Анализ количественных показателей фитопланктона показал, что численность микроводорослей зимой изменялась в широком диапазоне, от 25,76 тыс. кл./дм^3 в январе до 117,91 тыс. кл./дм^3 в феврале, составляя в среднем 66,00 тыс. кл./дм^3; биомасса составила от 0,13 г/м^3 в январе до 0,59 г/м^3 в марте, составляя в среднем 0,40 г/м^3.

Распределение водорослей за пятилетний период времени не отличалось однородностью. Максимальные значения средней численности отмечались в зимний период 2013 г. (168,80 тыс. кл./дм^3), а биомассы – в 2011 г. (78,75 г/м^3). В сезонном аспекте, вклад зимнего периода по численности, составил от 46% в 2011 г., 59% в 2012 г., до 40% в 2013 г., 42% в 2014 г.; по биомассе – от 56% в 2011 г., 44% в 2012 г., до 29% в 2013 г., 23% в 2014 г.

Особенностью современного периода зимней сукцессии фитопланктона является смена видов-возбудителей «цветения» воды. Так, в зимний период 2011 г., в результате преобладания ветров северо-восточного направления, усиливающих перенос водных масс из Днепровско-Бугского лимана, в заливе впервые наблюдали «цветение» воды, вызванное солоноватоводной динофитовой *Peridiniopsis penardii* (Lemmerm.) Bourr. При этом, её развитие в открытой и полузамкнутой акваториях залива имело свои особенности. Так, в открытой акватории Аркадии промежуточная округлая стадия вида была обнаружена 19 января с численностью 13,02 тыс. кл/дм^3 и биомассой 0,05 г/м^3, при температуре морской воды 4,02^{o}C и солености 13,31‰, тогда как в полузамкнутой акватории Мыса Малый Фонтан на 2 месяца позже – в марте. Оформившаяся популяция *P. penardii* с численность 58,74 тыс. кл/дм^3 и биомассой 0,88 г/м^3, наблюдалась в Аркадии 11 марта при температуре морской воды 1,11^{o}C и солености 14,67‰. Как только, 16 марта, соленость воды уменьшилась на 6,8‰, а температура морской воды увеличилась на 2,42^{o}C, численность вида резко возросла до величин «цветения» – 928,69 тыс. кл/дм^3, биомасса 6,72 г/м^3, при температуре морской воды 3,53^{o}C и солености 7,87‰. Столь высокие количественные характеристики вида определялись большим средневзвешенным объемом клеток от 7235 до 59704 мкм^3. В этот период, отмечали максимальные концентрации органического азота 4317 мкг/дм^3. Максимальные количественные показатели *P. penardii* были отмечены в полузамкнутой акватории – 1,29 млн. кл./дм^3 и 9,35 г/м^3, при температуре морской воды 3,46^{o}C и солености 7,44‰. Концентрация органического азота здесь составила 3857 мкг/дм^3. В период «цветения» вида наблюдался максимум концентрации кислорода для холодного периода (10,2 мл/дм^3 и 120%). Дальнейшее увеличение солёности 23 марта до 15,00‰, привело к резкому снижению численности вида до 5,46 тыс. кл/дм^3, и биомассы до 0,04 г/м^3, а дальнейшее её повышение до 16,17‰ (13 апреля), привело к полной элиминации вида в планктоне. На протяжение трех лет наблюдений, данный вид в планктоне не обнаруживался. Зимой 2015 г. (25 февраля) в заливе вновь наблюдали вспышку развития *P. penardii*, с максимумом развития в полузамкнутой акватории Мыса Малый Фонтан, где численность вида составила 655,68 тыс. кл/дм^3, а биомасса 4,60 г/м^3, при температуре морской воды 2,00 и солености 12,94‰. Появление и развитие данного вида микроводорослей в альгоценозе связано, прежде всего, с формированием определенного температурного и соленосного режимов залива.

Основным видом-доминантом зимних «цветений» является *Skeletonema costatum* (Grev.) Cl. Ретроспективный анализ 90-х годов показал максимальное число вспышек (6 «цветений») развития вида в год, с максимумом в феврале [5]. За пятилетний период наблюдений отмечено три «цветения» воды, вызванные массовым развитие *Skeletonema costatum*, с максимальной плотностью в феврале 2013 г. – 11,29 млн. кл./дм^3 и биомассой – 1,43 г/м^3, при температуре морской воды 3,01^{o}C и солености 10,96‰.

Одним из факторов, влияющих на интенсивность и продолжительность зимних «цветений» является наличие ледового покрова. Так, в феврале 2012 г. при полуметровой толщине льда, высокой освещенности и отсутствии активной турбулентности воды, с 15 по 22 февраля наблюдали подлёдное «цветение» воды, сформированное комплексом диатомовых – *S. costatum* (3,42 млн. кл./дм^3), *Thalassiosira parva* Pr.-Lavr. (213,65 тыс. кл/дм^3; 0,58 г/м^3) и представителями рода *Chaetoceros* spp. (*Chaetoceros similis* f. *solitarius* Pr.-Lavr., *C. muelleri* Lemm., *C. gracilis* Schütt, *C. simplex* Ostf. – 132,26 тыс. кл/дм^3), при температуре морской воды – 0,05^{o}C и солёности 15,85‰. В период активной вегетации комплекса диатомовых в заливе наблюдали абсолютный максимум концентрации кислорода в поверхностном слое воды 14,40 мг/дм^3 и 113%.

Выводы

Таким образом, в виду изменившихся климатических и экологических условий, за пятилетний период в прибрежном фитоценозе Одесского залива произошел ряд изменений, в том числе: снижение численности зимнего фитопланктона в 2,27 раз, биомассы в 1,26 раз; снижение числа видов динофитовых водорослей в 1,63 раза; смена видов-доминантов зимних «цветений»; увеличение вклада динофитовых водорослей в общую биомассу (57%) во второй декаде зимы. Из сохранившихся тенденций наибольший вклад по числу видов (39%) и по численности (64%) остается за диатомовыми водорослями.

1. *Селифонова Ж. П.* Экосистемы акваторий черноморских портов / Ж. П. Селифонова // Новороссийска и Туапсе, Спб.: Наука, 2012. – С. 24–38.
2. *Гусляков Н. Е.* Сезонная динамика фитопланктона прибрежной зоны Одесского залива Черного моря (Украина) / Н. Е. Гусляков, Г. В. Теренько // Альгология. – 1999. – Т. 9, № 4. – С. 10–23.
3. *Северо-западная* часть Черного моря: биология и экология / Под ред. Ю. П. Зайцева, Б. Г. Александрова, Г. Г. Миничевой. – К.: Наукова думка, 2006. – 701 с.
4. *Доценко С. А.* Мінливість основних гідрологічних характеристик Одеського регіону північно-західної частини Чорного моря : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук : спеціальність 11.00.08 / С. А. Доценко; Одес. держ. екол. ун-т. – Одеса, 2003. – 20 с.
5. *Теренько Л. М.* Многолетняя динамика «цветений» микроводорослей в прибрежной зоне Одесского залива (Чёрное море) / Л. М. Теренько, Г. В. Теренько // Морской экологический журнал. – 2008. – Т. 7, № 2 – Севастополь – С. 76–86.

Г.В. Теренько
Український науковий центр екології моря, Одеса

ЗИМОВИЙ ФІТОПЛАНКТОН ОДЕСЬКОЇ ЗАТОКИ ЧОРНОГО МОРЯ

У роботі наведені результати п'ятирічного дослідження зимового фітопланктону. В альгоценозі у 2011-2015 рр. виявлено 168 видів і різновидів мікроводоростей. Взимку відзначено домінування морських форм (59%), висока частка прісноводних (27%), прісноводно-солоноватоводних (12%) і солоноватоводних (2%). Більшість видів планктоні форми (86%), бентосні склали 14%. Виявлено зв'язок фітопланктону з гідролого-гідрохімічним режимом. Відзначена важлива роль зимових «цвітінь» мікроводоростей у формуванні кисневого режиму водойми.

Ключові слова: зимовий фітопланктон, чисельність, біомаса, «цвітіння» води, Одеська затока

G.V. Terenko
Ukrainian Scientific Centre of Ecology of the Sea, Odesa

THE WINTER PHYTOPLANKTON IN THE ODESA BAY OF THE BLACK SEA

The results of a five-year study of winter phytoplankton is presented in this article. There are identified 168 species and varieties of algae in Bay's algocoenosis in 2011-2015. In winter marine forms (59%) are dominated, part of freshwater algae (27%) is high, freshwater brackish species are 12% and brackish species are 2%. Most species were planktonic (86%), benthic forms were 14%. It is showed the link between phytoplankton and hydrological and hydrochemical regimes. Important role of winter "blooms" of algae in the formation of oxygen regime of the water are determined.

Keywords: winter phytoplankton, abundance, biomass, algal blooms, Odesa Bay

УДК 504.064.36:574 (477.7)

П.В. ТКАЧЕНКО

Черноморский биосферный заповедник НАН Украины
ул. Лермонтова, 1, Голая Пристань, Херсонская обл., Украина

О ВСТРЕЧАЕМОСТИ МОРСКОГО СУДАКА *SANDER MARINUS (CUVIER, 1828)* В РАЙОНЕ ЧЕРНОМОРСКОГО БИОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА И ЮГО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ДНЕПРОВСКО-БУГСКОГО ЛИМАНА В ПОСЛЕДНИЕ 20 ЛЕТ

Приведены факты встреч морского судака *Sander marinus (Cuvier, 1828)* в акваториях Черноморского биосферного заповедника. На основе данных опросов местных жителей и рыбаков прибрежных сел дан краткий анализ встречаемости этого вида в юго-западной части Днепровско-Бугского лимана за последние 20 лет. Показаны тенденции изменения состояния его популяции за эти годы.

Ключевые слова: морской судак, буговец, Днепровско-Бугский лиман, Черноморский биосферный заповедник.

Ареал морского судака, или буговца *Sander marinus (Cuvier, 1828)* охватывает бассейны Каспийского и Черного (северо-западная часть и в частности Днепровско-Бугский лиман) морей [4].

Информации о состоянии популяции, да и вообще по встречам этого вида по северо-западной части Черного моря очень мало. Морской судак приводится по Черному морю с бухтами и лиманами только в трех работах [2, 3, 5], а по северо-западной части моря и вовсе в одной [1]. Но в них нет фактических данных и обсуждения по данному виду или указания источников (кроме [3]), на основе которых он был внесен в указанные публикации. А по констатации [4] буговец "…В Украине встречался в Днепровско-Бугском лимане, откуда заходил в устьевые участки Днепра и Южного Буга. Сведения о наличии в наших водах за последние 30-40 лет отсутствуют, что дает основания говорить о его исчезновении…".

К счастью это не так, потому что не были взяты во внимание многие общедоступные последние и наши и другие сведения. Так, например, даже в ихтиологическом разделе "Красной книги Украины" 2009 года издания по морскому судаку в подразделе "Ареал вида и его распространение в Украине" указано, что его ареал охватывает Днепровско-Бугский лиман, низовья Южного Буга, восточную часть Тендровского залива, Березанский и Днестровский лиманы. А в подразделе "Режим сохранения популяции и мероприятия по охране" написано, что данный вид частично охраняется в Днепровско-Бугском лимане на участке Черноморского биосферного заповедника НАНУ (далее – ЧБЗ) "Волыжин лес". А также приводится ссылка на наши данные [9, 10]. А отдельные сведения и упоминания по морскому судаку есть и в других наших работах [6, 7, 8].

Материал и методы исследований

Материал по морскому судаку из Тендровского залива в 1995 и 1998 годах был получен от рыбаков РАКП им. Шмидта (г. Одесса), которые в те годы вели здесь промысел в данном случае глоссовыми порежевыми сетями с ячеей 50 мм. Сведения о встречах или приловах данного вида в Днепровско-Бугском лимане в 1995-1998 годах получены в ходе устных опросов (с использованием определителей) 29 местных рыбаков со стажем (рыбколхозов "Победа" Голопристанского района Херсонской области и "Свидомисть" Очаковского района Николаевской области). Ими велся промысел судака обыкновенного и других видов рыб частиковыми сетями и вентерями с ячеей 40-65 мм в юго-западной части лимана. Предоставленная нам особь морского судака отловлена звеном Щербины Н.Н. рыбколхоза "Победа" у с. Геройское 2 ноября 1996 года на глубине около 2,3 м в 1,2 км от берега на карасевые сети с ячеей 40 мм.

С 1999 по 2012 года о встречах буговца мы периодически проводили опросы среди 10 этих же рыбаков и 6 местных жителей сел Васильевка, Покровские хутора и Геройское. В 2013 и 2014 годах опросом и анкетированием было охвачено 35 опытных рыбаков и местных жителей этих же сел. 10 анкет раздавались в начале года и собирались в конце года. Основные вопросы анкеты по встречам морского судака: дата и район встречи, количество отмеченных особей, их приблизительная длина и (или) вес тела, глубина в данном районе и расстояние от берега. Длина или вес особей ими определялась визуально и ориентировочно, так как рыб по нашей просьбе выпускали в живом виде обратно в водоем.

Результаты исследований и их обсуждение

В морских акваториях ЧБЗ морской судак был отмечен только дважды при проведении ограниченного лова глоссы РАКП им. Шмидта (г. Одесса) в восточной (заповедной) части Тендровского залива. Впервые – 3 июля 1995 года у о. Бабин отловили самца весом 1,6 кг и с длиной тела 56 см [6]. И в том же районе в июле 1998 года попалась еще одна особь с длиной тела около 30-35 см, о чем есть упоминание в “Летописи природы ЧБЗ НАНУ за 1998 год”, а также в [8]. По данным опросов рыбаков рыбколхозов “Победа” и “Свидомисть” и местных жителей сел Геройское, Васильевка и Покровские хутора – соответственно Голопристанского района Херсонской области и Очаковского района Николаевской области в 1995–1997 годах наблюдался рост численности этого вида в Днепровско–Бугском лимане. Буговец ловится вместе с обыкновенным судаком *S. lucioperca (Linnaeus, 1758)* и в те годы иногда составлял до 10 % от их общего вылова. В 1996 году нам передана одна из этих особей, и мы удостоверились, что это – *S. marinus (Cuvier, 1828)* (инв. № 139 в коллекции ЧБЗ). Это был самец с параметрами: SL = 33,2 см, L = 38,2, P = 585,7 г. В 1995-1998 годах наблюдался заметный рост численности и у *S. Lucioperca*, который массово появлялся в море и в заповедных заливах.

Опытные местные рыбаки очень хорошо отличают морского судака от обыкновенного судака и называют его исключительно буговцем. Кроме того, в этой части лимана им никогда не встречался берш, которого мы многим показывали по определителю. А он также обитает (или обитал) в Днепровско-Бугском лимане, но, возможно, в других его районах.

Основные скопления морского судака держались обычно на более приглубых местах на расстоянии 1,5–3,0 км от берега на глубинах примерно от 2,0 до 5,0 м. Ближе к побережью (0,3–1,5 км и глубине 1,0-2,0 м) буговец отмечался довольно редко и в небольшом количестве, еще ближе к берегу вообще не встречался. В эту часть лимана морской судак подходил только летом и держался до конца осени, а потом уходил в другие районы. Ловились в основном особи от 0,8 до 1,5 кг, но часто и до 2,0 кг. С 1998 года его стало гораздо меньше, и он попадался уже или по несколько особей одновременно или вовсе единично.

С 1999 по 2012 годы мы делали периодические опросы по встречам буговца с ограниченным числом респондентов. В 2013 и 2014 годах мы снова провели более детальные опросы местных жителей и анкетирование среди опытных рыбаков (всего по 35 одних и тех же респондентов в каждый год). В результате всего мы выяснили, что морской судак последние 20 лет в юго-западной части Днепровско-Бугского лимана наблюдался ежегодно. Но общее количество встречаемых за год буговцев пульсировало и, в конечном итоге, постепенно снижалось от порядка несколько сотен или тысяч особей в отдельные годы в начале этого периода до нескольких сотен или десятков особей в последние годы.

В 2013 и 2014 годах рыбаки отмечали морских судаков, чаще единично, реже по несколько особей одновременно, а изредка и до 10 особей. По данным анкетирования было встречено порядка 40–45 особей данного вида в 2013 году и около 70–80 в 2014 году. По сведениям опросов набирается еще порядка 70 особей в 2013 году и до 200-220 особей в 2014 году. Распределение по глубинам, районам и основным срокам наблюдений в основном сходятся с описанными нами выше в 90-ые годы прошлого века. Закономерностей в этом мы не выявили. Первый срок появления буговца здесь – 15 июня, последний – 12 ноября. Большая их часть держалась в этом районе лимана с начала июля по конец августа, осенью наблюдалось не более 15 % всех отмеченных за год особей.

Наименьшие размеры морского судака в 2013-2014 годах визуально оценены в 33–35 см длины тела и около 0,6–0,7 кг веса, максимальные – в 50–55 см и 1,7–1,8 кг. У большинства же полная длина тела колебалась в пределах 37–47 см и вес от 0,8 до 1,3 кг. В июне-начале июля за эти два года точно определено не менее 20 икряных самок. Таким образом, мы видим, что по размерно-массовым показателям (судя по всему и по репродуктивным) критически негативных изменений в популяции морского судака в юго-западной части Днепровско-Бугского лимана пока что не наблюдается. И, в общем, в этом районе она находится в более–менее удовлетворительном состоянии с тенденцией к заметному уменьшению численности за последние 20 лет. Но сейчас эта популяция еще имеет потенциал для самостоятельного воспроизводства.

Выводы

1. Основным современным ареалом обитания морского судака является Днепровско-Бугский лиман, где этот вид отмечается ежегодно. В 1995 и 1998 годах он обнаружен в Тендровском заливе на акваториях ЧБЗ.
2. В 2013-2014 годах в юго-западной части Днепровско-Бугского лимана по результатам опросов и анкетирования среди рыбаков и местных жителей было отмечено более 400 особей *Sander marinus*.
3. Размерно-массовые (предположительно, и репродуктивные) показатели в популяции данного вида в 2013-2014 годах в указанном районе находились на уровне середины 90-ых годов прошлого века.
4. Популяция морского судака находится в более-менее удовлетворительном состоянии. Крайне негативных изменений в ней не наблюдается за исключением заметного уменьшения общей численности за последние 20 лет. В настоящее время данная популяция еще имеет потенциал для самостоятельного воспроизводства.
5. Морской судак частично охраняется в ЧБЗ НАНУ.

Выражаем свою благодарность всем принявшим участие в опросах и анкетировании. Отдельная благодарность звеньевым рыбколхоза "Победа" Щербине Н.Н и РАКП им. Шмидта Гергалу В.П. и Денисенко Н.П. за предоставленные сведения и особей морского судака.

1. *Берг Л. С.* Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран / Л. С. Берг – М. Л.: изд–во АН СССР, 1949. – Изд. 4. – Ч. 3. – С. 1029–1031.
2. *Зайцев Ю. П.* Риби (*pisces*) українських вод Чорного моря / Ю. П. Зайцев // Чорноморські береги України. – Київ: Академперіодика. – 2008. – С. 214–236.
3. *Кесслер К.* Путешествие с зоологической целью к северному берегу Черного моря и в Крым / К. Кесслер. – К.: Университетская типография, 1860. – С. 63– 08.
4. *Мовчан Ю. В.* Риби України / Ю. В. Мовчан. – Київ: В–во "Золоті ворота", 2011. – С. 245–253.
5. *Расс Т. С.* Ихтиофауна Черного моря и некоторые этапы ее истории / Т. С. Расс // "Ихтиофауна черноморских бухт в условиях антроп. воздействия". – К.: Наукова думка, 1993. – С. 6–16.
6. *Ткаченко П. В.* Виды рыб, впервые отмеченные в морских акваториях Черноморского биосферного заповедника в 1988–1997 гг. / П. В. Ткаченко // Сб. восп. и науч. тр. "Развитие зоологических исследований в Одесском университете". – Одесса: Астропринт, 1999. – С. 127–131.
7. *Ткаченко П. В.* Динамика состояния популяций редких видов рыб Тендровского и Ягорлыцкого заливов и смежных акваторий Черного моря с 2006 по 2011 годы / П. В. Ткаченко // "Природничий альманах" – Херсон: ПАО "Херсонська міська друкарня", 2012а. – Вып. 18. – С. 194–198.
8. *Ткаченко П. В.* Рыбы Тендровского, Ягорлыцкого заливов и прилегающей акватории Черного моря / П. В. Ткаченко // Природничий альманах.– Херсон: ПАО "Херсонська міська друкарня", 2012б. – Вып. 18. – С. 181–193.
9. *Ткаченко П. В.* Збереження морських екосистем. Чорноморський біосферний заповідник / П. В. Ткаченко, Д. О. Черняков // Жива Україна. – 1999. – № 3–4. – С. 7.
10. *Ткаченко П. В.* Современный состав и тенденции изменения ихтиофауны прибрежных участков северо–западной части Черного моря / П. В. Ткаченко, С. А. Хуторной // Сб. науч. тр. "Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа". – Севастополь, 2001. – Вып. 2. – С. 363–369.

П.В. Ткаченко
Чорноморський біосферний заповідник НАН України, Херсонська обл.

ЩОДО ЧАСТОТИ ЗУСТРІЧІ МОРСЬКОГО СУДАКА *SANDER MARINUS* (CUVIER , 1828) В РАЙОНІ ЧОРНОМОРСЬКОГО БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА І ПІВДЕННО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ДНІПРОВСЬКО-БУЗЬКОГО ЛИМАНУ В ОСТАННІ 20 РОКІВ

Наведено факти зустрічі морського судака *Sander marinus (Cuvier, 1828)* в акваторіях Чорноморського біосферного заповідника. Приведено результат аналізу праць, в яких описуються випадки спостережень морського судака, або дані щодо стан його популяцій, або коли його просто занесено до списків риб по північно-західної частини Чорного моря за останні майже 150 років. На основі даних опитувань та анкетування місцевих жителів та рибалок прибережних сіл дано короткий аналіз зустрічей даного виду в південно-західній частині Дніпровсько-Бугського лиману за останні 20 років. Показано тенденції змін стану його популяції за ці роки та описано коли та де звичайно трималися скупчення морського судака в недалекому минулому. Вказано, де здійснюється охорона цього червонокнижного виду.

Ключові слова: морський судак, буговець, Дніпровсько-Бузький лиман

P.V. Tkachenko
Black Sea Biosphere Reserve of NAS of Ukraine, Kherson reg.

ON FREQUENCY OF SEA ZANDER *SANDER MARINUS* (CUVIER, 1828) IN THE AREA OF THE BLACK SEA BIOSPHERE RESERVE AND THE SOUTH–WEST PART OF THE DNIEPER–BUG ESTUARY IN THE LAST 20 YEARS

The facts of occurrence of sea zander *Sander Marinus* (Cuvier, 1828) in the water area of the Black Sea Biosphere Reserve are provided. The article gives the result of the analysis of the works dealing with the cases of occurrence of sea zander or with the data as to the status of its population or with the cases when it was registered in the list of fish in the south-west part of the Black Sea in the last 150 years. Based on the interview and questionnaire surveys among local citizens and fishermen of the coastal villages, a short analysis of the occurrence of this species in the south-west part of the Dnieper-Bug Estuary in the last 20 years is given. The tendencies of the change of its population are shown and the locations and periods of assemblages of sea zander in the recent past are described. It is also noted where this red book species is being protected.

Keywords: sea zander, bug inhabitant, Dnieper–Bug Estuary, Black Sea Biosphere Reserve

УДК 581.526.323

Ф.П. ТКАЧЕНКО, И.П. ТРЕТЬЯК
Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова
ул. Дворянская, 2, Одесса, 65026, Украина

ВОДОРОСЛИ-МАКРОФИТЫ ИМПАКТНЫХ ЗОН ОДЕССКОГО ПРИБРЕЖЬЯ

Установлено, что в импактных зонах Одесского прибрежья формируются однотипные группировки макрофитобентоса с доминированием зеленых водорослей. Видовое разнообразие макроводорослей здесь в 2-2,5 раза меньше, чем в целом по прибрежью. В частности, число видов бурых водорослей здесь меньше от 2,5 до 11 раз, красных – от 2 до 2,6 раз, а зеленых – от 1,3 до 1,7 раз. Наиболее чуствительными к действию антропогенного фактора оказались донные фитоценозы полузакрытых акваторий.

Ключевые слова: водоросли-макрофиты, импактные зоны. Одесское прибрежье

Водоросли формируют первичное звено цепи питания, являются природными биофильтрами и индикаторами качества водной среды, используются для оценки экологического состояния и продукционного потенциала водоемов [1, 6].

Район нашего исследования – Одесское прибрежье, в котором выделяют несколько импактных зон. Это районы моря, наиболее сильно загрязняемые в результате антропогенного воздействия. Самыми распространенными и вредоносными загрязняющими веществами здесь являются нефть и нефтепродукты, тяжелые металлы (ртуть, свинец, кадмий, медь и др.), ядохимикаты, детергенты. Загрязняющие вещества поступают как из локальных источников (сточные воды городских канализаций, ливневые и дренажные стоки, стоянок судов и работы портовых погрузочно-разгрузочных комплексов), так и привносятся вдольбереговым течением из Днепро-Бугской эстуарной системы [7]. Здесь также периодически повторяются аварийные ситуации, прежде всего по разливам нефти и нефтепродуктов. Поля загрязнения формируются в прибрежье, но могут выноситься и в открытое море. В результате в водных объектах формируются под воздействием загрязнения импактные экосистемы.

Как известно [2], в биомониторинге прибрежья морских акваторий используются водоросли-макрофиты. Поэтому целью данной работы было выяснение роли макрофитобентоса в оценке экологического состояния некоторых импактных зон Одесского прибрежья.

Материал и методы исследований

Исследования донной растительности Одесского прибрежья были выполнены в 2013-2014 гг. по общепринятой в гидроботанике методике [5]. Отбор проб водорослей-макрофитов проводили на 10 вдольбереговых станциях в таких импактных зонах как порт Южный (Григорьевский лиман), Одесский залив (район сброса сточно-дренажных вод санатория имени Чкалова и район сброса канализационных вод СБО «Южная» – Дача Ковалевского), а также в порту Ильичевск (Сухой лиман). Идентификацию водорослей проводили по известному определителю А. Д. Зиновой [4].

Результаты исследований и их обсуждение

Донная растительность в исследуемом районе моря развивается динамично и представлена определенным комплексом относительно толерантных к меняющимся экологическим условиям видов водорослей [8]. Число видов водорослей-макрофитов может колебаться по годам, в зависимости от интенсивности антропогенного пресса, или, возможно, изменчивости некоторых природных факторов.

Ранее в исследуемом районе было выявлено 53 вида водорослей-макрофитов. Из них Chlorophyta – 25 видов, Rhodophyta – 16, Phaeophyta – 11 и Streptophyta – 1. Выявленные виды макрофитов входят в состав 7 классов, 16 порядков, 19 семейств и 27 родов [9].

Наибольшее видовое разнообразие водорослей было обнаружено в Одесском заливе (46 видов). В Южненском и Ильичевском портах выявлено меньшее и примерно одинаковое их число (32 и 30, соответственно). Отмеченные численные флористические отличия объясняются большим разнообразием экотопов в Одесском заливе по сравнению с сильно измененными и одинаковыми геоморфологическими и гидролого-гидрохимическими условиями портовых сооружений Ильичевска и Южного.

Установлено, что во всех исследуемых акваториях преобладали зеленые водоросли (50% и более) из родов *Ulva* L., *Cladophora* Kütz., *Rhizoclonium* Kütz., *Chaetomorpha* Kütz., *Ulothrix* Kütz., *Urospora* Aresch. и *Bryopsis* Lamour. Среди представителей этого отдела были выявлены и редкие виды, например, *Entocladia leptochaete* (Huber) Burrows. Доля красных водорослей здесь составляла 30 % от выявленного видового состава макрофитов. Доминировали представители родов *Bangia* Lyngb., *Porphyra* Ag., *Ceramium* Roth, *Callithamnion* Lyngb. и *Polysiphonia* Grev. Редкими для исследуемых акваторий были *Chroodactylon ornatum* (C. Ag.) Basson, *Lomentaria clavellosa* (Turner) Gaillon *var. clavellosa* и *Peyssonnelia dubyi* P. L. Crouan et H. M. Crouan. Наименьшим видовым разнообразием в Одесском прибрежье выделялись бурые водоросли (примерно 20%). Относительно массовыми среди них были лишь *Scytosiphon simplicissimus* (Clemente) Cremades и *Ectocarpus siliculosus* (Dillw.) Lyngb. *var. siliculosus*.

Другие выявленные здесь виды бурых водорослей из родов *Punctaria* Grev., *Striaria* Grev., *Petalonia* Derb. et Sol. и *Pilayella* Bory являются редкими для данного района.

В районе порта Южный в результате постоянных дноуглубительных работ, работы порта и припортового химического завода в глубоководной части Григорьевского лимана сложились неблагоприятные условия для функционирования биоты. Повышенная мутность воды также отрицательно сказывается и на поселениях бентосных организмов в сохранившихся мелководных участках лимана. За последние два года нами здесь идентифицировано 28 видов водорослей-макрофитов. В донной растительности лимана преобладали зеленые водоросли – 19 видов (68,0% от выявленного видового разнообразия), красные были представлены 7 видами (25,0%), а бурые и харовые – по 1 (по 3,5%). Некоторое обеднение здесь альгофлоры и преобладание зеленых водорослей свидетельствует о значительном антропогенном прессе на исследуемые экосистемы.

В Сухом лимане функционирует Илличевский морской торговый и Рыбный порты, судоремонтный завод, что создает здесь определенные экологические проблемы. В период наших исследований в Сухом лимане (в районе Рыбный порт – Переправа) выявлено 22 вида водорослей-макрофитов. Основу фитобентоса водоема составляли зеленые водоросли – 14 видов (65,2%). Красных водорослей было выявлено 8 видов (34,8%), бурые в это время здесь отсутствовали.

В районе Дача Ковалевского (СБО «Южная») в море сбрасывается половинный объем сточных вод Одесской канализации. Введение в эксплуатацию здесь биологической ступени очистки позволило снизить в сточных водах концентрацию азота аммонийного более чем в 5 раз, нефтепродуктов – в 4 раза, $БПК_5$ – в 7 раз и ХПК – в 2 раза. В то же время концентрация нитритов на выходе с очистных сооружений выросла в 4 раза, а нитратов – в 100 раз. В целом эффективность очистки по азоту аммонийному достигает здесь 72%, а по неорганическому фосфору – 61%. Остается нерешенной проблема бактериального обеззараживания нормативно очищенных стоков, которые сбрасываются в море [10]. Всего в этом районе моря нами идентифицировано 26 видов водорослей-макрофитов. Из них 4 вида (15,4%) относятся к отделу Phaeophyta, 8 (30,8%) – Rhodophyta и 14 (53,8%) – Chlorophyta.

В результате берегоукрепительных работ Одесская прибрежная зона моря была превращена в цепочку бассейнов разной степени изолированности, ограниченных траверсами и волноломами со средним объемом 52 тыс. $м^3$ [3]. Их водообмен с открытым морем осуществляется поверхностным 50-75 см слоем воды вдоль волнолома и по краю траверса. В то же время, в эти изолированные участки моря во многих местах сбрасываются подземные дренажные и ливневые воды. Они содержат значительное количество азота нитратного, с превышением ПДК в 2,6 раза. Содержание нефтепродуктов иногда до 5 раз выше ПДК. Ограниченный водообмен и дополнительные источники загрязнения ухудшают здесь условия обитания гидробионтов [7]. Именно такая импактная акватория находится в районе пляжа санатория им. Чкалова. Видовое разнообразие водорослей в этой зоне незначительное – всего 23 вида, из них 6 (26,1%) относятся к отделу Rhodophyta, 16 (69,6 %) – Chlorophyta и 1 (4,3%) – Phaeophyta (таблица).

Таблица

Распределение водорослей-макрофитов по импактным зонам Одесского прибрежья

Район исследования	Chlorophyta		Rhodophyta		Phaeophyta		Streptophyta	
	ед.	%	ед.	%	ед.	%	ед.	%
Порт Южный	19	68,0	7	25,0	1	3,5	1	3,5
Порт Илличевск	14	65,2	8	34,8	–	–	–	–
Дача Ковалевского	14	53,8	8	30,8	4	15,4	–	–
Санаторий им. Чкалова	16	69,6	6	26,1	1	4,3	–	–
Все Одесское прибрежье	25	47,2	16	30,2	11	20,7	1	1,9

Таким образом, в импактных зонах Одесского прибрежья по сравнению со всем районом усилилась роль зеленых и некоторых мезотрофных красных водорослей. Но одновременно резко сократилось видовое разнообразие бурых водорослей.

Выводы

В исследуемом районе моря после периодических изменений макрофитобентоса, вызванных антропогенными и природными факторами, наблюдается некоторая стабилизация донных фитоценозов. Их формируют наиболее толерантные к этим условиям водоросли-макрофиты. Однако в импактных зонах Одесского прибрежья (порт Южный – Григорьевский лиман, район сброса сточных вод санатория Чкалова, СБО «Южная» – Дача Ковалевского, порт Ілличевск – Сухой лиман) видовое разнообразие водорослей-макрофитов в 2-2,5 раза меньше, чем в целом по исследуемому прибрежью.

Наиболее существенное сокращение по этому показателю отмечено среди бурых водорослей – от 2,5 до 11 раз, у красных – от 2 до 2,6 раз. Наиболее толерантными в импактных зонах оказались зеленые водоросли, сокращение их биоразнообразия отмечено в пределах лишь от 1,3 до 1,7 раз.

Зеленые водоросли в исследуемых акваториях Одесского прибрежья являются и основными продуцентами биомассы, на втором месте по этому показателю находятся красные. Биомасса бурых водорослей здесь минимальная и она более заметная лишь в весенний сезон.

Наиболее уязвимыми к антропогенному влиянию оказались донные фитоценозы полузакрытых портовых акваторий Григорьевского и Сухого лиманов.

1. *Водоросли:* Справочник / С. П. Вассер, Н. В. Кондратьева, Н. П. Масюк и др. Отв. ред. С. П. Вассер. – К.: Наукова думка, 1989. – 606 с.
2. *Евстигнеева И. К.* Макрофитобентос прибрежного экотона бухты Балаклавской (Черное море, Украина) / И. К. Евстигнеева // Альгология. – 2006. – Т. 16, № 2. – С. 167–180.
3. *Еременко Т. И.* Генезис и характерные черты современного состояния макрофитобентоса в северо-западной части Черного моря / Т. И. Еременко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. “Гідроекологія”. – 2001. – вип. 3 (14). – С. 129–131.
4. *Зинова А. Д.* Определитель зелених, бурых и красных водорослей южных морей СССР / А. Д. Зинова. – М.-Л.: Наука, 1967. – 398 с.
5. *Калугина-Гутник А. А.* Фитобентос Черного моря / А. А. Калугина-Гутник. – К.: Наукова думка, 1975. – 247 с.
6. *Саут Р.* Основы альгологии / Р. Саут, А. Уиттик. – М.: Мир. – 1990. – 595 с.
7. *Северо-западная* часть Черного моря: биология и экология / Под ред. Ю. П. Зайцева. – К.: Наукова думка, 2006. – 701 с.
8. *Ткаченко Ф. П.* Макрофитобентос Одесского залива Черного моря и его динамика / Ф. П. Ткаченко // Альгология. – 2001. – Т. 11, № 1 . – С. 102–108.
9. *Ткаченко Ф. П.* Эколого-таксономические особенности макрофитобентоса в прибрежье Одесского мегаполиса / Ф. П. Ткаченко // Современные проблемы альгологии: Мат. междунар. научн. конф. и VII школы по морской биологии (9-13 июня 2008 г., г. Ростов-на-Дону). – Ростов-на-Дону, 2008. – С. 366–367.
10. *Тучковенко Ю. С.* Оценка влияния береговых антропогенных источников на качество вод Одесского района северо-западной части Черного моря / Ю. С. Тучковенко, В. А. Иванов, О. Ю. Сапко. – Севастополь: НПЦ «ЭКОСИ-Гидрографика», 2011. – 169 с.

Ф.П. Ткаченко, І.П. Третьяк
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова, Україна

ВОДОРОСЛИ-МАКРОФІТИ ІМПАКТНИХ ЗОН ОДЕСЬКОГО ПРИБЕРЕЖЖЯ

Встановлено, що в імпактних зонах Одеського прибережжя формуються однотипні угруповання макрофітобентосу з домінуванням зелених водоростей. Видове різноманіття макроводоростей тут у 2-2,5 рази менше, ніж в цілому біля узбережжя. Зокрема число видів бурих водоростей тут менше від 2,5 до 11 раз, червоних – від 2 до 2,6 раз, а зелених – від 1,3 до 1,7 раз. Найбільш вразливими до антропогенного чинника виявилися донні фітоценози напівзакритих акваторій.

Ключові слова: водорості-макрофіти, імпактні зони, Одеське прибережжя

F.P. Tkachenko, I.P. Tretyak
I.I. Mechnykov Odesa National University, Ukraine

SEAWEEDS OF IMPACT ZONES ODESA'S SHORE

It has been found, that in impact zones Odesa's sea shore to form the same type composition of macrophytobenthos with domination of the green algae. The species composition of seaweeds there was in 2-2,5 time less, than in all sea shore. Quantity species of Phaeophyta there was in 2-2,5 time less , Rhodophyta – from 2 to 2,6 time and Chlorophyta – from 1,3 to 1,7 time. More impression to anthropogenic action was bottom phytocenoses of half-close water bodies.

Keywords: seaweeds, impact zones, Odesa's sea shore

УДК 582.28:591.148:262.5

Ю.Н. ТОКАРЕВ [1], Н.И. КОПЫТИНА [2], О.В. МАШУКОВА [1]

[1] Институт биологии южных морей им. О.О. Ковалевского
пр. Нахимова, 2, Севастополь, 299011, АР Крым
[2]Гидроэкологическое общество Украины

ИССЛЕДОВАНИЕ СВЕЧЕНИЯ МИКРОСКОПИЧЕСКИХ ГРИБОВ ЧЕРНОГО МОРЯ

Впервые исследованы характеристики свечения чистых культур и комплексов потенциально патогенных (оппортунистических) и сапротрофных микроскопических грибов Черного моря. Установлено, что максимальная световая эмиссия культур вызывалась химическим воздействием пресной водой: средняя энергия светоизлучения составляла (2,24–3,44)$\cdot 10^8$ квант$\cdot$см$^{-2}$ Свечение при химической стимуляции организмов этиловым спиртом было минимальным – не более 1,04$\cdot 10^8$ квант$\cdot$см$^{-2}$. Продолжительность свечения всех культур оставалась относительно постоянной не зависимо от вида воздействия – 4,35–4,59 с. В перспективе подобные исследования позволят оценить вклад морских грибов в биолюминесцентный потенциал различных регионов Мирового океана и установить места скопления потенциально патогенных грибов.

Ключевые слова: микроскопические грибы (микромицеты), характеристики биолюминесценции, химическая стимуляция

Среди морских грибов есть сапротрофы, паразиты водных растений и животных. Широко распространенные сапротрофные грибы, способные при определенных условиях вызывать аллергию и микозы, называются оппортунистическими. Эвтрофикация и загрязнение морской среды создают условия для массового развития оппортунистических микромицетов, но они не являются специфическими паразитами и, поэтому, организм здоровых людей легко справляется с ними. Многие грибы, в том числе и представители родов *Acremonium, Aspergillus* и *Penicillium* образуют соединения, токсичные для животных и человека (микотоксины). Известно, что моллюски способны накапливать токсичные метаболиты грибов и поэтому представляют опасность для людей, употребляющих заражённых особей в пищу [2]. Следовательно, в местах рекреации и промысла моллюсков следует проводить микологический контроль воды и донных отложений. Однако для проведения мониторинга требуются специалисты микологи, к тому же, выращивание грибов и их идентификация – длительный временной процесс.

В пищевой промышленности успешно применяют люминесцентный метод определения порчи продуктов, который позволяет выявить начало роста грибов, на такой ранней стадии, когда оно неуловимо другими методами [3]. Природа светоизлучения грибов, а тем более, обитающих в море, к сожалению, практически не исследована [4, 5]. Поэтому представляется крайне важным изучить вариабельность параметров светоизлучения грибов в соответствии с их

функциональным состоянием и трофической специализацией, а также выявить влияние различных абиотических факторов на характер люминесценции грибов.

Цель работы – установить способность к свечению микромицетов, выявленных из морских мест обитания и выявить характеристики свечения микокомплексов и отдельных видов грибов.

Материал и методы исследований

Комплексы и чистые культуры микромицетов выделены из проб воды и донных отложений Черного моря, а также фрагментов древесины, собранных на побережье. Комплексы целлюлозосодержащих субстратов, основу которых составляли облигатно морские микромицеты, получены методом «накопления-доращивания» в стерильной морской воде [1]. Оппортунистические микромицеты выращены на агаре Чапека-Докса (ЧДА).

Характеристики свечения микромицетов изучали в Институте биологии южных морей (г. Севастополь, АР Крым). Параметры свечения регистрировали на лабораторном комплексе «Свет» [4].

Перед проведением эксперимента культуру грибов выдерживали при температуре 18±2°С, адаптируя в течение 2 ч к условиям опыта. Исследования проводили в дневное время при полной темноте. Использовали механическую и химическую стимуляции культуры (культуральной жидкости или мицелия) для изучения основных характеристик свечения: энергию и длительность их сигналов. Механическую стимуляцию проводили быстрым введением морской воды в кювету с культурами. В качестве химического реагента была апробирована пресная вода и этиловый спирт в концентрации 0,96%, вводимой при помощи шприца в кювету [4].

В исследовании культуральной жидкости контролем служила стерильная смесь морской (16 S‰) и пресной воды в соотношении 1:1, для грибов, выращенных на среде ЧДА, контролем была чистая среда.

Исследованы характеристики свечения культуральной жидкости облигатно морских микромицетов (8 образцов) и мицелия оппортунистических грибов (8-ми комплексов и 3-х видов).

Результаты исследований и их обсуждение

Выявлено свечение культуральной жидкости комплекса облигатно морских грибов (*Corollospora maritima* Werdermann, 1922, *Corollospora* sp. и *Cumulospora* sp.), а также мицелия комплекса оппортунистических грибов, выращенного на среде Чапека, (*Alternaria alternata* (Fr.) Keissl, 1912, *Cyphellophora* sp. и *Hormographiella* sp.). Способность мицелия к свечению обнаружена у культур *Acremonium sp., Aspergillus fumigatus* Fresen, 1863. Вид *Penicillium commune* Thom, 1910 не проявил способности к свечению.

Механическая стимуляция грибов морской водой вызывала слабую энергию светоизлучения (Е), которая в среднем составляла $(1{,}12\text{-}1{,}87)\cdot 10^8$ квант·см$^{-2}$ (таблица). Эффект свечения при химической стимуляции организмов этиловым спиртом был минимальным (0 – $1{,}04)\cdot 10^8$ квант·см$^{-2}$. Максимальные отзывы культур обеспечивало химическая стимуляция пресной водой: средняя энергия светоизлучения была больше механической в 1,7-2,9 раза и больше, чем при воздействии спиртом в 2,2-7,2 раза. Продолжительность свечения всех культур оставалась относительно постоянной не зависимо от вида воздействия – 4,35-4,59 с.

Близкие средние значения энергии светоизлучения получены у культуральной жидкости облигатно морских грибов и культуры *Acremonium* sp., однако, график колебаний импульса различался (рис. 1, 2).

Таблица

Характеристики свечения микроскопических грибов (Е – энергия светоизлучения, 10^8 квант ·см$^{-2}$; Т – продолжительность, с)

Состав микокомплекса, вид гриба	Механическая стимуляция (морская вода)		Химическая стимуляция			
			Пресная вода		Этиловый спирт	
	Е	Т	Е	Т	Е	Т
Corollospora maritima, *Corollospora* sp., *Cumulospora* sp.	1,77±0,08	4,49±0,21	3,44±0,17	4,57±0,22	0,48±0,02	4,39±0,21
Alternaria alternata, *Cyphellophora* sp., *Hormographiella* sp.	1,14±0,05	4,47± 0,22	2,24±0,11	4,94±0,24	-	-
Acremonium sp.	1,12± 0,05	4,46± 0,22	3,35±0,11	4,53±0,22	-	-
Aspergillus fumigatus	1,87±0,08	4,59±0,21	3,24±0,11	4,96± 0,24	1,04±0,05	4,38
Penicillium commune	-	-	-	-	-	-

Примечание – отсутствует светоизлучение

Возможно, характер люминесцентного отклика исследованных микромицетов предопределен их трофической специализацией, скоростью роста, разным откликом на температурные условия и другими физиологическими особенностями – это все это еще предстоит исследовать. Большинство известных биолюминесцентных организмов (морские водоросли, кишечнополостные, ктенофоры) излучают свет импульсами, свечение грибов по своему характеру напоминает, однако, свечение бактерий.

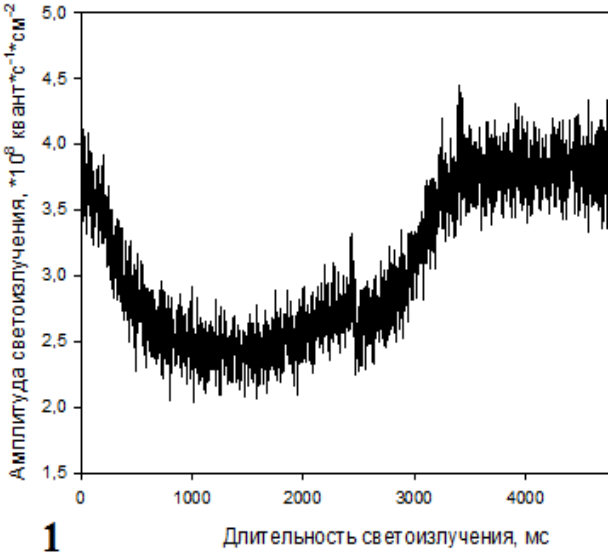


Рис. 1. Типичный люминесцентный сигнал при химической стимуляции пресной водой культуральной жидкости комплекса облигатно морских грибов (*Corollospora maritima Werdermann*, *Corollospora* sp., *Cumulospora* sp.)

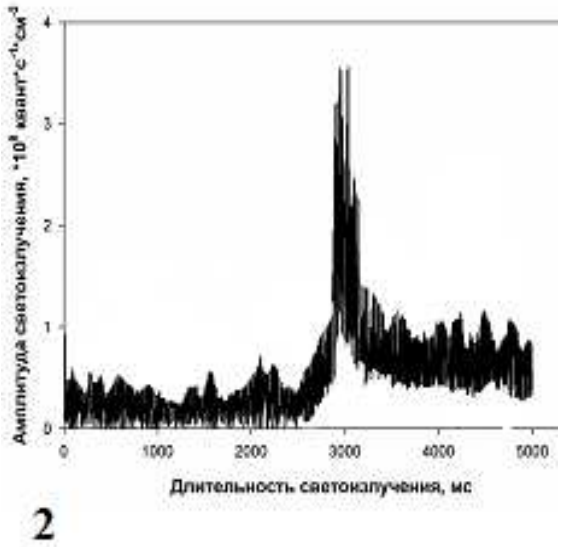


Рис. 2. Типичный люминесцентный сигнал при химической стимуляции пресной водой культуры *Acremonium* sp.

Выводы

В случае выявления типичных особенностей характера свечения оппортунистических микромицетов можно будет разработать экспресс-метод микологической оценки воды, что

позволит проводить мониторинг качества воды в бассейнах, марихозяйствах и районах массовой рекреации.

1. *Багрій-Шахматова Л. М.* Нові для Чорного моря види облігатно морських вищих грибів / Л. М. Багрій-Шахматова // Укр. ботан. журн. – 1991. – Т. 48, № 4. – С.59–65.
2. *Гаевская А. В.* Паразиты, болезни и вредители мидий (Mytilus, Mytilidae). III. Грибы (Fungi), лишайники (Mycophycophyta), растения (Plantae) / Альбина Витольдовна Гаевская. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2007. – 97 с.
3. *Люминесцентный* анализ пищевых продуктов. – Режим доступу: http://biobloc.ru/lyuminescentnyy_analiz__pischevyh_p
4. *Токарев Ю. Н.* Основы биофизической экологии гидробионтов / Юрий Николаевич Токарев. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. – 342 с.
5. *Shimomura O.* Bioluminescence: Chemical principles and methods / O. Shimomura // World Scientific. – 2006. – 470 p.
6. *Tokarev Yu. N.* Research of the Black Sea Fungi's Fluorescence / [Yu. N. Tokarev, N. I. Kopytina, O. V. Mashukova, I. V. Serbinova] // 4th Bi-annual Black Sea Scientific Conference: Black Sea – Challenges Towards Good Environmental Status: abstr. book. (Constanta, Romania. 28–31 Oct.). – Constanta, 2013. – P. 98–99.

Ю.М. Токарев[1], Н.І. Копитіна[2], О.В. Машукова[1]

[1]Інститут біології південних морів ім. О.О. Ковалевського, Севастополь

[2]Гідроекологічне товариство України

ДОСЛІДЖЕННЯ СВІТІННЯ МІКРОСКОПІЧНИХ ГРИБІВ ЧОРНОГО МОРЯ

Вперше досліджені характеристики свічення чистих культур і комплексів потенційно патогенних (опортуністичних) і сапротрофних мікроскопічних грибів Чорного моря. Встановлено, що максимальнє свічення культур забезпечувала хімічна дія прісною водою: середня енергія світловипромінювання складала 2,24-3,44·10^8·квант·$см^{-2}$. Свічення під час хімічної стимуляції організмів етиловим спиртом було мінімальним – менше 1,04·10^8·квант·$см^{-2}$. Тривалість свічення усіх культур залишалося відносно постійною незалежно від типу дії – 4,35-4,59с. В перспективі подібні дослідження дозволять оцінити вклад морських грибів у біолюмінесцентний потенціал різних регіонів Світового океану і встановити місця скупчення потенційно патогенних грибів.

Ключові слова: мікроскопічні гриби (мікроміцети), характеристики люмінесценції, хімічна стимуляція

Yu.N. Tokarev [1], N.I. Kopytina [2], O.V. Mashukova [1]

[1] A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas, Sevastopol

[2] Hydroecological Society of Ukraine

THE STUDY OF THE BLACK SEA MICROSCOPIC FUNGI LUMINESCENCE

For the first time the pure cultures and complexes of potentially pathogenic (opportunistic) and saprotrophic microscopic fungi of the Black Sea characteristics of luminescence have been investigated. It has been stated that maximum light emission of the cultures was evoked by the chemical stimulation of the fresh water: average luminescence energy made (2.24–3.44)·10^8 quant·cm^{-2}. Light emission under organisms chemical stimulation by the ethyl alcohol was minimal – not more than 1.4·10^8quant·cm^{-2}. Duration of all the cultures luminescence remained quite constant, not depending on the kind of stimulation – between 4.35 and 4.59 c. In future such studies will permit to evaluate contribution of the marine fungi into bioluminescence potential of the World Ocean different regions and to find out the places of the potentially pathogenic fungi accumulation.

Keywords: microscopic fungi (micromycetes), luminescence characteristics, chemical stimulation

УДК [574.524(282)]

В.В. ТРИЛІС, Т.М. СЕРЕДА, О.Л. САВИЦЬКИЙ

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

НАДХОДЖЕННЯ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН У РІЧКОВУ ЕКОСИСТЕМУ (НА ПРИКЛАДІ МОДЕЛЬНОЇ ДІЛЯНКИ р. ВІТА)

В статті описані методичні підходи, визначені величини і співвідношення головних джерел органічної речовини в енергетичному балансі екосистеми річки Віта. Встановлено, що основна частина органічних речовин надходить у водойму у вигляді продукції макрофітів (біля 90%), на другому місці продукція фітопланктону (близько 8%), листовий опад складає незначну частину надходжень (лише 2%).

Ключові слова: річкова екосистема, продукція, органічні речовини, фітопланктон, макрофіти, листовий опад

Енергетичний баланс річкової екосистеми значною мірою визначається кількістю органічних речовин, що надходять до екосистеми. Вміст і склад органічних речовин в різних екосистемах коливаються у досить широких межах та впливають на формування складу, структури і розвитку біоти. Метою нашого дослідження було вивчити величину та співвідношення основних джерел надходження органічної речовини в екосистему модельної ділянки р. Віта.

Матеріал і методи досліджень

Модельним об'єктом було обрано частину гирлової ділянки р. Віта, правої притоки Дніпра, що впадає нижче Києва. Гирлова ділянка річки є системою мілководних проток та заток, розташована на території заказника «Жуків Острів» і зазнає відносно незначного антропогенного впливу. Дослідження проводили щомісяця впродовж вегетаційних сезонів 2012–2014 рр. на модельній ділянці гирлової області р. Віта, загальною площею 27800 м^2 і середньою глибиною 1 м (де, руслова проточна ділянка – 13000 м^2 та затока, непроточна ділянка, – 14800 м^2).

Спостереження за розвитком вищої водної рослинності проводили із застосуванням класичних флористичних і геоботанічних методик [2, 3]. На стандартних площадках в різних біотопічних однорідностях проводили укоси макрофітів для контролю біомаси, паралельно вимірювали глибину та визначали тип ґрунту в заростях. Продукцію вищої водної рослинності з урахуванням біомаси відмерлих за сезон решток рослин визначали згідно [4], енергетичні одиниці органічної речовини розраховували за біомасою макрофітів згідно [5].

Дослідження фітопланктону проводили загальноприйнятими в гідробіології та альгології методами [3]. Проби відбирали з горизонту 0,3-0,5 м водної товщі. Первинну продукцію і деструкцію визначали склянковим методом в кисневій модифікації, експозиція склянок на чистоводді та в заростях макрофітів становила 1 добу. Еквівалентні енергетичні одиниці та показники валової продукції фітопланктону за рік розраховані згідно [1].

Надходження у річкову екосистему алохтонних органічних речовин у вигляді листового опаду досліджували з вересня по грудень шляхом встановлення на дно водойми уловлювачів – решітчастих пластикових ящиків (40х60 см з вічком близько 1х3 см). Щорічно в різних мікробіотопах занурювали 15 уловлювачів. Листовий опад вилучали двічі за сезон (для зменшення втрат на утилізацію молюсками та іншими гідробіонтами), висушували до повітряно-сухого стану та зважували. Виходячи з припущення, що 10% опаду припадає на інші сезони і 10% не затримується уловлювачами (дрібне листя та насіння наземних рослин), отриманий результат корегували коефіцієнтом 1,2.

Результати досліджень та їх обговорення

Вища водна рослинність. Нами встановлено декілька піків розвитку макрофітів протягом вегетаційного сезону, домінуючі формації яких наведено в таблиці 1.

Таблиця 1

Домінуючі формації водної рослинності р. Віти, площа заростей та фітомаса (усереднені дані)

Домінуючі формації	Площа заростей, %		Фітомаса, г/м ^{2}	
	Затока	Русло	Затока	Русло
Nymphaeeta albae	5	1	900	450
Nymphareta luteae	2	1	1100	500
Spirodeleta polyrrhizae	10	15	700	600
Lemneta minoris	2	2	450	300
Salvinieta natantis	24	20	1300	750
Stratioteta aloidis	30	6	15000	10007
Ceratophilleta demersi	27	15	1200	500
Всього	100	60	20650	13107 (100%) 7864,2 (60%)

Перший пік розвитку вищої водної рослинності з домінуванням куширу і занурених рдесників припадає на кінець травня–початок червня. Наприкінці червня, як правило, розвивалися угруповання з переважанням тілорізу і німфейних. З середини серпня, і в деякі роки аж до кінця вересня, спостерігали третій пік розвитку макрофітів з домінуванням рослин з плаваючим листям – сальвінія, ряски і німфейні. Для підрахунку загальної частки автохтонної органіки, що надходить у водойму за рахунок вищої водної рослинності враховували тільки дві екологічні групи – занурені і рослинність з плаваючим листям, нехтуючи незначною біомасою гелофітів.

За розрахунковими даними усереднені значення продукції макрофітів для руслової ділянки становлять 7864,2 г/м^2, для затоки – 20650 г/м^2, річна продукція макрофітів з урахуванням відмерлих решток рослин для площі руслової ділянки складає 52 т, для площі затоки – 98 т. Еквівалентні величини, розраховані в енергетичних одиницях, для руслової ділянки становлять 20165 ккал/м^2, для затоки – 33093 ккал/м^2 і відповідно, загальна продукція з урахуванням площі модельної ділянки складає $752 \cdot 10^6$ ккал/рік, в т.ч. русла – $262 \cdot 10^6$ і затоки – $490 \cdot 10^6$ ккал/рік.

Фітопланктон. Видове багатство фітопланктону впродовж вегетаційного сезону було відносно стабільним: кількість таксонів водоростей рангом нижче роду навесні коливалася в межах 79–92, влітку – 86–102, восени – 69–83. У флористичному спектрі частка діатомових водоростей в русловій ділянці річки навесні та восени була дещо вищою, ніж в затоці, відповідно 42–68% і 34–47%. В період літньої межені в затоці розвивалися угруповання з переважанням зелених та синьозелених водоростей. В таблиці 2 наведено межі коливань функціональних характеристик фітопланктону в період досліджень.

Таблиця 2

Продукційні характеристики та біомаса фітопланктону модельної ділянки р. Віта (межі коливань)

Місяць	Руслова ділянка		Затока	
	A, гO_2/м^3 · доб.	*B, г/м^3*	*A, гO_2/м^3 · доб.*	*B, г/м^3*
IV–V	2,25–2,60	0,33–1,79	2,80–3,40	2,09–2,45
VI–VII	2,50–4,85	2,38–5,03	3,25–4,00	2,24–4,30
VIII	5,00–8,00	4,33–6,50	5,75–7,20	1,66–3,66
X	3,75–4,95	3,10–3,24	1,80–3,80	1,13–2,96

Примітка: А – валова продукція фітопланктону, В – біомаса фітопланктону

Основу біомаси фітопланктону в повеневий період формували переважно центричні діатомові водорості. Рівень розвитку літнього фітопланктону модельної ділянки цілком залежав від вегетації макрофітів. Після водопілля, в період спаду рівнів води і до появи німфейних і тілорізу показники біомаси фітопланктону в проточній і непроточній ділянках річки практично не відрізнялися, за показниками біомаси домінували діатомові, зелені вольвоксові і хлорококові водорості. В літню межінь, в період найнижчих рівнів води та покритті водного дзеркала макрофітами з плаваючим листям чисельність фітопланктону

збільшувалася майже втричі за рахунок вегетації синьозелених водоростей, показники біомаси формували зелені хлорококові, діатомові та динофітові водорості. Восени зі зниженням температури води біомаса фітопланктону знижувалась.

Сезонна динаміка інтенсивності фотосинтезу фітопланктону була синхронною зі змінами показників біомаси угруповань, хоча піки їх не завжди співпадали та зміщувалися за строками (табл. 2). В період вегетації валова продукція майже вдвічі перевищувала деструкцію, лише восени їх відношення було близьким або меншим одиниці. Продукційно-деструкційні процеси в русловій ділянці були інтенсивнішими в 1,2-1,5 рази, ніж в затоці, в заростях макрофітів фотосинтез відбувався в 1,5 рази повільніше, ніж на чистих плесах.

Середньорічна продукція фітопланктону в русловій ділянці коливалася в межах 4,2–5,0 гO_2/м^3, в затоці – 3,40–4,80 гO_2/м^3 за добу, що в розрахунку на рік – відповідно 764,4–910,0 і 618,8–873,6 гO_2/м^2. За середньорічними показниками до руслової частини модельної ділянки за рахунок фітопланктону надходить 538,7 г/м^2, до затоки – 460,5 г/м^2 сухої речовини. Загалом щорічний вклад фітопланктону в продукування органічної речовини руслової частини складає близько 7,0 т, затоки – 6,8 т, в цілому модельної ділянки – 13,8 т/рік, в енергетичних одиницях – відповідно $35\cdot10^6$, $34\cdot10^6$ і $69\cdot10^6$ ккал/рік.

Головною складовою алохтонної органіки, що надходить до водойми, є *листовий опад*, 90% якого надходить у жовтні–листопаді. У 2013 р. маса листового опаду коливалася від 20 г/м^2 сухої речовини на відкритих ділянках до 120 г/м^2 у підвітрених кутах. Загалом на модельній ділянці середня маса листового опаду складала 66 г/м^2 сухої речовини, в т.ч. на русловій ділянці 45 і у затоці – 95 г/м^2 сухої речовини.

Середня маса листового опаду, обчислена більш детально у 2014 р., складала 120,1 г/м^2 сухої речовини, що в перерахунку на площу модельної ділянки становить близько 3,3 т на рік. В енергетичних одиницях ці величини для модельної ділянки у 2013 р. складають 264 ккал/м^2, у 2014 р. 480 ккал/м^2, або з урахуванням площі водойми, відповідно, $7\cdot10^6$ і $13\cdot10^6$ ккал/рік. Завдяки тому, що переважна більшість листового опаду потрапляє у водойму наприкінці вегетаційного сезону, він мало утилізується гідробіонтами і більша його частина надходить у донні відклади, що сприяє замуленню водойми.

Сезонна динаміка надходження органічних речовин до модельної ділянки р. Віта за усередненими даними представлена на рисунку.

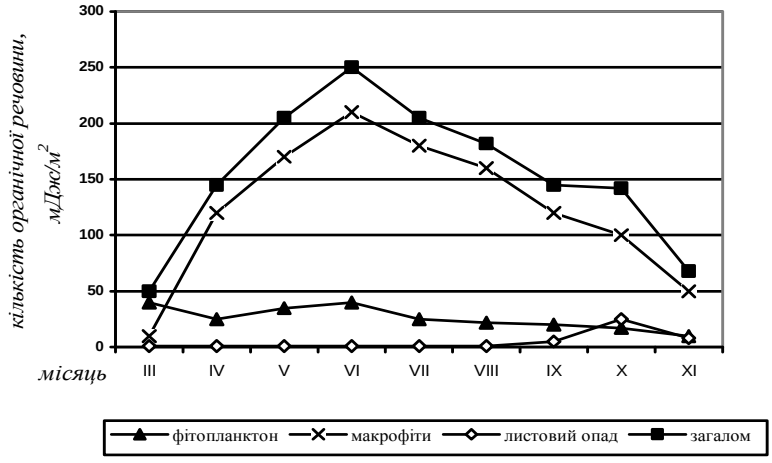


Рис. Сезонна динаміка надходження органічних речовин до модельної екосистеми р. Віта

Висновки

За нашими підрахунками основний вклад органічної речовини, що надходить до модельної ділянки р. Віта, складає продукція вищої водної рослинності – близько 90%, частка фітопланктону – біля 8%, з листовим опадом потрапляє лише 2% всієї накопиченої органічної речовини.

1. *Алимов А. Ф.* Введение в продукционную гидробиологию / А. Ф. Алимов. – Л.: Гидрометеоиздат, 1989. – 152 с.
2. *Катанская В. М.* Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР / В. М. Катанская – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
3. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [За ред. В. Д. Романенка] – НАН України. Ін-т гідробіології. – К: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
4. *Папченков В. Г.* Продукция макрофитов вод и методы ее изучения / В. Г. Папченков // Мат. школы по гидроботанике «Гидроботаника: методология, методы». – Рыбинск: ОАО «Рыбинский Дом Печати», 2003. – С. 137–145.
5. *Hakanson L.* Empirical and dynamical models to predict the cover, biomass and production of macrophytes in lakes / L. Hakanson, V. V. Boulion // Ecol. Model. – 2002. – Vol. 151. – P. 213–243.

В.В. Трилис, Т.М. Середа, О.Л. Савицкий
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ПОСТУПЛЕНИЕ ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В РЕЧНУЮ ЭКОСИСТЕМУ (НА ПРИМЕРЕ МОДЕЛЬНОГО УЧАСТКА р. ВИТА)

В статье описаны методические подходы, определены значения и соотношения главных источников органического вещества в энергетическом балансе экосистемы реки Вита. Установлено, что основная часть органических веществ поступает в водоём в виде продукции высших водных растений (до 90%), на втором месте продукция фитопланктона (8%), листовой опад составляет незначительную часть поступлений (около 2%).

Ключевые слова: речная экосистема, продукция, органические вещества, фитопланктон, макрофиты, листовой опад

V. Trylis, T. Sereda, A. Savitskiy

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

INCOME OF ORGANIC SUBSTANCE INTO THE RIVER ECOSYSTEM (BY EXAMPLE OF MODEL SECTION OF THE VITA RIVER)

Paper deals with methodological approaches, significance and ratio of the main sources of organic substance in the energy balance of the Vita River ecosystem. It was shown that the main portion of the organic substances enters river ecosystem as macrophytes' production (90%), whereas phytoplankton production amounts 8%, and leaf litter forms minor part (2 %).

Keywords: river ecosystem, production, organic substance, phytoplankton, macrophytes, leaf litter

УДК 579.26:579.222.4

А.Г. ТРОПИВСКАЯ[1], И.К. КУРДИШ[2]

[1]Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65125, Украина
[2]Институт микробиологии и вирусологии им. Д.К. Заболотного НАН Украины
ул. Ак. Заболотного, 154, Киев, 03680, Украина

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ГЕТЕРОТРОФНЫХ И ФОСФАТМОБИЛИЗУЮЩИХ БАКТЕРИЙ НА ВЗМОРЬЕ ДУНАЯ

В работе представлены результаты исследований бактериопланктона взморья Дуная. Проанализирована сезонная, пространственная и вертикальная изменчивость в распределении гетеротрофных и фосфатмобилизующих бактерий, выявлены корреляционные связи средних значений численности бактерий и абиотических параметров среды.

Ключевые слова: гетеротрофные бактерии, фосфатмобилизующие бактерии, абиотические параметры, взморье Дуная.

Взморье Дуная представляет собой зону постоянного взаимодействия речных и морских вод, для которой характерно избыточное содержание азотных соединений, поступающих с речным стоком, и недостаток биодоступных соединений фосфора. В водных экосистемах бактериям отводится ключевая роль в поддержании баланса фосфора. Так, фосфатмобилизующие бактерии (ФМБ), способны трансформировать труднорастворимые неорганические и органические соединения фосфора в доступную другим организмам форму. В настоящее время эти бактерии широко используют в сельском хозяйстве. Однако их роль в водных экосистемах изучена недостаточно, а в Черном море вообще не рассматривалась.

Цель работы – проанализировать сезонную, пространственную и вертикальную изменчивость численности гетеротрофных и ФМБ на взморье Дуная, рассмотреть влияние абиотических параметров среды на их численность.

Материал и методы исследований

В работе представлены результаты исследований бактериопланктона взморья Дуная, проводившихся в сентябре и ноябре 2014 г. Пробы воды отбирали в поверхностном и придонном слоях батометром Молчанова, по стандартной схеме станций (рис. 1). Всего собрано и обработано 49 проб.

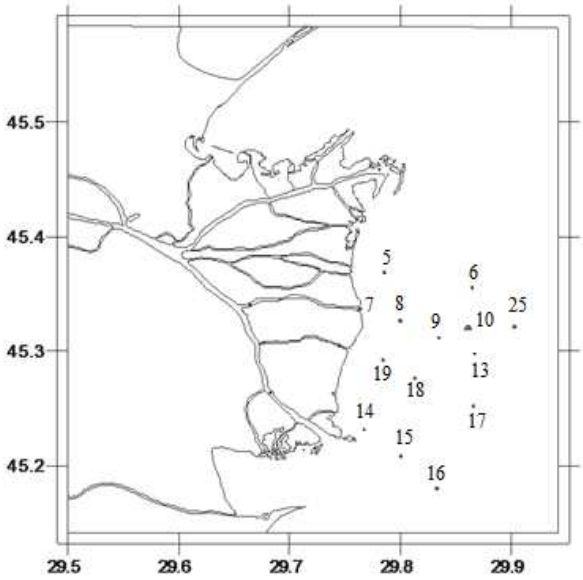


Рис. 1. Схема станций мониторинга на взморье Дуная в 2014 г.

Численность фосфатрастворяющих бактерий (ФР) определяли на среде Муромцева [3]. Численность фосфатминерализующих бактерий (ФМ) определяли на среде Менкиной [2]. Количество гетеротрофных бактерий определяли на агаре Горбенко [1]. Посевы инкубировали при температуре 28 °С в течение 3–5 суток. Абиотические параметры среды анализировали по следующим показателям: температура (^{o}C), соленость (‰), насыщение воды кислородом (%). Статистическую обработку полученных данных проводили в пакете MS Office – Microsoft Excel, достоверность различий оценивали по коэффициенту Стьюдента при уровне значимости $p < 0,05$.

Результаты исследований и их обсуждение

Анализ абиотических параметров среды взморья показал их значительную сезонную и пространственную изменчивость. Так, во второй декаде сентября температура воды была аномально высокой для этого периода года и изменялась от поверхности до дна (25 м) в пределах 24,5–23,1 °С. Соленость поверхностного слоя составляла > 0,5‰ в устье рукавов и 16,5‰ на удалении 10 км от края дельты, придонного слоя – 0,5–17,3‰. Насыщение воды кислородом было высоким – 80–145% в поверхностном слое, в придонном – около 82%. Фактически в сентябре на взморье продолжалось «биологическое лето». В ноябре, как и в сентябре, на взморье отмечали горизонтальную и вертикальную стратификацию водных масс и

наличие пикноклина на горизонте 5 м. Поверхностный слой взморья занимали трансформированные дунайские воды с соленостью 0,2–7‰, придонный – воды морского генезиса с соленостью > 17 ‰. Температура воды, по сравнению с сентябрем, снизилась и составляла 13–14ºС. Осенняя вертикальная конвекция способствовала насыщению кислородом придонных слоев взморья до 90%.

Численность бактерий характеризовалась пространственной и сезонной неоднородностью (рис. 2). Наибольшая численность бактерий была зафиксирована в приустьевой части в сентябре. В ноябре средняя численность бактерий в устьевой части взморья снизилась в 2–3 раза по сравнению с сентябрем, что объясняется понижением температуры воды и замедлением продукционно-деструкционных процессов. В мористой части взморья Дуная общая численность гетеротрофных бактерий в зависимости от сезона почти не изменялась, а для ФМ бактерий в ноябре отмечено увеличение численности в 2 раза по сравнению с сентябрем, что связано с накоплением отмершего органического вещества (ОВ) в послевегетационный период.

В период исследований отмечали вертикальную неоднородность в распределении численности бактерий на взморье – уменьшение от поверхности ко дну (рис. 3). Высокая численность бактерий в поверхностном слое связана с трансформацией на взморье распресненных водных масс, обогащенных аллохтонным и автохтонным ОВ. Воды морского генезиса, занимающие придонный слой взморья, характеризуются низким содержанием ОВ и соответственно низкой численностью бактерий.

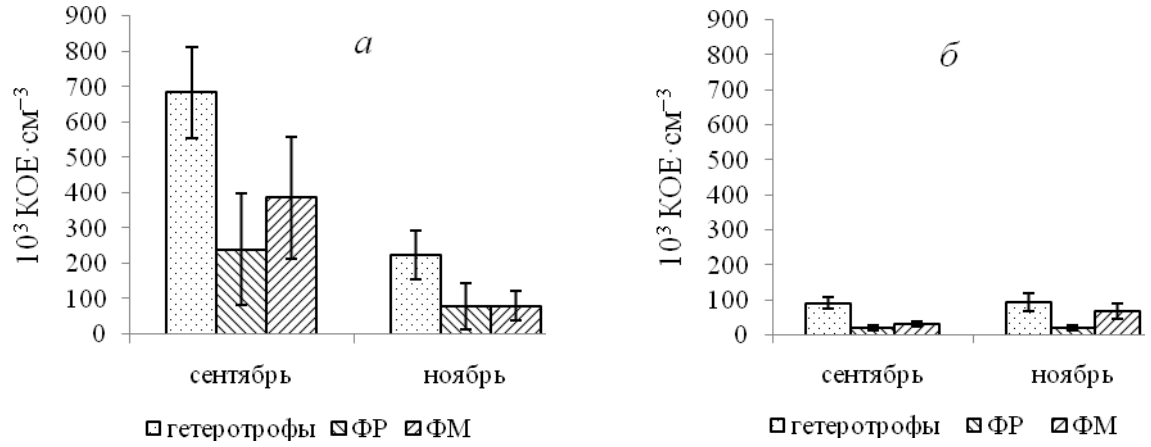


Рис. 2. Средняя численность бактерий в приустьевой (*а*) и мористой (*б*) части взморья Дуная в сентябре и ноябре 2014 г.

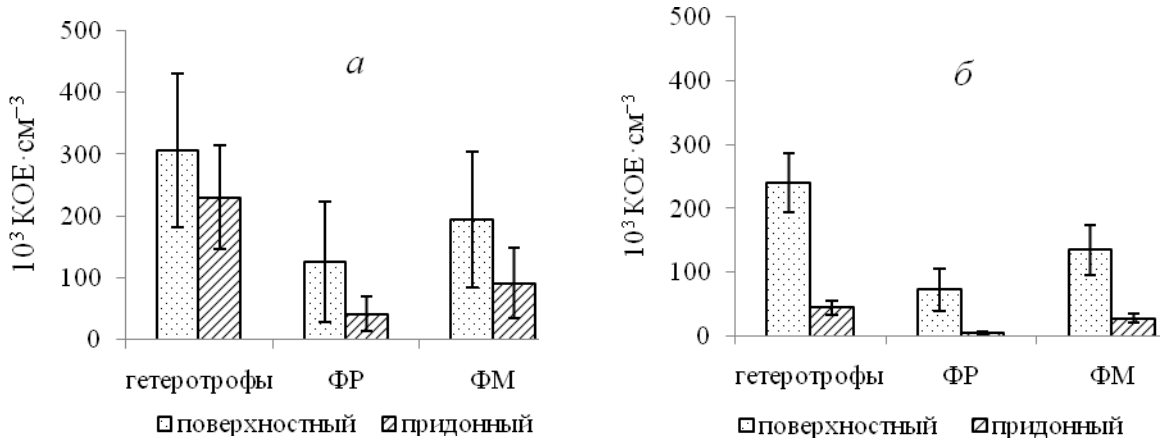


Рис. 3. Средняя численность бактерий в поверхностном и придонном слоях взморья Дуная в сентябре (*а*) и ноябре (*б*) 2014 г.

Сезонная зависимость численности бактерий от абиотических параметров среды рассмотрена на примере глубоководной станции 10 (рис. 4, 5). Увеличение численности бактерий на горизонтах 5–10 м приходится на слой пикноклина или лежит чуть ниже его. Значительное увеличение численности бактерий в этом слое связано с перепадом плотности водных масс и концентрацией ОВ.

Корреляционный анализ средних значений численности бактерий и абиотических параметров среды показал наличие связей с высоким уровнем значимости. В сентябре отрицательные корреляции отмечены между численностью гетеротрофных и ФМ бактерий и соленостью воды в поверхностном ($r = -0{,}70$; $r = -0{,}55$), для гетеротрофных – в придонном слое ($r = -0{,}76$); в ноябре – только для гетеротрофных в придонном слое ($r = -0{,}78$). Однако изменчивость солености в пределах 0,5-18 ‰, по-видимому, только опосредованно влияет на численность бактерий, она лишь указывает на распространение речных вод, обогащенных ОВ.

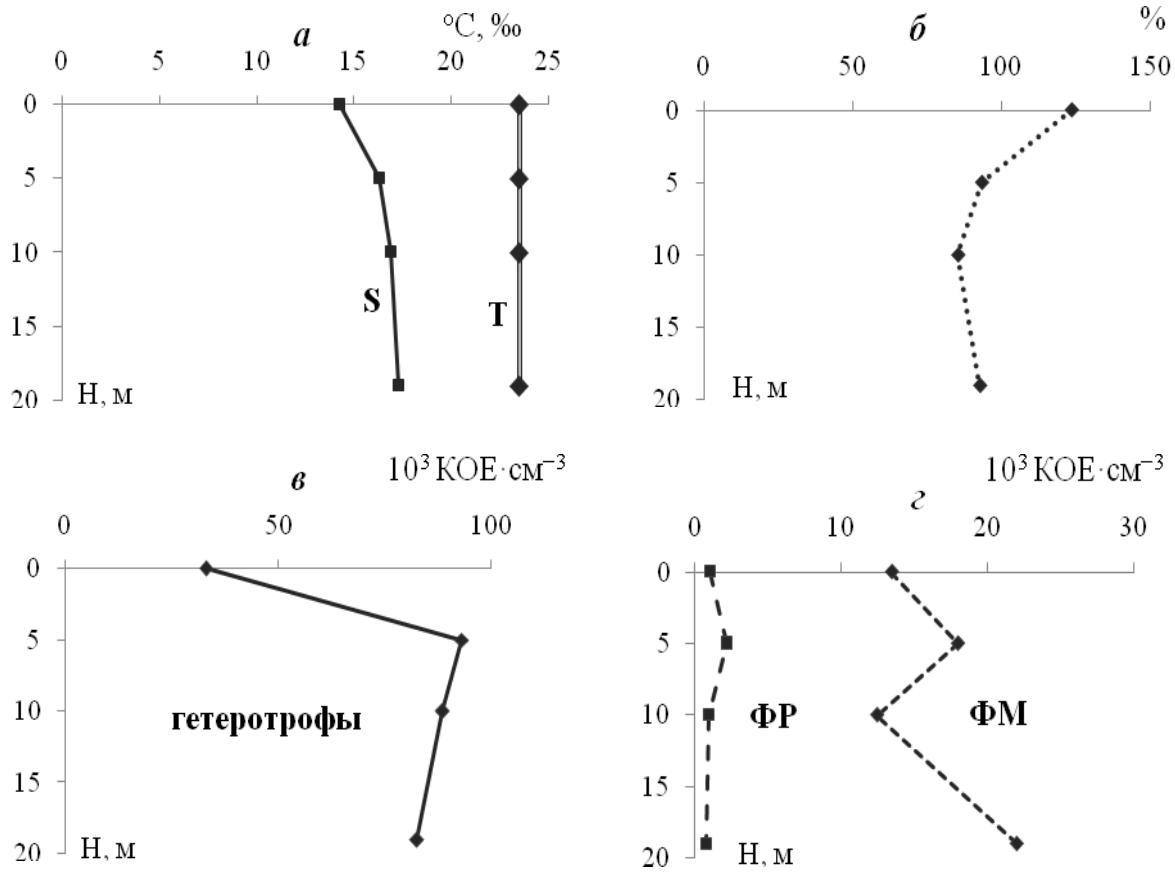


Рис. 4. Вертикальное распределение: *а* – температуры (°С) и солености (‰), *б* – насыщения воды кислородом (%), *в*, *г* – численности гетеротрофных, ФР и ФМ бактерий на станции 10 в сентябре 2014 г.

Выявлены отрицательные корреляции между численностью гетеротрофных бактерий и насыщением воды кислородом в поверхностном слое в сентябре ($r = -0{,}68$) и ноябре ($r = -0{,}52$), а для ФМ бактерий – для придонного слоя в ноябре. Это связано с тем, что микробная деструкцией мертвого взвешенного ОВ сопровождается активным потреблением кислорода.

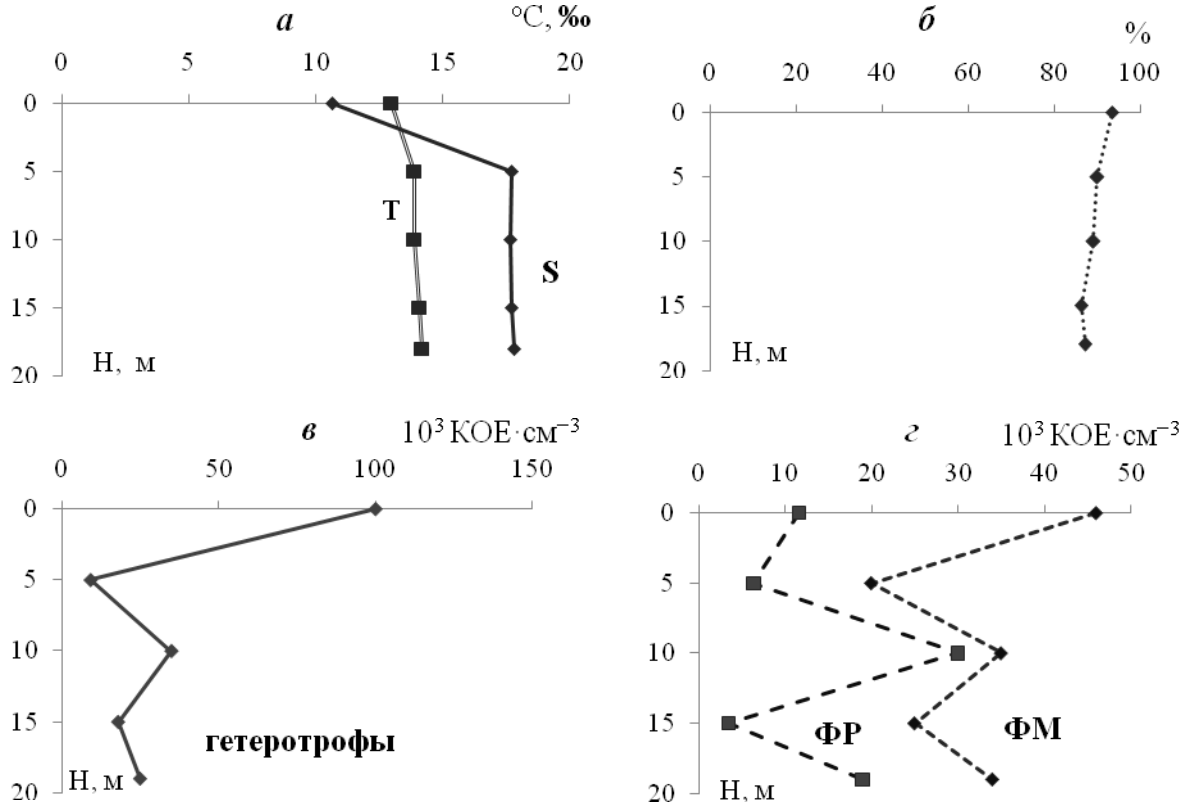


Рис. 5. Вертикальное распределение: *а* – температуры (ºС) и солености (‰), *б* – насыщения воды кислородом (%), *в*, *г* – численности гетеротрофных, ФР и ФМ бактерий на станции 10 в ноябре 2014 г.

Корреляционной связи между численностью бактерий с наблюдаемыми значениями температуры не обнаружено. Вероятно, этот факт можно расценивать как индифферентное отношение морских микроорганизмов к колебаниям температуры в пределах 12-24 ºС.

Выводы

На взморье Дуная отмечена сезонная, пространственная и вертикальная неоднородность в распределении микробиоты: численность бактерий в воде приустьевой зоны взморья на порядок превышает значения в мористой части; сезонное развитие продукционно-деструкционных процессов максимально отражается на численности бактерий в устьевой части взморья**;** численность гетеротрофных и фосфатмобилизующих бактерий уменьшается от поверхности до дна, с максимумом в слое пикноклина.

Абиотические параметры среды – температура и соленость воды не оказывали значительного воздействия на численность бактерий. Отмечена обратная взаимосвязь между численностью бактерий и насыщением воды кислородом, т.к. бактерии – первичный потребитель кислорода при деструкции органического вещества.

1. *Горбенко Ю.А.* Экология морских организмов перифитона / Ю. А. Горбенко. – К.: Наукова думка, 1977. – 252 с.
2. *Менкина Р. А.* Бактерии, минерализующие органические соединения фосфора / Р. А. Менкина // Микробиология. – 1950. – Т. 19, № 4. – С. 308–315.
3. *Муромцев Г. С.* К вопросу об использовании воднонерастворимых фосфатов почвенными микробами / Г. С. Муромцев // Доклады ВАСХНИЛ. – 1955. – Вып. 5. – С. 35–41.

Г.Г. Тропівська[1], *І.К. Курдиш*[2]
[1]Інститут морской біології НАН України, Одеса
[2]Інститут мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного НАН України, Київ

РОЗПОДІЛ ГЕТЕРОТРОФНИХ І ФОСФАТМОБІЛІЗУВАЛЬНИХ БАКТЕРІЙ НА УЗМОР'Ї ДУНАЮ

У роботі використані результати досліджень бактеріопланктону узмор**'**я Дунаю. Відзначена сезонна, просторова і вертикальна мінливість у розподілі гетеротрофних та фосфатмобілізувальних бактерій, виявлені кореляційні зв'язки середніх значень чисельності бактерій і абіотичних параметрів середовища.

Ключові слова: гетеротрофні бактерії, фосфатмобілізувальні бактерії, абіотичні параметри, узмор'я Дунаю

A.G. Tropivskaya[1], *I.K. Kurdish*[2]
[1] Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa
[2]D.K. Zabolotny Institute of Microbiology and Virology of NAS of Ukraine, Kyiv

DISTRIBUTION OF HETEROTROPHIC AND PHOSPHATE-MOBILIZING BACTERIA IN DANUBE COASTAL ZONE

The results of studies of bacterioplankton in Danube coastal waters have been used. The seasonal, spatial and vertical variability in distribution of heterotrophic bacteria and phosphate-mobilizing bacteria has been revealed. Correlations between the average number of bacteria and abiotic parameters of the environment have been observed.

Keywords: heterotrophic bacteria, phosphate-mobilizing bacteria, abiotic parameters, Danube coastal zone

УДК [591.524.12:574.1] (285.33)

В.М. ТРОХИМЕЦЬ
Київський національний університет імені Тараса Шевченка, ННЦ «Інститут біології»
вул. Володимирська, 64, Київ, 01033, Україна

СУЧАСНИЙ СТАН ЛІТОРАЛЬНОГО ЗООПЛАНКТОНУ НИЖНЬОЇ ЧАСТИНИ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Представлені результати літніх досліджень літорального зоопланктону нижньої частини Київського водосховища. Наведено дані щодо видового складу, біотопічного розподілу та кількісних показників різних груп літорального зоопланктону. Виявлено один новий вид коловерток для фауни України та два нові види коловерток – для фауни Київського водосховища.

Ключові слова: літоральний зоопланктон, Київське водосховище, еколого-фауністичний аналіз

Під час проведення сучасних гідробіологічних досліджень пріоритетне значення приділяють фоновим групам гідробіонтів у межах антропогенно трансформованих гідроекосистем [2]. До останніх можна віднести водосховища, що мають специфічні гідрологічний і гідрохімічний режими. Внаслідок трансформації річок на водосховища відбувається перебудова угруповань гідробіонтів, які в подальшому стабілізуються на основі нового видового різноманіття. Київське водосховище було сформоване в 1964-1966 роках і є верхнім у каскаді дніпровських водосховищ. Однією з фонових груп гідробіонтів, які чутливо реагують на зміни середовища існування, є літоральний зоопланктон [2-3, 8, 10]. Протягом 1960-90-х років вітчизняними вченими було проведено низку досліджень літорального зоопланктону Київського

водосховища [2, 8]. Проте в останні десятиріччя публікації з даного питання були відсутні. Тому існує нагальна потреба подальших досліджень літорального зоопланктону.

Матеріал та методи досліджень

Об'єктом досліджень були представники трьох основних груп зоопланктону: коловертки (клас Eurotatoria, підклас Monogononta), гіллястовусі ракоподібні (клас Branchiopoda, ряд Cladocera) та веслоногі ракоподібні (клас Copepoda). Матеріалом для публікації послугували проби зоопланктону, зібрані влітку 2009 року.

Збір матеріалу проводили конічною планктонною сіткою [1] і пастками «АСТ» [9], а його аналіз – за допомогою загальноприйнятих методик [4-7]. Для збору було обрано п'ять дослідних станцій (рис. 1): № 1 (Рибстан, лівий берег) – N $50^0$45.003' E $30^0$33.027'; № 2 (Козаровичі, правий берег) – N $50^0$45.329' E $30^0$22.506'; № 3 (Лебедівка, лівий берег) – N $50^0$42.780' E $30^0$31.415'; № 4 (Лютіж, правий берег) – N $50^0$41.090' E $30^0$23.888'; № 5 (Яхтклуби, лівий берег) – N $50^0$37.888' E $30^0$31.274'.



Рис. 1. Станції збору літорального зоопланктону в межах нижньої частини Київського водосховища

При цьому відбір проб здійснювали в межах двох біотопів: у зарослому – наявна вища водяна рослинність із домінуванням рдесника пронизанолистого (*Potamogeton perfoliatus* L.) та на чистоводді.

Результати дослідження та їх обговорення

Літній зоопланктон п'яти дослідних станцій літоралі нижньої частини Київського водосховища був представлений 71 видом.

Коловертки об'єднували 30 видів: *Asplanchna herricki* de Guerne, 1888; *A. priodonta* Gosse, 1850; *Asplanchnopus hyalinus* Harring, 1913; *Brachionus bennini* Leissling, 1924; *Br. calyciflorus* Pallas, 1766; *Br. nilsoni* Ahlstrom, 1940; *Br. quadridentatus* Hermann, 1783; *Colurella uncinata* (O.F.Müller, 1773); *Conochilus unicornis* Rousselet, 1892; *Dipleuchlanis propatula* (Gosse, 1886); *Epiphanes sp.* Ehrenberg, 1832; *Euchlanis dapidula* Parise, 1966; *E. deflexa* (Gosse, 1851); *E. dilatata* Ehrenberg, 1832; *E. incisa* Carlin, 1939; *E. lyra* Hudson, 1886; *E. pyriformis* Gosse, 1851; *Lacinularia flosculosa* (O.F.Müller, 1773); *Lecane bulla* (Gosse, 1851); *L. luna* (O.F.Müller, 1776); *Leptadella patella* (O.F.Müller, 1773); *Notholca acuminata* (Ehrenberg, 1832); *Platyias quadricornis* (Ehrenberg, 1832); *Ptygura melicerta* Ehrenberg, 1832; *Scaridium longicaudum* (O.F.Müller, 1786);

Sinantherina socialis (L., 1758); *Testudinella patina* (Hermann, 1783); *Trichocerca cylindrica* (Imhof, 1891); *Tr. elongata* (Gosse, 1886); *Tripleuchlanis plicata* (Levander, 1894).

Гіллястовусі ракоподібні включали 28 видів: *Alona affinis* (Leydig, 1860); *A. guttata* Sars, 1862; *A. intermedia* Sars, 1862; *A. quadrangularis* (O.F.Müller, 1776); *A. rectangula* Sars, 1862; *Alonella excisa* (Fischer, 1854); *A. exiqua* (Lilljeborg 1853); *A. nana* (Baird 1843); *Bosmina coregoni* Baird, 1857; *B. longirostris* (O.F.Müller, 1776); *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg, 1900; *Chydorus latus* Sars, 1862; *Ch. ovalis* Kurz, 1875; *Ch. sphaericus* (O.F.Müller, 1785); *Daphnia cucullata* Sars, 1862; *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin, 1848); *Disparalona rostrata* (Koch, 1841); *Eurycercus lamellatus* (O.F.Müller, 1776); *Graptoleberis testudinaria* (Fischer, 1848); *Leptodora kindtii* (Focke, 1844); *Leydigia acanthocercoides* (Fischer, 1854); *Moina rectirostris* (Leydig, 1860); *Monospilus dispar* Sars, 1862; *Pleuroxus aduncus* (Jurine, 1820); *Pseudochydorus globosus* (Baird, 1843); *Rhynchotalona falcata* (Sars, 1861); *Sida crystallina* (O.F.Müller, 1776); *Simocephalus vetulus* (O.F.Müller,1776).

Веслоногі ракоподібні налічували 13 видів: *Acanthocyclops americanus* (Marsh, 1893); *Cryptocyclops bicolor* (Sars, 1863); *Eucyclops serrulatus* (Fischer, 1851); *Eurytemora lacustris* (Poppe, 1887); *E. velox* (Lilljeborg, 1853); *Heterocope caspia* Sars, 1897; *Macrocyclops albidus* (Jurine, 1820); *Megacyclops viridis* (Jurine, 1820); *Mesocyclops leuckarti* (Claus, 1857); *Microcyclops varicans* (Sars, 1863); *Paraergasilus rylovi* Markewitsch, 1937; *Thermocyclops crassus* (Fischer, 1853); *Th. oithonoides* (Sars, 1863).

У межах станції № 1 було відмічено 13 видів зоопланктону: коловерток – 2 види (15,5%), гіллястовусих ракоподібних – 2 (15,5%), веслоногих ракоподібних – 9 видів (69,0%). Індекс Жаккара показав низький ступінь подібності (J = 38) між видовими списками літорального зоопланктону зарослого біотопу та чистоводдя. За щільністю в зарослому біотопі домінували коловертки – 1360 від загальних 2500 екз./м^3 (54,5%), а на чистоводді веслоногі ракоподібні – 2060 від 2140 екз./м^3 (96,0%). За біомасою в межах обох біотопів переважали веслоногі ракоподібні: зарослий – 0,013 від 0,034 г/м^3 (38,0%), чистоводний – 0,055 від 0,056 г/м^3 (98,0%).

На станції № 2 зареєстрували 17 видів зоопланктону: коловерток – 5 видів (29,5%), гіллястовусих ракоподібних – 9 (53,0%), веслоногих ракоподібних – 3 види (17,5%). Індекс Жаккара показав досить низький ступінь подібності (J = 29) між видовими списками літорального зоопланктону зарослого біотопу та чистоводдя. За щільністю серед вищої водної рослинності домінували коловертки – 476500 від загальних 485620 екз./м^3 (98,0%). Вони переважали й на чистоводді, де їхня щільність складала 1740 від 2360 екз./м^3 (74,0%). У межах двох біотопів домінувала коловертка *Euchlanis dilatata*. Подібна ситуація склалася і для біомаси, де також домінували коловертки: зарослий біотоп – 0,953 від 1,623 г/м^3 (58,5%), чистоводдя – 0,005 від 0,012 г/м^3 (41,5%). У заростях вищої водяної рослинності домінувала коловертка *E. dilatata*, у той час як на чистоводді вона була відсутньою.

У межах станції № 3 було виявлено 13 видів зоопланктону: коловерток – 5 видів (38,5%), гіллястовусих ракоподібних – 3 (23,0%), веслоногих ракоподібних – 5 видів (38,5%). Оскільки станція розміщена в районі бетонного спуску дамби, то вираженим було тільки чистоводдя. За щільністю домінували веслоногі ракоподібні – 5580 від загальних 7080 екз./м^3 (79,0%). При цьому переважали наупліальні личинкові стадії веслоногих ракоподібних, щільність яких склала 4740 екз./м^3, тобто 67,0% від загального для зоопланктону показника. Веслоногі ракоподібні домінували й за біомасою – 0,058 від 0,093 г/м^3 (62,0%).

На станції № 4 зареєстрували 50 видів зоопланктону: коловерток – 22 види (44,0%), гіллястовусих ракоподібних – 21 (42,0%), веслоногих ракоподібних – 7 видів (14,0%). Індекс Жаккара показав порівняно підвищений ступінь подібності (J = 49) між видовими списками літорального зоопланктону зарослого біотопу та чистоводдя. За щільністю переважали гіллястовусі ракоподібні: зарослий біотоп – 14440 від загальних 37040 екз./м^3 (39,0%), чистоводдя – 4440 від 10540 екз/м^3 (42,0%). Проте домінантом у межах обох біотопів була коловертка *E. dilatata*. За біомасою також переважали гіллястовусі: зарослий біотоп – 0,498 від 0,836 г/м^3 (59,5%), чистоводдя – 0,217 від 0,315 г/м^3 (69,0%).

У межах станції № 5 було відмічено 38 видів зоопланктону: коловерток – 16 видів (42,0%), гіллястовусих ракоподібних – 14 видів (37,0%), веслоногих ракоподібних – 8 видів

(21,0%). Індекс Жаккара показав низький ступінь подібності (J = 49) між видовими списками літорального зоопланктону зарослого біотопу та чистоводдя. За щільністю серед вищої водяної рослинності різні групи літорального зоопланктону мали подібну щільність, хоча незначно переважали веслоногі ракоподібні – 2500 від загальних 7320 екз./м^3 (34,0%), а на чистоводді вже повністю домінували веслоногі – 4340 від 6780 екз./м^3 (64,0%). За біомасою в межах обох біотопів також домінували веслоногі ракоподібні: зарослий – 0,177 від 0,342 г/м^3 (51,5%), чистоводдя – 0,261 від 0,367 г/м^3 (71,0%). Домінантом як за щільністю, так і за біомасою в межах станції був веслоногий рачок *Heterocope caspia.*

Висновки

1. У літоральній зоні нижньої частини Київського водосховища зареєстровано 71 вид літнього зоопланктону: коловертки – 30, гіллястовусі ракоподібні – 28, веслоногі ракоподібні – 13.
2. Зареєстровано новий вид коловерток для фауни України – *Euchlanis dapidula*, а також два нові види коловерток для Київського водосховища – *Dipleuchlanis propatula* і *Tripleuchlanis plicata.*
3. З'ясовано, що подібність видових списків зоопланктону зарослого біотопу та чистоводдя характеризувалася низькими показниками в межах всіх дослідних станцій: J = 29-49. Останнє пов'язано з потужним розвитком вищої водяної рослинності, проективне покриття якої в окремих випадках сягало 80-90%, що дозволяло формуватися специфічним фітофільним угрупованням.
4. Виявлено, що щільність і біомаса літорального зоопланктону характеризувалася переважно дуже низькими та низькими показниками розвитку: 2140–37040 екз./м^3 і 0,012–0,836 г/м^3. Виключення становила станція № 2, де щільність зоопланктону зарослого біотопу становила 485620 екз./м^3 при біомасі 1,623 г/м^3. Пояснити низькі показники розвитку зоопланктону в межах більшості станцій можна активним «цвітінням» води, яке було спричинено масовим розвитком ціанобактерій.

1. *Березина Н. А*. Практикум по гидробиологии / Н. А. Березина. – М.: Агропромиздат, 1989. – 208 с.
2. *Беспозвоночные* и рыбы Днепра и его водохранилищ / Л. Н. Зимбалевская, П. Г. Сухойван, М. И. Черногоренко [и др.]. – К.: Наукова думка, 1989. – 248 с.
3. *Книрша М. І.* Сезонні зміни літорального зоопланктону нижньої частини Київського водосховища (район б. Рибстан і с. Лебедівка) / М. І. Книрша, В. М. Трохимець // Вісн. Київ. ун-ту (Біологія). – 2011. – Вип. 58. – С. 32–34.
4. *Кутикова Л. А*. Коловратки фауны СССР / Л. А. Кутикова. – Л.: Наука, 1970. – 744 с.
5. *Мануйлова Е. Ф.* Ветвистоусые рачки (Cladocera) фауны СССР / Е. Ф. Мануйлова. – М.–Л.: Наука, 1964. – 327 с.
6. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
7. *Монченко В. І.* Щелепнороті циклоподібні, циклопи / В. І. Монченко. – К.: Наукова думка, 1974. – 450 с.
8. *Пашкова О. В*. Биоразнообразие придонного зоопланктона мелководий Киевского водохранилища и его пространственно-временная динамика / О. В. Пашкова // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 1. – С. 25–44.
9. *Трохимець В. М.* Методика комплексних моніторингових досліджень гідробіонтів у водоймах різного типу / В. М. Трохимець // Рибогосподарська наука України. – 2011. – Вип. 1. – С. 16–23.
10. *Трохимец В. Н.* Сезонная динамика литорального зоопланктона нижней части Киевского водохранилища в районе Лютежа, Украина / В. Н. Трохимец, А. А. Джигирей // Харківські зоологічні читання пам'яті професора Юхима Лукіна. – Харків, 2014. – С. 16–17.

В.Н. Трохимец
Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко, Украина

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЛИТОРАЛЬНОГО ЗООПЛАНКТОНА НИЖНЕЙ ЧАСТИ КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Представлены результаты летних исследований литорального зоопланктона нижней части Киевского водохранилища. Приведены данные относительно видового состава, биотопического распределения и количественных показателей разных групп литорального зоопланктона. Выявлены один новый вид коловраток для фауны Украины и два новых вида коловраток – для фауны Киевского водохранилища.

Ключевые слова: литоральный зоопланктон, Киевское водохранилище, эколого-фаунистический анализ

V.N. Trokhymets
Taras Shevchenko National University, Kyiv, Ukraine

THE CURRENT STATE OF THE LITTORAL ZOOPLANKTON OF THE LOWER PART OF THE KIEV RESERVOIR

The results of summer research littoral zooplankton of the lower part of the Kiev reservoir. Information is resulted in relation to species composition, habitat distribution and quantitative indicators of different groups of littoral zooplankton. Identified a new type of rotifer fauna of Ukraine and two new species of rotifer fauna of the Kiev reservoir.

Keywords: littoral zooplankton, Kiev reservoir, ecological and faunal analysis

УДК 551.464

Ю.С. ТУЧКОВЕНКО[1], Ю.І. БОГАТОВА[2], О.А. ТУЧКОВЕНКО[1]

[1]Одеський державний екологічний університет МОН України
вул. Львівська, 15, Одеса, 65016, Україна
[2]Інститут морської біології НАН України
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65011, Україна

СУЧАСНИЙ ГІДРОХІМІЧНИЙ РЕЖИМ ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ

Наведено характеристику сучасного гідрохімічного режиму Тилігульського лиману за результатами досліджень, виконаних у XXI ст. Зроблено висновок, що його основні риси визначаються особливостями формування водного балансу лиману. Збільшення річкового стоку до лиману може сприяти зростанню первинного продукування органічної речовини, а надходження морських вод через канал «лиман – море» має оздоровчий вплив на екосистему.

Ключові слова: Тилігульський лиман, сучасний гідрохімічний режим, чинники формування

Тилігульський лиман (46°39,3′ – 47° 05,3′ пн.ш., 30°57,3′ – 31°12,7′ сх.д.) Північно-Західного Причорномор'я має значні природні ресурси [2]. Для їхнього збереження акваторію лиману разом з прилеглими територіями включено до природно-заповідного фонду України. В північну частину лиману впадає р. Тилігул, а південна частина лиману сполучається з морем штучним каналом довжиною 3,5 км, який функціонує 3-4 місяці на рік (квітень–липень). Незважаючи на те, що на узбережжі лиману відсутні потужні антропогенні джерела забруднення вод, його гідроекологічному режиму притаманна низка проблем, одна з яких – евтрофікація вод [2].

Мета роботи полягає в аналізі сучасного гідрохімічного режиму лиману та визначенні впливу на нього стоку р. Тилігул, водообміну з морем через штучний канал «лиман-море».

Матеріал і методи досліджень

Для характеристики гідрохімічного режиму Тилігульського лиману використовувалися результати досліджень, виконаних в період 2002-2010 рр. фахівцями Інституту біології моря (ІБМ) НАН України. Комплекс досліджень включав в себе визначення концентрацій розчинених мінеральних форм азоту (NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-) і фосфору (PO_4^{3-}), загального і органічного азоту (Nзаг, $N_{ОРГ}$) та фосфору (Рзаг, $P_{ОРГ}$), розчиненої органічної речовини (РОР) за перманганатною окиснюваністю, розчиненого кисню (O_2).

Для оцінки впливу зовнішніх чинників, що формують гідрохімічний режим лиману, використовувалися результати визначення концентрації біогенних речовин у водах р. Тилігул в період 2001-2011 рр., виконані з дискретністю 1 раз в сезон в пункті «смт Березівка», розташованому за 5 км від верхів'я лиману, а також дані ІБМ НАНУ про мінливість гідрохімічних характеристик морських вод на ділянці північно-західної частини Чорного моря поблизу Григорівського лиману.

Результати досліджень та їх обговорення

Середню за багаторічний період внутрішньорічну мінливість концентрацій мінеральних та органічних форм азоту і фосфору, а також *POP* у водах 5-метрового приповерхневого шару лиману наведено на рис. 1.

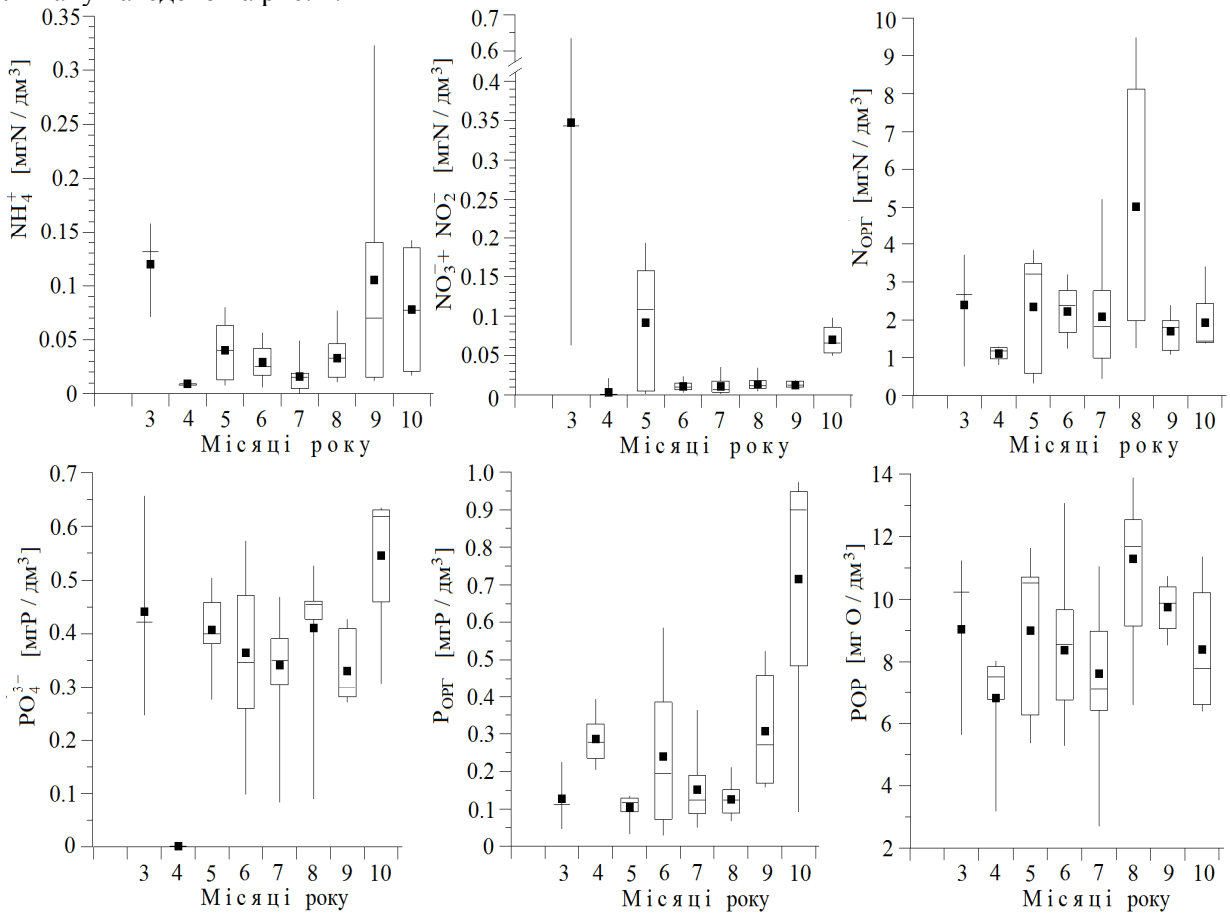


Рис. 1. Внутрішньорічна мінливість концентрацій мінеральних і органічних форм азоту й фосфору та *POP* у Тилігульському лимані за усередненими щомісячними величинами за період 2002–2010 рр. Наведено мінімальні, максимальні, медіанні (риска) і середні (чорні квадрати) величини, а також значення 25 % та 75 % квантилей (нижня та верхня межі прямокутників)

Характерна особливість гідрохімічного режиму вод лиману полягає в незбалансованості екосистеми за вмістом основних біогенних елементів – азоту і фосфору. Співвідношення між концентраціями азоту та фосфору N : P у водах лиману, розраховане за багаторічними середньомісячними величинами, становить в середньому 1:10 для неорганічних форм, 9,5:1 –

для органічних форм, 3:1 – для загальних азоту та фосфору, при стандартному співвідношенні для органічної речовини планктону 7,2:1 [1]. Це свідчить про лімітування мінеральним азотом первинного продукування органічної речовини автотрофами, а також про домінування у складі органічного азоту стійкої до біохімічного окиснення фракції зі значно меншою швидкістю мінералізації, ніж для органічного фосфору.

Середньобагаторічні сезонні концентрації біогенних речовин у водах р. Тилігул наведено на рис. 2. При їхньому порівнянні з відповідними даними для вод Тилігульського лиману, наведеними на рис. 1, випливає, що річковий стік є визначальним джерелом надходження до лиману мінеральних форм азоту, зокрема в літньо-осінню пору року. Водночас, концентрації органічного і, особливо, мінерального фосфору в річкових водах протягом усього року нижчі, ніж в лимані.

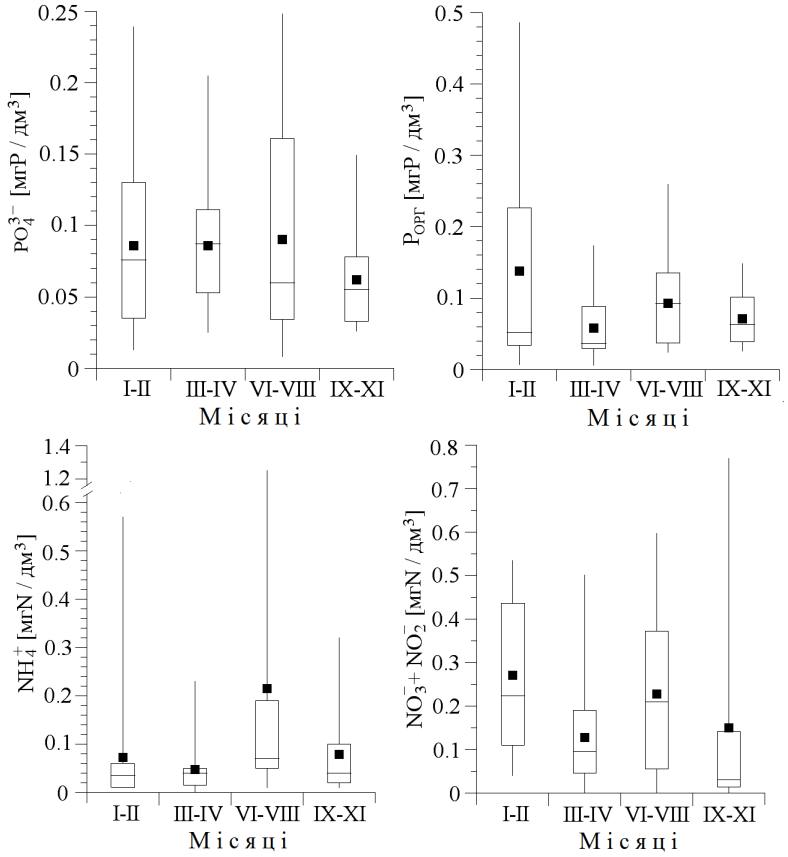


Рис. 2. Сезонна мінливість концентрацій мінерального та органічного фосфору, мінеральних форм азоту в воді р. Тилігул в період 2001–2011 рр. за результатами досліджень в пункті «смт Березівка»

Внутрішньорічну мінливість досліджуваних гідрохімічних показників морської води показано на рис. 3. Слід зазначити, що наведені для квітня та серпня величини отримано на основі поодиноких вимірювань, виконаних у 2005 та 2014 рр., і тому вони статистично незабезпечені. З порівняння середніх значень гідрохімічних характеристик, наведених на рис. 1, 3, витікає, що надходження морських вод до лиману зумовлює в цілому «оздоровчий» ефект для екосистеми лиману з позицій евтрофікації. В морських водах міститься менше органічних речовин, фосфатів, ніж у водах лиману.

Дещо вищі концентрації нітратів у морській воді в літні місяці можуть призводити до збільшення продукції органічної речовини в південній частині лиману, однак це збільшення буде незначним.

Одна з головних гідроекологічних проблем Тилігульського лиману – це розвиток влітку дефіциту кисню (гіпоксії) у водах придонного шару глибоких ділянок акваторії лиману, а також на мілководді в нічний час при штилі і сильному прогріві води. На ділянках центральної і південної частин лиману, де розташовані глибокі улоговини в рельєфі дна, наявність навіть

слабко вираженої температурної стратифікації вод у літній період року призводить до розвитку гіпоксії, а за наявності різко вираженого термоклину, як наприклад у 2010 р., виникає аноксія. На прибережному мілководді за штильових умов влітку в результаті інтенсивного дихання і біохімічного окиснення відмерлих залишків макрофітів концентрація розчиненого у воді кисню в нічний час може знижуватися до мінімальних значень, які відповідають гіпоксійним умовам [2].

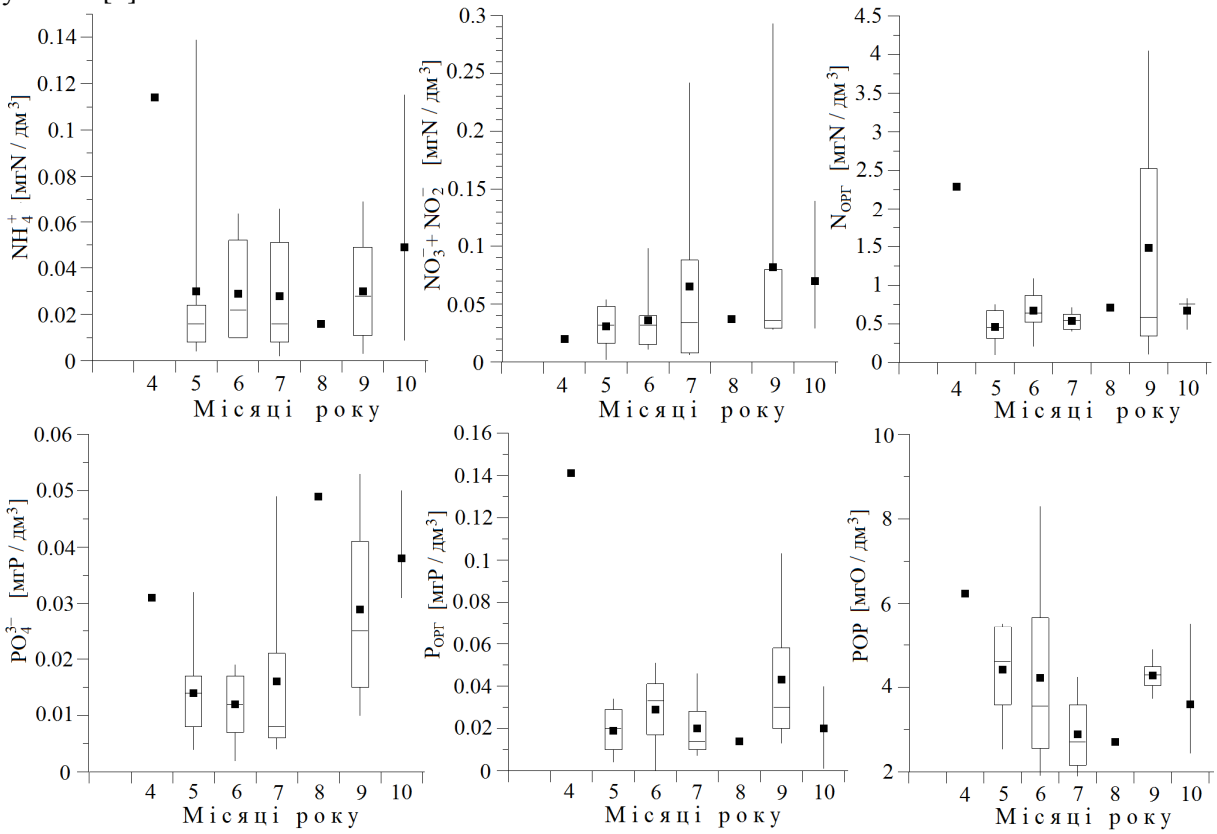


Рис. 3. Внутрішньорічна мінливість концентрацій мінеральних і органічних форм азоту й фосфору та *РОР* на ділянці моря поблизу Григорівського лиману за усередненими щомісячними величинами за період 2004–2014 рр.

Для оцінки якості вод Тилігульського лиману використовувалася методика [3]. Індекси показників вмісту сполук біогенних елементів і органічних речовин, розраховані за середньобагаторічними місячними значеннями гідрохімічних характеристик вод, дозволяють класифікувати лиман як евтрофну, β"–мезосапробну, слабко забруднену водойму III класу, 4 категорії якості води. Це зумовлено високими концентраціями в водах лиману мінерального і загального фосфору, органічного азоту, *РОР*. В той же час, середні концентрації мінерального азоту відповідають I класу, 1 категорії якості вод. Загальний екологічний стан вод лиману класифікується як задовільний.

Висновки

Порівняння деяких гідрохімічних показників стану морських, лиманних та річкових вод дозволяє зробити висновок, що основні риси гідрохімічного режиму Тилігульського лиману значною мірою визначаються особливостями формування його водного балансу. Біогенні елементи, що надходять із зовнішніх джерел, насамперед з прісним стоком з водозбірного басейну лиману, протягом багатьох років акумулюються в ньому через інтенсивні втрати водного об'єму на випаровування влітку [2]. Цьому сприяє також режим експлуатації сполучного каналу, за якого надходження морських вод у травні-липні лише компенсує дефіцит прісного балансу лиману, але не забезпечує витік води з лиману в море в помітних обсягах.

На даний час первинне продукування органічної речовини в лимані влітку стримується відносно низькими концентраціями мінерального азоту. Але наслідком цього є накопичення в лимані мінеральних і органічних сполук фосфору. Оскільки головним джерелом надходження до лиману мінерального азоту є прісний стік з водозбірного басейну, то збільшення останнього може призводити до спалаху біомаси фітопланктону, порушення балансу продукційно-деструкційних процесів у екосистемі, поглибленню гіпоксійних і виникненню аноксійних явищ.

Надходження морських вод до лиману зумовлює в цілому «оздоровчий» ефект для його екосистеми з позицій евтрофікації.

1. *Алекин О. А*. Химия океана: Учебное пособие / О. А. Алекин, Ю. И. Ляхин. – Л. : Гидрометеоиздат, 1984. – 343 с.
2. *Водні* ресурси та гідроекологічний стан Тилігульського лиману: монографія / Ю. С. Тучковенко, Н. С. Лобода, О. М. Гриб [та ін.]; за ред. Ю. С. Тучковенко, Н. С. Лободи. – Одеса : ТЕС, 2014. – 277 с.
3. *Методика* екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / А. В. Гриценко, О. Г. Васенко, Г. А. Верніченко [та ін.]. – Х. : УкрНДІЕП, 2012. – 37 с.

Ю.С. Тучковенко[1], Ю.И. Богатова[2], О.А. Тучковенко[1]
[1]Одесский государственный экологический университет, Украина
[2]Институт биологии моря НАН Украины, Одесса

СОВРЕМЕННЫЙ ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ ТИЛИГУЛЬСКОГО ЛИМАНА

Приведена характеристика современного гидрохимического режима Тилигульского лимана по результатам исследований, выполненных в XXI в. Сделан вывод, что его основные черты определяются особенностями формирования водного баланса лимана. Увеличение речного стока в лиман может способствовать росту первичного продуцирования органического вещества, а поступление морских вод через канал «лиман–море» оказывает оздоровительное воздействие на экосистему.

Ключевые слова: Тилигульский лиман, современный гидрохимический режим, факторы формирования

Yu.S. Tuchkovenko[1], Yu.I. Bogatova[2], O.A. Tuchkovenko[1]
[1]Odesa State Ecological University, Ukraine
[2] Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

CONTEMPORARY HYDROCHEMICAL REGIME OF TILIGULSKIY LIMAN

The characteristics of contemporary hydrochemical regime of Tiligulskiy liman have been studied using data from observations in XXIst century. It has been concluded that liman main features are determined by the peculiarities of its water balance. Increase of river runoff into the liman could increase primary production of organic matter, while entrance of marine waters via the «liman–sea» channel has beneficial influence on the ecosystem.

Kew words: Tiligulskiy liman, modern hydrochemical regime, controlling factors

УДК[581.526.3:556.53](282/247/32)

В.М. ТІМЧЕНКО[1], Г.О. КАРПОВА[1], О.О.ГУЛЯЄВА[1], Є.І. КОРЖОВ[3], С.С. ДУБНЯК[2], С.В. ДАРАГАН[1], Н.О. ІВАНОВА[1]

[1]Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна
[2] Київський національний університет імені Тараса Шевченка
пр. Глушкова 2-А, географічний факультет, Київ, Україна
[3]Херсонська гідробіологічна станція НАН України
вул. Марії Фортус, 87, Херсон, 73016, Україна

ПРОГНОЗ ВПЛИВУ МОЖЛИВОЇ РЕКОНСТРУКЦІЇ КАХОВСЬКОЇ ГЕС НА ЕКОСИСТЕМИ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА ТА КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Оцінено ретроспективні та сучасні показники стану екосистем та якості води гирлової ділянки Дніпра та Каховського водосховища. Визначено масштаби змін їх гідрологічного, гідрохімічного та гідробіологічного режимів при реалізації проекту розширення Каховської ГЕС.

Ключові слова: Каховська ГЕС, екосистеми, пониззя Дніпра, Каховське водосховище, прогноз стану

Майже 60 років існує водний комплекс Каховське водосховище – пониззя Дніпра (гирлова ділянка Дніпра), функціонування екосистеми якого вирішальним чином залежить від режиму роботи Каховського гідровузла. Передбачувана реконструкція Каховської ГЕС шляхом будівництва Каховської ГЕС-2 [2, 4], як і будь-яке гідротехнічне втручання в природний або антропогенно змінений водний об'єкт, може призвести до певних екологічних наслідків. Перш за все, вони можуть торкнутися безпосередньо пониззя Дніпра і водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Вихідною інформацією для оцінки динаміки біотичних та абіотичних компонентів екосистем водних об'єктів пониззя Дніпра та Каховського водосховища слугували матеріали багаторічних гідроекологічних досліджень Інституту гідробіології НАН України, Херсонської гідробіологічної станції НАН України та інших наукових і відомчих установ. При прогнозуванні можливих екологічних наслідків будівництва і експлуатації Каховської ГЕС-2 прийнято до відома інформацію ПАТ „Укргідропроект" щодо технічних характеристик проекту

Результати досліджень та їх обговорення

Водний режим пониззя Дніпра визначається частотою та об'ємами попусків Каховської ГЕС. Від нього залежить функціонування екосистеми русла, водойм і заплавних масивів. Режим попусків, що склався, є сприятливим для функціонування досліджуваної екосистеми, яка формувалась в умовах цього режиму з 50-х років минулого століття. Однак протягом останніх 20–30 років відбувається погіршання стану всіх елементів екосистеми Нижнього Дніпра [1]. Одним із чинників такого процесу ми вважаємо зменшення кількості попусків ГЕС у вегетаційний період, тобто зменшення долі дворазових протягом доби попусків [7].

Нашими попередніми дослідженнями [5] доведено, що вирішальний вклад у формування якості води у пониззі Дніпра вносить підсистема самої руслової мережі. Її вплив може бути як позитивним, так і негативним. Заплавні водойми забруднюють водну систему – найістотніше при попусках менше 35-40 млн. м^3 за добу. Заплава відіграє в основному очисну роль.

Збалансованість продукційно-деструкційних процесів у всій водній системі гирлової ділянки Дніпра в цілому має місце при об'ємі попусків Каховської ГЕС 40,6 млн. м^3 за добу. При зменшенні об'ємів попусків процеси самозабруднення починають переважати. Збільшення об'ємів попусків обумовлює покращання якості води. Найбільший ефект зниження концентрації, наприклад, органічної речовини у гирлі відмічається в діапазоні витрат води від

530 до 1250 м^3/с. Подальше збільшення об'ємів попусків послаблює очисний потенціал гирлової ділянки за рахунок меншого часу перебування в ньому води.

Існує тенденція до збільшення мінералізації води у Дніпрі. Сума іонів у районі Каховської ГЕС за останні п'ять років складає 348-354 мг/дм^3. За співвідношенням головних іонів вода відноситься до гідрокарбонатно-кальцієвого класу. Вміст хлорид-іонів тримається на рівні 30-35 мг/дм^3. Вміст у воді Каховського водосховища і пониззя Дніпра різних форм азоту, фосфору, біогенних і органічних речовин знаходиться в межах допустимих концентрацій.

Від попусків Каховської ГЕС залежить дальність проникнення у гирлову ділянку Дніпра солонуватих вод лиману. На основі сучасних методів розрахунку і з урахуванням даних багатолітніх натурних спостережень, побудовано номограму для визначення довжини клину солонуватих вод в основному руслі річки [6]. Аргументами при цьому є вихідна солоність води в лимані і витрата води Дніпра. Вірогідність проникнення солонуватих вод у Дніпро на відстань 10–30 км при нормальних гідрометеорологічних умовах незначна.

Біотичний компонент екосистеми пониззя Дніпра характеризується наступним чином: а) за показниками бактеріопланктону в сучасний період майже всі ділянки основного русла Дніпра відповідають класу якості води "добра" і "слабко забруднена"; б) фітопланктон пониззя Дніпра має високе видове багатство та представлений прісноводно-солонуватоводним комплексом. Найбільше різноманіття відмічене в заплавних водоймах. Показники продукційно-деструкційних процесів у водотоках за фітопланктоном свідчать про домінування процесів накопичення органічної речовини; в) за останні десятиріччя значно збільшилися площі заростей вищих водних рослин на мілководдях русла. Їх ширина досягає 20-30 м. Відбувається скорочення площ угруповань реофільної та алювіофільної рослинності. У заплавних водоймах розширилися площі, зайняті лімнофільними та болотними угрупованнями. Надмірно заростають деякі водойми (до 100%). Збільшується кількість водойм з ознаками заболочення та дистрофікації; г) різко знизились чисельність і видове різноманіття донних безхребетних, особливо понто-каспійських ракоподібних і молюсків, які складають основу кормової бази риб; д) склад і співвідношення основних таксономічних, екологічних груп та домінантних видів зоопланктону істотно не змінилися. є) рибопродуктивність продовжує неухильно знижуватися – до 6,1 кг/га. В нерестових та нагульних стадах промислових видів риб зросла частка молодших статевозрілих вікових груп. Зростає чисельність малоцінних видів.

До основних екологічних аспектів функціонування Каховського водосховища в сучасних умовах відносяться: надмірний розвиток синьозелених водоростей – до «цвітіння» води, порівняно невеликий відсоток мілководь, стабілізація процесів порушення берегів і формування донних відкладів.

Для оцінки впливу будівництва та експлуатації Каховської ГЕС-2 на водні екосистеми пониззя Дніпра та Каховського водосховища слід виходити з того положення, що основним чинником ідеї збільшення потужності Каховського гідровузла є безумовно мета ліквідувати холості скиди Каховської ГЕС в період весняного водопілля. Останні відбуваються не досить часто.

Збільшення майже вдвічі (до 5100 м^3/с) загальної пропускної здатності агрегатів Каховської ГЕС потенційно сприяло б позитивним змінам в екосистемі пониззя Дніпра. Збільшення витрат води і амплітуди їх коливань створили б тут за рахунок посилення проточності кращі умови для функціонування екосистем русла, заплави і заплавних водойм.

Але реально стік з постійною витратою 5100 м^3/с навіть у період весняного водопілля не може бути довготривалим, оскільки робочої ємності Каховського водосховища для цього достатньо лише на 3–5 діб. При вказаних витратах у весняний період на всіх водних об'єктах гирлової ділянки Дніпра рівень води підвищиться на два метри. Подібні і навіть більші підйоми спостерігались у період водопілля до зарегулювання стоку Дніпра, завдяки чому відбувалося оздоровлення практично всіх елементів екосистеми.

Великі витрати води та їх внутрішньодобові коливання бажані для екосистеми пониззя Дніпра також у вегетаційний період. Більшість водойм при проектних максимальних амплітудах попусків буде промиватись дніпровською водою у 5-6 разів швидше, ніж у

сучасних умовах. Це суттєво посилить процеси самоочищення водних мас та поліпшить якість води в руслі та заплавних водоймах. В русловій системі зменшаться площі, зайняті мулами, що позитивно вплине на стан нерестовищ та кількісні і якісні показники макрозообентосу (кормової бази риб).

Якщо такі сприятливі умови будуть створені, то слід чекати:

– зниження біомаси фітопланктону у всіх заплавних водоймах до показників нижче «цвітіння» води. У зв'язку з цим поліпшиться якість води для питного водопостачання, а також зменшаться площі з явищами задухи у водоймах;

– поліпшення стану заплавних водойм через видалення з них надлишкової органічної речовини та мулових відкладів. Це покращить стан нерестовищ і кормової бази риб;

– у водній рослинності водойм можлива зміна сукцесії, яка зараз направлена у бік дистрофікації та заболочування;

– в цілому, великі об'єми попусків дозволять екосистемі пониззя Дніпра вернутися на ранні стадії сукцесії, для яких притаманні високі показники біологічного різноманіття та продуктивності.

– при збільшенні водності Нижнього Дніпра практично не буде існувати проблеми надходження солонуватих вод у його русло на значну відстань.

На початку існування реконструйованої Каховської ГЕС щорічно після пропуску весняної повені рівні води у водосховищі будуть підтримуватися на відмітках не нижче 15,2 м – для забезпечення водозабору самопливного Північно-Кримського каналу. У перспективі, при використанні для живлення каналу насосної станції, стане можливим спрацювання водосховища влітку до відмітки 12,7 м. Це зумовить зміну зовнішнього водообміну, проточності і внутрішньоводоймової динаміки, а також фізичних і хімічних характеристик водних мас – в основному саме в літньо-осінній (вегетаційний) період.

Відбудеться активізація абразійних і ерозійних процесів, у тому числі на тих ділянках берегів, де зараз вони не спостерігаються [3]. Темпи переробки берегів Каховського водосховища зростуть у 3-5 разів, протяжність берегів, що розмиватимуться, збільшиться в 1,5-2 рази. Практично будуть знищені зарості водної рослинності. В цілому, збитки екосистемі будуть масштабними.

Глибоке спрацювання підсилить механічну дію хвильових процесів на дно і донні біоценози. Площа з відчутним динамічним впливом збільшиться до 1350 км^2, що складе майже 63% загальної площі водосховища. У другій половині літа–восени слід чекати збільшення на 10–20% мутності води – в основному за рахунок збільшення частки мінеральної складової завісі. Дещо зменшиться прозорість води (на 5–15%).

Прогресуюче евтрофування водойми через відмирання масивів водної рослинності та потрапляння додаткових об'ємів біогенних елементів, а також високі температури води призведуть до збільшення площ, де буде спостерігатися задуха риби. Цьому також буде сприяти надмірне накопичення органічної речовини у донних відкладах.

Висновки

Отже, реконструкція Каховської ГЕС на перших порах (до створення примусового живлення Північно-Кримського каналу) не змінить гідрологічний, гідрохімічний і гідробіологічний режими пониззя Дніпра і Каховського водосховища. Тому суттєві екологічні наслідки для екосистем цих водних об'єктів не очікуються. Значне покращання стану екосистеми Нижнього Дніпра і не менш значне погіршання екологічних показників Каховського водосховища слід чекати у майбутньому – при використанні проектної робочої ємності водосховища.

1. *Алексенко Т. Л.* Итоги работы Херсонской гидробиологической станции НАН Украины по изучению биоразнообразия водных систем Днепровско-Бугской устьевой области / Т. Л. Алексенко // Современные проблемы гидроэкологии. Перспективы, пути и методы решений: Материалы III Международной научной конференции. – Херсон: ПП Вишемирський В.С., 2012. – С. 3–6.
2. *В 2015 году* стартует строительство Каховской ГЭС-2 [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://ura-inform.com/ru/ economics/2013/04/01/v-2015-godu-startuet-stroitelstvo-kakhovskoj-ges-2.

3. *Дубняк С. С.* Методика и результаты исследований динамики берегов днепровских водохранилищ / С. С. Дубняк, С. А. Дубняк // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: Тр. Международ. научно-практ. конф. в 3-х т., Пермский государственный университет. – Пермь, 2007. – Т. I. – С. 149–154.
4. *Каховская ГЭС-2* спасет Украину от дефицита электроэнергии [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://kherson.in/news/ kahovskaja_ges_2_spaset_ukrainu_ot_defitsita_elektroenergii.
5. *Оксиюк О. П.* Закономерности продукционно-деструкционных процессов в пойменных водоемах устьевого участка Днепра при разном водном режиме / О. П. Оксиюк, В. М. Тимченко, В. С. Полищук и др. // Гидробиол. журн. – 1998. – Т. 34, № 3. – С. 17–29.
6. *Тимченко В. М.* Экологическая гидрология водоемов Украины. / В. М. Тимченко. – К.: Наукова думка, 2006. – 383 с.
7. *Тімченко В. М.* Основні фактори погіршання екологічного стану пониззя Дніпра / В. М. Тімченко, В. Л. Гільман, Є. І. Коржов // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2011. –Т. 3(24). – С. 138–144.

В.М. Тимченко[1], Г.А. Карпова[1], О.А. Гуляева[1], Е.И. Коржов[3], С.С. Дубняк[2], С.В. Дараган[1], Н.А. Иванова[1]
[1]Институт гидробиологии НАН Украины, Киев
[2]Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко, Украина
[3]Херсонская гидробиологическая станция НАН Украины

ПРОГНОЗ ВЛИЯНИЯ ВОЗМОЖНОЙ РЕКОНСТРУКЦИИ КАХОВСКОЙ ГЭС НА ЭКОСИСТЕМУ НИЗОВЬЯ ДНЕПРА И КАХОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Дана оценка ретроспективных и современных показателей состояния экосистем и качества воды устьевого участка Днепра и Каховского водохранилища. Определены масштабы изменений их гидрологического, гидрохимического и гидробиологического режимов при реализации проекта расширения Каховской ГЭС.

Ключевые слова: Каховская ГЭС, экосистемы, низовье Днепра, Каховское водохранилище, прогноз состояния

V.M. Timchenko[1], G.A. Karpova[1], O.A. Huliaieva[1], E.I. Korzhov[3], S.S. Dubnyak[2], S.V. Daragan[1], N.A. Ivanova[1]
[1]Insitute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv
[2]Taras Shevchenko National University, Kyiv, Ukraine
[3]Kherson Hydrobiology Station of NAS of Ukraine

FORECAST OF INFLUENCE OF POSSIBLE RECONSTRUCTION OF KAKHOVSKA HEPS ON THE ECOSYSTEMS OF LOWER DNIEPER RIVER AND KAKHOVKA RESERVOIR

Retrospective and current indicators of ecosystem and water quality of Dnieper River Delta and Kakhovka reservoir have been estimated. The scale of changes of their hydrological, hydrochemical and hydrobiological regimes under the condition realization of project expansion of Kakhovska HEPS has been determined.

Keywords: Kakhovska HEPS, ecosystem, Lower Dnieper River, Kakhovka reservoir, forecast of condition

УДК 594.32:591.3

О.І. УВАЄВА

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. В. Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

ПЛОДЮЧІСТЬ ПРІСНОВОДНИХ МОЛЮСКІВ *VIVIPARUS CONTECTUS* (MILLET, 1813)

Проведено аналіз плодючості двох популяцій *Viviparus contectus* з проточної та стоячої водойм. З'ясовано, що плодючість живородки болотяної залежить від віку і змінюється у межах 3–32 емб./самка. Найбільша плодючість спостерігається у 5-6 – річних самок. Однак найбільший внесок в ембріональний фонд популяції *V. contectus* вносять молодші статевозрілі самки, чисельність яких є більшою – 3-річні у проточній водоймі та 4-річні у стоячій. Плодючість живородки болотяної пов'язана з висотою черепашки та загальною масою і апроксимується степеневою функцією.

Ключові слова: молюски, плодючість, вік, маса, висота черепашки, тип водойми

Молюски *Viviparus contectus* (Millet, 1813) поширені у прісних водоймах від Європи до Західного Сибіру [1]. Біологія живородки болотяної досить добре вивчена [2, 3, 6]. В той час як еколого-фізіологічні параметри необхідні для розробки наукових основ моніторингу і охорони живородок як важливої частини біологічних та екологічних ресурсів водойм України, потребують більш детальних досліджень. Одним з таких малодосліджених питань є оцінка величини індивідуальної плодючості молюсків та вплив різних чинників на неї. Кількісна характеристика плодючості різновікових особин є важливою під час вивчення динаміки чисельності цього виду. На сьогодні літературні відомості щодо плодючості *V. contectus* нечисленні й фрагментарні [3, 7], детальні дослідження не проводились.

Метою роботи було дослідити індивідуальну плодючість *V. contectus* залежно від віку, висоти черепашки, маси та типу водойми.

Матеріал і методи досліджень

Робота проводилась в серпні 2014 р. Матеріалом для дослідження були дві популяції *V. contectus* – із проточної (р. Уж в м. Коростень Житомирської обл.) та ізольованої стоячої водойми (озеро в с. Першотравневе Овруцького р-ну Житомирської обл.). На кожній станції брали по 3 проби на глибині до 1 м. Молюсків збирали, використовуючи загальноприйняті гідробіологічні методи на площі 1 м^2. У лабораторних умовах визначали видову належність, висоту черепашки, масу, вік кожного молюска. Вид молюсків визначали за особливостями черепашки за працею П. Глоєра [6]. Масу молюсків вимірювали на електронних масах лабораторних ТВЕ-0,3-0,01, висоту черепашки – за допомогою штангенциркуля. Показником віку особини слугувало число рельєфних ліній на кришечці черепашки.

Під час розтину визначали стать молюска і кількість ембріонів у виводкових шляхах у плодючих самок. Для порівняння плодючості різних поселень молюсків використано середній показник кількості ембріонів на одну самку (емб./самка).

Статистичний аналіз проведено за допомогою програм STATISTICA 6.0 та Excel.

Результати досліджень та їх обговорення

Живородки – це роздільностатеві молюски з внутрішнім заплідненням, статевим диморфізмом та яйцеживородінням. Їм характерна ітеропатія, оскільки вони здатні розмножуватись кілька разів за життя. Популяційні характеристики *V. contectus* наведено у таблиці 1.

Статева зрілість у живородки болотяної наступає на другому році життя (табл. 2). Нестатевозрілі самки представлені у перших п'яти вікових класах (від цьогорічних самок до 4-річних). У проточній водоймі (р. Уж, м. Коростень) статевозрілі самки *V. contectus* у річці домінують серед 3-річних, в стоячій (озеро, с. Першотравневе) – серед 4-річних.

Таблиця 1

Популяційні характеристики *V. contectus* із проточної та стоячої водойми Житомирської області

Параметри	р. Уж (м. Коростень)	Озеро (с. Першотравневе)
Щільність поселення, екз./м^2	64	71
Біомаса, г/м^2	277	293
Співвідношення статей ♂ : ♀	0,7 : 1	0,6 : 1
Максимальний вік, років	5	6

Проаналізовано плодючість *V. contectus* різних вікових класів у проточній та стоячій водоймі (табл. 2). З'ясовано, що з віком плодючість збільшується. Середній показник кількості ембріонів на одну самку *V. contectus* з річки найбільший у віці 5 років (30 емб./самка), з озера – 6 років (17 емб./самка).

Разом з тим найбільший внесок в ембріональний фонд популяції живородки болотяної вносять молодші вікові класи, чисельність яких є більшою – 3-річні у проточній водоймі та 4-річні у стоячій.

У проточній водоймі загальна плодючість *V. contectus* становить 19 емб./самка, в стоячій – майже в 2 рази менше – 10 емб./самка.

Таблиця 2

Розподіл нестатевозрілих та статевозрілих самок та плодючість *V. contectus* різних вікових класів у проточній та стоячій водоймі

Вік, роки	р. Уж (м. Коростень)				озеро (с. Першотравневе)			
	розподіл самок, екз. (%)		плодючість, емб./самка		розподіл самок, екз. (%)		плодючість, емб./самка	
	нестатевозрілі	статевозрілі	min–max	$x \pm m_x$	нестатевозрілі	статевозрілі	min–max	$x \pm m_x$
0+*	3 (30)	–	–	–	6 (30)	–	–	–
1	3 (30)	–	–	–	6 (30)	–	–	–
2	2 (20)	1 (7)	–	13	5 (25)	2 (8)	3–10	6±3
3	1 (10)	9 (64)	5–22	16±6	2 (10)	4 (16)	6–17	9±3
4	1 (10)	3 (22)	8–32	21±7	1 (5)	13 (52)	5–26	12±6
5	–	1 (7)	–	30	–	5 (20)	11–22	15±3
6	_	_	–	–	–	1 (4)	–	17
0+–6	10	14	5–32	19±7	20	25	3–26	10±4

Примітка. * 0+ – цьогорічні самки

Метод кореляції Пірсона був використаний для оцінки взаємозв'язку між середньою кількістю ембріонів і висотою черепашки та загальною масою самок. Кореляційний аналіз виявив залежність між індивідуальною плодючістю та висотою черепашки (r = 0,61). Співвідношення цих показників апроксимовані у вигляді степеневої функції: $E = a \cdot h^b$, де E – плодючість, емб./самка; h – висота черепашки, мм; a та b – коефіцієнти рівняння для даного розмірного інтервалу. У досліджуваних живородок в розмірному діапазоні висоти черепашки 24–41 мм зв'язок у числовій формі виражається наступним рівнянням: $E = 0{,}001\ h^{2{,}692 \pm 0{,}476}$, n = 39, де n – кількість самок. Наведена формула може бути використана для орієнтовної оцінки плодючості різнорозмірних самок.

Однак, у літературі є відомості [5, 6], що біологічний зміст має оцінка зв'язку плодючості не з лінійними розмірами, а з масою особин. Тому розраховані параметри рівняння зв'язку плодючості (E) з загальною масою (W) у діапазоні маси 4,5–13,4 г: $E = 1{,}113\ W^{1{,}303 \pm 0{,}204}$, n = 39, r = 0,65, де r – коефіцієнт кореляції.

Висновки

У проточній водоймі плодючість *V. contectus* більша, ніж у стоячій ізольованій водоймі. Найбільший внесок в ембріональний фонд популяції живородки болотяної в проточній водоймі

мають 3-річні самки, у стоячій – 4-річні. Плодючість живородки болотяної пов'язана з висотою черепашки і загальною масою і апроксимується степеневою функцією.

1. *Анистратенко В. В.* Современное распространение брюхоногих моллюсков семейства Viviparidae (Caenogastropoda) в континентальных водоемах Евразии / В. В. Анистратенко, Е. В. Дегтяренко, О. Ю. Анистратенко, Л. А. Прозорова // Зоол. журн. − 2014. − Т. 93, вып. 2. − С. 211–220.
2. *Березкина Г. В.* Жизненные циклы и рост некоторых гребнежаберных моллюсков (Gastropoda: Pectinibranchia) в водоемах европейской части России / Г. В. Березкина, Е. С. Аракелова // Труды Зоолог. института РАН. – 2010. – Т. 314. – № 1. – С. 80–92.
3. *Павлюченкова О. В.* Физиология размножения и жизненные циклы моллюсков семейства Viviparidae (Gastropoda Pectinibranchia) / О. В. Павлюченкова // Сб. докл. по материалам II науч. конф. "Чтения памяти проф. В.В. Станчинского". – Смоленск: Смоленск. гос. педагогич. ун-т, 1995. – С. 175–178.
4. *Сытник Н. А.* Индивидуальная плодовитость и скорость генеративного роста устрицы (*Ostrea edulis* L.) / Н. А. Сытник, А. Н. Орленко, А. П. Золотницкий // Учен. зап. Тавр. нац. ун-та им. В. И. Вернадского. Серия «Биология, химия». – 2010. – Т. 23 (62), № 4. – С. 188–195.
5. *Шурова Н. М.* Плодовитость и скорость воспроизводства мидии *Mytilus galloprovincialis* Lam. северо-западного шельфа Черного моря / Н. М. Шурова, В. Н. Золотарев // Гидробиол. журн. – 2002. – Т. 38, № 3. – С. 59–65.
6. *Glöer P.* Sübwassergastropoden. Mollusca I. Nord-und Mitteleuropas / P. Glöer. – Hackenheim: ConchBooks, 2002. – 327 s.
7. *Jakubik B.* Life strategies of Viviparidae (Gastropoda: Caenogastropoda: Architaenioglossa) in various aquatic habitats: *Viviparus viviparous* (Linnaeus, 1758) and *V. contectus* (Millet, 1813) / B. Jakubik // Folia Malacol. – 2012. – Vol. 20, № 3. – P. 145–179.

Е. И. Уваева
Житомирский государственный университет имени Ивана Франко, Укаина

ПЛОДОВИТОСТЬ ПРЕСНОВОДНЫХ МОЛЛЮСКОВ *VIVIPARUS CONTECTUS* (MILLET, 1813)

Проведен анализ плодовитости двух популяций *Viviparus contectus* из проточного и стоячего изолированного водоемов. В проточном водоеме общая плодовитость составляет 19 эмб./самка, в стоячем изолированном – почти в 2 раза меньше – 10 эмб./самка. Обнаружено, что плодовитость живородки болотной зависит от возраста и изменяется в пределах 3–32 эмб./самка. Половая зрелость у *V. contectus* наступает на втором году жизни. Наибольшая плодовитость установлена у 5-6 – летних самок. Однако наибольший вклад в эмбриональный фонд популяции *V. contectus* вносят младшие половозрелые самки, численность которых является большей – 3-летние в проточном водоеме и 4-летние в стоячем. Плодовитость живородки болотной связана с высотой раковины и общей массой и аппроксимируется степенной функцией.

Ключевые слова: моллюски, плодовитость, возраст, высота раковины, масса, тип водоема.

O. I. Uvaeva
Ivan Franko Zhytomyr State University, Ukraine

FECUNDITY OF FRESHWATER MOLLUSCS *OF VIVIPARUS CONTECTUS* (MILLET, 1813)

Individual fecundity of *Viviparus contectus* from two populations was analysed from flow and isolated reservoirs. General fecundity is 19 embryos per female in the flow reservoir and 10 embryos per female in isolated. Fecundity of *V. contectus* depends on age and varies within 3-32 embryos per female. Puberty of *V. contectus* begins on the second year of life. 5-6-years females have the biggest fecundity. However younger mature females bring the biggest contribution to the embryonic fund of population of *V. contectus*. Their quantity is greater in the age class 3 years in the flow reservoir and in the age class 4 years in the isolated reservoir. Fecundity of *V. contectus* is related to the shell height and total weight and approximated by the function of degree.

Keywords: molluscs, fecundity, age, shell height, weight, type of reservoir

УДК 574.587: 595.33(262.5)

Е.Е. УЗУН

Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ РАКУШКОВЫХ РАКОВ (CRUSTACEA, OSTRACODA) ОДЕССКОГО МОРСКОГО РЕГИОНА (ЧЕРНОЕ МОРЕ)

Изучены количественные показатели остракод Одесского морского региона за 2011-2013 гг. На разных типах донных отложений численность и биомасса имели разные значения. Наибольшая численность (30611 экз. · $м^{-2}$) и биомасса (198,97 мг · $м^{-2}$) характерны для серого ила с примесью ракуши. Эти же показатели были наименьшими на черном иле с примесью ракуши – 2800 экз. · $м^{-2}$ и 18,2 мг · $м^{-2}$ соответственно.

Ключевые слова: Ostracoda, мейобентос, Одесский морской регион

Одесский морской регион представляет собой зону с повышенной антропогенной нагрузкой, оказывающей немалое влияние на биологическое разнообразие. Особенно остро на изменения условий окружающей среды реагируют небольшие по размерам группы организмов, в частности, мейобентос [1].

Ракушковые раки (Ostracoda, Crustacea) являются одной из основных таксономических групп в составе мейобентоса. Малые размеры и многочисленность, а также короткий жизненный цикл этих организмов делает их незаменимой группой при мониторинге морских экосистем. Загрязнения и неблагоприятные условия приводят к изменениям в структуре сообществ и снижению количественных показателей остракод. Продолжительное действие лимитирующих факторов обусловливает уменьшение количества видов [2].

Материал и методы исследований

Пробы отбирались на 16 станциях Одесском морском регионе на протяжении 2011 – 2013 гг. (рис. 1.). Отбор проб проводился на глубине от 6,5 до 26 м. при помощи дночерпателя Петерсена с площадью захвата 0,1 $м^2$ и бентосной рамки (площадь 10 × 10 $см^2$).

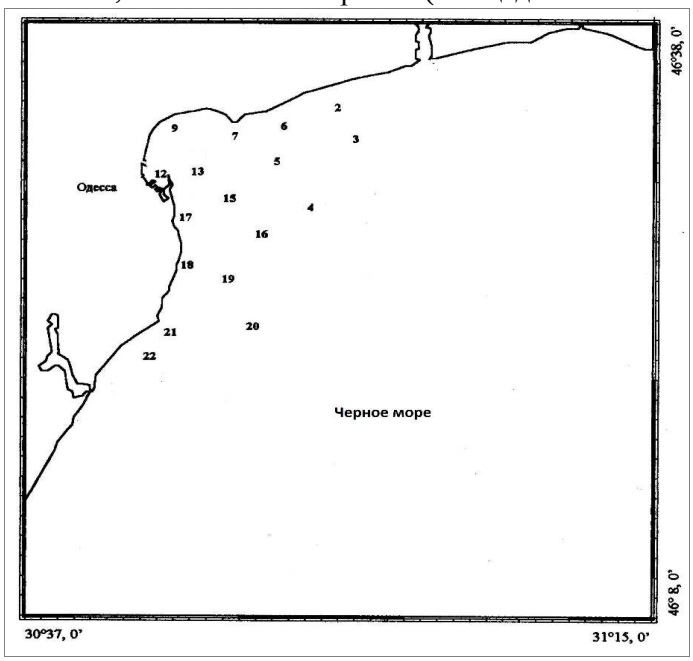


Рис. 1. Карта-схема станций отбора проб мейобентоса Одесского морского региона в 2011 – 2013 годах

Фиксация собранного материала осуществлялась 4% раствором формальдегида. Подсчет численности мейобентоса проводился под бинокулярным микроскопом МБС-9 в камере Богорова [3].

Результаты исследований и их обсуждение

Показатели численности и биомассы остракод Одесского морского региона отличались в разные годы (рис. 2). На долю остракод в 2011 году приходилось 1,92% от значения численности мейобентоса, т.е. 9235 экз. · м$^{-2}$. В 2012 году численность ракушковых раков достигала 11118 экз. · м$^{-2}$, но их доля при этом была значительно выше по сравнению с предыдущим годом – 10,11% от общего мейобентоса. В 2013 году зарегистрирована наибольшая численность остракод – 42000 экз. · м$^{-2}$, что составляет 9,97 % от общей численности мейобентоса.

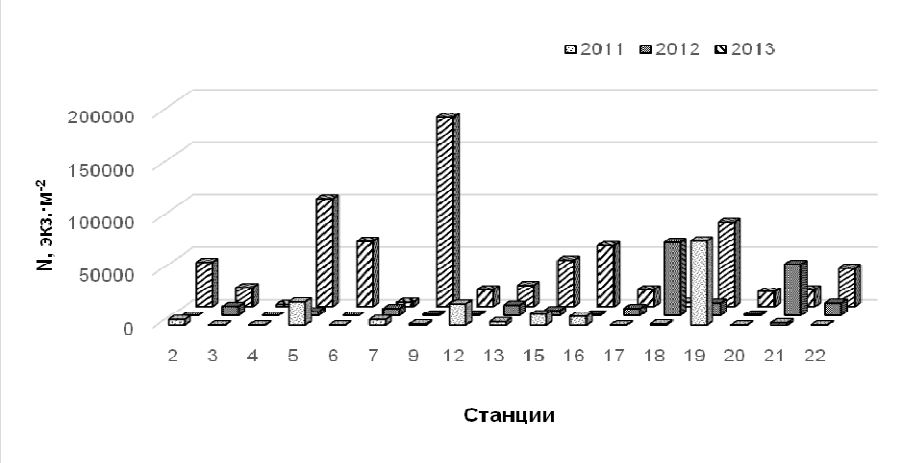


Рис. 2. Значения численности остракод на станциях Одесского морского региона за 2011-2013 года

За исследуемый период вклад остракод в общую биомассу мейобентоса был не значительный. Лишь в 2013 году они составили 13,52% (273 мг · м$^{-2}$) от общей биомассы мейобентоса. В 2011 и 2012 годах доли показателей биомассы ракушковых раков составляли 1,58% (58,12 мг · м$^{-2}$) и 4,39 % (72,26 мг · м$^{-2}$) соответственно.

На акватории Одесского морского региона грунт представлен преимущественно илистыми донными отложениями. За анализируемый период остракоды были обнаружены на четырех типах донных отложений: 1) ил серый, 2) ил черный, 3) ил серый с примесью ракуши, 4) ил черный с примесью ракуши. На серых илах количественные показатели остракод были значительно выше, чем на черных (рис. 3, 4).

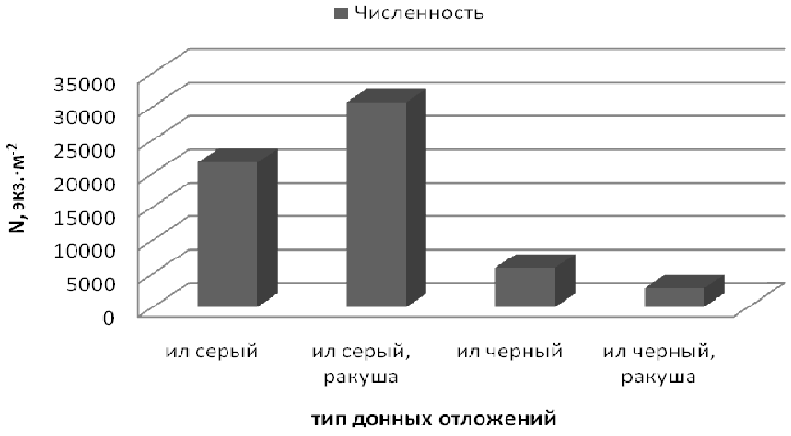


Рис. 3. Численность остракод на различных типах донных отложений в Одесском морском регионе

Биомасса ракушковых раков на разных типах донных отложений отражает показатели их численности (рис. 4.).

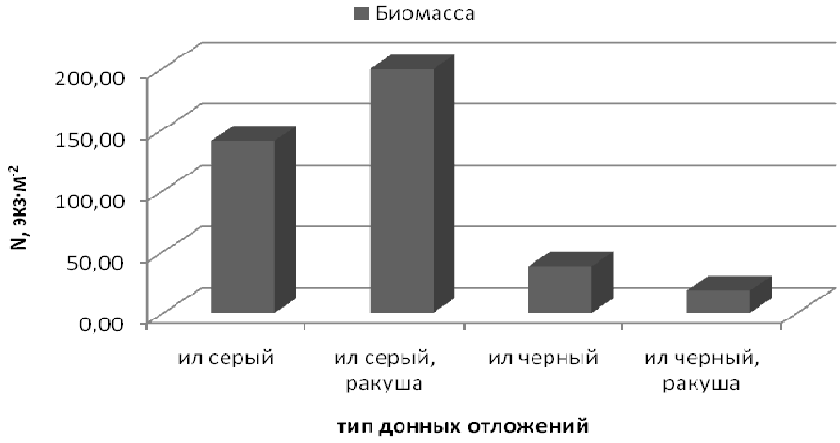


Рис. 3. Биомасса остракод на различных типах донных отложений в Одесском морском регионе

Наибольшие значения численности (30611 экз. · м$^{-2}$) и биомассы (198,97 мг · м$^{-2}$) остракод характерны для серого ила с примесью ракуши. Эти же показатели были наименьшими на черном иле с примесью ракуши – 2800 экз. · м$^{-2}$ и 18,2 мг · м$^{-2}$ соответственно.

Выводы

Характер донных отложений в значительной степени влияет на количественные характеристики ракушковых раков. Превосходство остракод в численности и биомассе на серых илах (более чем в пять раз), может свидетельствовать о том, что черные илы Одесского морского региона не благоприятны как среда для развития остракод.

1. *Воробьева Л. В.* Мейобентос украинского шельфа Черного и Азовского морей / Л. В. Воробьева. – К.: Наукова думка, 1999. – 300 с.
2. *Шорников Е. И.* Остракоды как индикаторы состояния и динамики водных экосистем (на примере залива Петра Великого Японского моря) / Е. И. Шорников, М. А. Зенина. – Владивосток: Дальнаука, 2014. – 334 с.
3. *Hulings N. C.* A Manual for the Study of Meiofauna / N. C. Hulings, J. S. Gray // Smit. Contr. Zool. – 1971. – № 78. – P. 1–84.

О. Є. Узун
Інститут морської біології НАН України, Київ

КІЛЬКІСНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЧЕРЕПАШКОВИХ РАЧКІВ (CRUSTACEA, OSTRACODA) ОДЕСЬКОГО МОРСЬКОГО РЕГІОНУ

Вивчені кількісні показники остракод Одеського морського регіону за 2011-2013 роки. На різних типах донних відкладів чисельність та біомаса мали різні значення. Найбільша чисельність (30611 экз. · м$^{-2}$) та біомаса (198,97 мг · м$^{-2}$) характерні для сірого мулу с домішком ракуші. Ці ж показники були найменшими на чорному мулі с домішком ракуші – 2800 экз. · м$^{-2}$ и 18,2 мг · м$^{-2}$ відповідно.

Ключові слова: Ostracoda, мейобентос, Одеський морський регіон

E. E. Uzun
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

QUANTITATIVE CHARACTERISTICS OF SEED SHRIMPS (CRUSTACEA, OSTRACODA) IN THE ODESA COASTAL REGION (BLACK SEA)

Quantitative characteristics of ostracods in the Odesa coastal region during 2011 – 2013 years were studied. In different sediments types means of abundance and biomass were different. The largest

means of abundance (30611 ind. · m^{-2}) and biomass (198.97 mg. · m^{-2}) were characteristic on the grey silt with shell mix. These means were smallest on the black silt with shell mix – 2800 ind. · m^{-2} и 18,2 mg. · m^{-2} respectively.

Keywords: Ostracoda, meiobenthos, Odesa coastal region

УДК 547.587 (582.776.5 : 582.671)

О.М. УСЕНКО

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ЕНДО- ТА ЕКЗОГЕННІ ФЕНОЛКАРБОНОВІ КИСЛОТИ *TRAPA NATANS* L. І *NUPHAR LUTEA* L.

Досліджено вміст фенолкарбонових кислот у фітомасі та воді в заростях *Trapa natans* і *Nuphar lutea*. Встановлено, що як в клітинах, так і серед позаклітинних виділень *Trapa natans* переважають оксибензойні кислоти. Кислоти оксибензойної групи домінують і у виділеннях *Nuphar lutea*, тоді як у фітомасі цієї рослини значно більше оксикоричних кислот.

Ключові слова: фенолкарбонові кислоти, Trapa natans, Nuphar lutea

Фенольні сполуки належать до найпоширеніших поліфункціональних метаболітів рослинних організмів. Для вищих водяних рослин характерна наявність значної кількості фенолів як в клітинах, так і в складі позаклітинних виділень. Багато з цих сполук, кількість яких коливається залежно від виду рослин, здатні викликати алелопатичний ефект у інших представників гідрофлори. Інтенсивний розвиток макрофітів може суттєво обмежувати вегетацію планктонних водоростей і, що особливо важливо, знижувати інтенсивність «цвітіння» води синьозеленими водоростями [2].

Відомо, що рослини із значною біологічною активністю містять велику кількість фенольних кислот. Багато з них (кавова, корична, кумарова, ферулова, галова, ванілінова) відзначаються високим алелопатичним потенціалом і як алелохімічні агенти викликають численні фізіологічні ефекти**.** Зокрема, відомо, що фракції, які містять фенольні кислоти, здатні гасити вільні радикали, в тому числі, гідроксильний радикал, а також інгібувати пероксидне окиснення ліпідів [4].

Однією з вищих водяних рослин, що відзначаються значною біологічною активністю, вважають глечики жовті (*Nuphar lutea*), у заростях яких найбільш виражений ефект зниження чисельності мікрофлори, порівняно з іншими макрофітами [1]. Значний інтерес також викликає водяний горіх (*Trapa natans*), площі заростання якого останнім часом суттєво збільшились на київській ділянці Канівського водосховища. Відомо, що під впливом екзометаболітів *Trapa natans* спостерігається зменшення вмісту розчиненого у воді кисню і зміна pH середовища в сторону підкислення [1]. Очевидно, ці ефекти можуть бути пов’язані з впливом фенольних кислот. В зв’язку з цим, метою нашої роботи було визначення вмісту фенолкарбонових кислот (ФКК) у фітомасі вищих водяних рослин з плаваючим листям *Trapa natans* і *Nuphar lutea* та у воді в їхніх заростях.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили з *Trapa natans* L. і *Nuphar lutea* L., відібраних у липні 2013 р. у затоці Собаче гирло (придаткова система київської ділянки Канівського водосховища). Фенолкарбонові кислоти з фітомаси виділяли за допомогою іонообмінних смол КУ-2 та ЕДЕ-10П [3]. Для визначення екзогенних ФКК відбирали воду у заростях досліджуваних вищих водяних рослин і очищували її від сторонніх домішок за допомогою фільтрувального паперу. Отриманий фільтрат об’ємом 2 $дм^3$ пропускали через колонку з катіонітом КУ-2, а надалі – через аніоніт ЕДЕ-10п.

Визначення ФКК проводили методом високоефективної рідинної хроматографії-мас-спектрометрії на приладі AGILENT 1200/Quadrupole 6130 Гідробіологічного аналітичного центру Інституту гідробіології НАН України. Використовували колонку Zorbax Eclipse XDB-C18 Narrow-Bore 2,1×150 мм і систему розчинників вода-ацетонітрил з додаванням 0,1% мурашиної кислоти. Швидкість потоку складала 1 мл/хв, об'єм ін'єкції – 100 мкл. Джерело іонізації – ESI(+), напруження на фрагментаторі – 70В. Детектування проводили у режимі моніторингу одиночних іонів (123, 139, 149, 155, 165, 169, 171, 181, 182, 195, 199, 209, 225 m/z).

Для кількісного визначення ФКК використовували хроматографічно чисті ФКК виробництва фірми Sigma-Aldrich. Ідентифікацію речовин проводили шляхом порівняння часу їх утримання на хроматограмах дослідного і контрольного зразків.

Результати досліджень та їх обговорення

Згідно з результатами хроматографічного аналізу, у фітомасі обох досліджених рослин присутні такі ФКК як бензойна, *n*-оксибензойна, саліцилова, корична, *α*-резорцилова, протокатехова, кумарова, ванілінова, галова, кофейна, ферулова і бузкова (таблиця).

Таблиця

Вміст фенолкарбових кислот у фітомасі *Trapa natans* і *Nuphar lutea* (мкг/г) та у воді (мкг/дм^3) в їхніх заростях

m/z	Фенолкарбонові кислоти	*Trapa natans*		*Nuphar lutea*	
		Вміст фенолкарбових кислот			
		фітомаса	вода	фітомаса	вода
123	Бензойна	3454,2	38,13	377,2	15,0
139	*n*-оксибензойна	439,6	5,44	102,2	0,2
139	Саліцилова	114,4	4,14	110,2	0
149	Корична	35,6	2,65	87,2	0
155	Протокатехова	59,6	0	43,6	0,1
155	*α*-резорцилова	56,8	0,09	26,6	0,3
155	*β*-резорцилова	18,8	0	0	0
165	Кумарова	45,2	0,24	29,4	0
169	Ванілінова	202,4	3,25	632,2	0
171	Галова	1003,6	0	144,2	2,9
181	Кофейна	43,2	0	1194,8	0
195	Ферулова	43,2	0,44	56,4	0,1
199	Бузкова	78,2	1,58	15,6	0,7
225	Синапова	14,1	0,18	0	0
Загальна сума		5565,9	56,14	2819,6	19,30

Слід зазначити, що у *Trapa natans* визначені також *β*-резорцилова і синапова кислоти, які відсутні в фітомасі *Nuphar lutea*. Цікаво, що *Trapa natans* містить понад 5,5 мг/г ФКК – найбільшу кількість порівняно з багатьма іншими видами вищих водяних рослин [3]. Натомість, у *Nuphar lutea* їх вміст майже вдвічі нижчий – лише 2,8 мг/г.

Серед визначених фенолкарбонових кислот у *Trapa natans* максимальною кількістю характеризувалась бензойна кислота, яка складала 62% від їх загального вмісту. Водночас фітомаса *Nuphar lutea* найбільше містила кофейної кислоти, кількість якої становила майже половину від суми всіх визначених ФКК.

Слід підкреслити, що у *Trapa natans* знайдено також високі концентрації галової, *n*-оксибензойної, ванілінової та саліцилової кислот – тобто кислот оксибензойного ряду. Ці ФКК складали майже 97% від їх загальної кількості.

Водночас, для *Nuphar lutea* спостерігається інший розподіл ФКК, а саме майже однаковий вміст оксибензойних та оксикоричних кислот – 51,5 та 48,5 % відповідно.

Для характеристики алелопатичного потенціалу вищих водяних рослин та оцінки їх впливу на формування якості води велике значення має визначення інтенсивності екскреції ними екзометаболітів, в тому числі фенолкарбонових кислот. Аналіз зразків води, відібраних у заростях досліджуваних макрофітів свідчить, що склад екзогенних ФКК лише в загальних рисах відповідає внутрішньоклітинному пулу цих речовин і відзначається низкою характерних відмінностей. Зокрема, на відміну від фітомаси, переважна більшість екзогенних ФКК як у заростях *Trapa natans*, так і *Nuphar lutea* належать до оксибензойних кислот. Крім того, у воді не знайдено 4–7 фенольних кислот, присутніх у фітомасі рослин. На наш погляд, це може пояснюватись їхніми низькими концентраціями внаслідок незначної інтенсивності екскреції або швидкої трансформації у водному середовищі, можливо, завдяки життєдіяльності мікроорганізмів чи інших рослин. Водночас відсутність у воді в заростях *Nuphar lutea* кофейної кислоти, яка у великій концентрації присутня в фітомасі цієї рослини, дозволяє висловити припущення, що накопичення розчинених ФКК значною мірою є наслідком не пасивної дифузії, а активного транспорту цих речовин, зумовленого особливостями їхнього метаболізму. Очевидно, ці особливості можуть відігравати роль у забезпеченні розширення ареалу існування водяних рослин та їх впливу на формування рослинних угруповань.

Цікаво зазначити, що в заростях *Trapa natans* активна реакція води нижча, порівняно з заростями *Nuphar lutea*: величина pH становила 7,0 і 7,7 відповідно. Крім того, в місцях спільного зростання цих рослин спостерігалось ще більше підкислення води – до pH 6,7. Враховуючи кількісні показники накопичення ФКК у водному середовищі, можна припустити, що ці сполуки беруть участь у формуванні активної реакції води, причому внаслідок спільної вегетації досліджених рослин виділення ФКК може посилюватись.

Висновки

1. Досліджені макрофіти *Trapa natans* і *Nuphar lutea* містять значну кількість фенолкарбонових кислот. У фітомасі *Trapa natans* визначено 5565,9 мкг/г, а в клітинах *Nuphar lutea* – 2819,6 мкг/г ФКК.
2. Переважна більшість ендогенних ФКК *Trapa natans* належить до оксибензойних кислот, тоді як у фітомасі *Nuphar lutea* кількість оксибензойних та оксикоричних кислот майже однакова.
3. Накопичення екзогенних ФКК у заростях макрофітів характеризується певними особливостями. У виділеннях *Nuphar lutea* значно підвищується частка оксибензойних кислот, причому відсутня навіть кофейна кислота, яка у фітомасі складає майже половину всіх визначених ФКК. Це дає підстави розглядати активний транспорт ФКК як елемент метаболізму рослин.

1. *Кирпенко Н. И.* Влияние высших водных растений на водоросли (обзор). / Н. И. Кирпенко, О. М. Усенко // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, № 6. – С. 64–86.
2. *Сакевич О. Й.* Алелопатія в гідроекосистемах / О. Й. Сакевич, О. М. Усенко. – К.: Логос, 2008. – 342 с.
3. *Усенко О. М.* Анализ фенолкарбоновых кислот в фитомассе высших водных растений / О. М. Усенко, И. Н. Коновец // Гидробиол. журн. – 2014. – Т. 50, № 3. – С. 51–66.
4. *Choi Chang-Suk.* Phenolic acid composition and antioxidative activity of white *Panax ginseng* / Choi Chang-Suk, Kim Kyung-Im, Hng Hee-Do et al. // J. Ginseng Res. – 2006. – Vol. 30, № 1. – С. 22–30.

О.М. Усенко
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ЭНДО- и ЭКЗОГЕННЫЕ ФЕНОЛКАРБОНОВЫЕ КИСЛОТЫ *TRAPA NATANS* L. И *NUPHAR LUTEA* L.

Исследовано содержание фенолкарбоновых кислот в фитомассе и воде в зарослях *Trapa natans* и *Nuphar lutea*. Установлено, что среди эндо- и экзогенных ФКК *Trapa natans* преобладают оксибензойные кислоты. Кислоты оксибензойной группы доминируют и в выделениях *Nuphar lutea*, однако в фитомассе этого растения значительно больше оксикоричных кислот.

Ключевые слова: фенолкарбоновые кислоты, Trapa natans, Nuphar lutea

O.M. Usenko
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ENDO- AND EXOGENONS PHENOL CARBONIC ACIDS IN *TRAPA NATANS* L. AND *NUPHAR LUTEA* L.

The content of phenol carbonic acids was studied in the phytomass and in the water in the thickets of *Trapa natans* and *Nuphar lutea*. It has been found that oxybenzoic acides prevail among endo- and exogenous phenol carbonic acids of *Trapa natans*. The acids of oxybenzoic group dominate among exometabolites of *Nuphar lutea*, whereas oxycinnamic acids – in the phytomass of this plant.

Keywords: phenol carbonic acids, Trapa natans, Nuphar lutea

УДК 591.9:595.36(282.247.32)

А.Е. УСОВ, Т.В. ОБЕРЕМЧУК

Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

ЧУЖЕРОДНЫЕ ВИДЫ АМФИПОД В РЕКЕ ДЕСНЕ, УКРАИНА

Представлены результаты исследований современного распространения (2003-2014 гг.) чужеродных понто-каспийских амфипод на разных участках р. Десны на территории Украины. Всего в русле реки отмечено пять видов понто-каспийских гаммарид и один вид корофиид (*Corophium curvispinum* Sars, 1895). Наиболее распространенным видом гаммарид является *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841), его частота встречаемости от устья до границы с РФ составляла 82%. Гаммариды *Obesogammarus obesus* (Sars, 1894) и *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing, 1898) отмечались не выше 450-го км от устья (с. Мезин) и имели низкую встречаемость. *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) и *Obesogammarus crassus* (Sars, 1894) на протяжении 220 км от устья реки имеют высокую частоту встречаемости (соответственно 100 и 60%), а выше 370-го км от устья (с. Спасское) отмечены не были.

Ключевые слова: амфиподы, виды понто-каспийского комплекса, чужеродные организмы, река Десна, распространение

Мониторинг расселения чужеродных видов и изучение их роли в новых местообитаниях – одна из важнейших задач современной гидробиологии. Амфиподы являются наиболее распространёнными чужеродными видами в бассейнах крупных рек Европы; их продвижению в реках, а также последствиям для экосистем в последние десятилетия уделяется много внимания [10]. Днепр с каскадом водохранилищ относится к так называемому «центральному инвазионному коридору» [10], в то же время отсутствует современная информация о видовом составе и распределении этих видов амфипод в самом длинном его притоке – реке Десне. Поэтому целью настоящей работы является анализ современного распределения чужеродных понто-каспийских амфипод в русле Десны на территории Украины.

Материал и методы исследований

Данные о видовом составе и распределении чужеродных видов амфипод в русле Десны были получены на основе ревизии проб макробеспозвоночных, отобранных в летне-осенний период в 2003-2014 гг. на различных створах реки от ее устья до с. Камень у границы с Российской Федерацией (табл.). Для каждой станции отбора проб указано приблизительное расстояние от устья Десны, а также близлежащий населенный пункт. Всего обработано 22 пробы, 18 из которых были отобраны в зарослях погруженных макрофитов –, три пробы бентоса и одна – с каменой отсыпки берегоукрепления. Каждая проба является интегральной, полученной на основе объединения трех проб: для проб из зарослей макрофитов навеска сырой массы растений составляла 300-600 г, для бентосных проб площадь отбора – 0,14 м^2. Отбор и обработка проб выполнены согласно [4]. Для видовой идентификации организмов

использованы определители [5-8]. Видовые названия даны согласно [9]. Численность организмов представляли на 1 кг сырой массы растений для проб из зарослей макрофитов и на 1 м^2 – для бентосных проб.

Результаты исследований и их обсуждение

Всего на различных станциях Десны от ее устья до с. Камень у границы с РФ отмечено пять видов понто-каспийских гаммарид: *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841), *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing, 1898), *Obesogammarus obesus* (Sars, 1894) и *Obesogammarus crassus* (Sars 1894), а также один вид корофиид – *Corophium curvispinum* Sars, 1895. Распределение видов по руслу реки и значения численности представлены в таблице.

Таблица

Видовой состав и численность амфипод на станциях реки Десна

№	Расст. от устья, км	Дата	Населенный пункт	Субстрат	Вид и численность, экз/кг или экз/м^2
1	565	7.2003	Камень	макрофиты	*D. haemobaphes* – 3
2	565	7.2012	Камень	макрофиты	*D. haemobaphes* – 30
3	540	9.2012	Новгород-Северский	макрофиты	*D. haemobaphes* – 120 *C. curvispinum* – 30
4	480	9.2012	Горки	макрофиты	*D. haemobaphes* – 60
5	450	8.2014	Мезин	заиленный песок	*D. haemobaphes* – 410 *C. curvispinum* – 560
6	445	8.2014	Свердловка	макрофиты	*D. haemobaphes* – 100 *Ch. ischnus* – 25 *O. obesus* – 2
7	445	8.2014	Свердловка	мел, песок	*D. haemobaphes* – 70 *C. curvispinum* – 810
8	440	8.2014	Радичев	макрофиты	*Corophium sp.* – 3 *D. haemobaphes* – 310
9	440	8.2014	Радичев	песок	*Corophium sp.* – 10
10	430	8.2014	Разлеты	макрофиты	*Corophium sp.* – 20 *D. haemobaphes* – 10
11	430	8.2014	Разлеты	камни	*Ch. ischnus* – 3040 *Corophium sp.* – 30 *D. haemobaphes* – 70
12	370	8.2012	Спасское	макрофиты	*D. haemobaphes* – 40 *Ch. ischnus* – 20 *Corophium sp.* – 30
13	220	9.2005	Брусилов	макрофиты	*D. haemobaphes* – 30 *D. villosus* – 5 *O. crassus* – 2 *C. curvispinum* – 70
14	220	8.2012	Брусилов	макрофиты	*D. villosus* – 40 *D. haemobaphes* – 5
15	205	9.2005	Чернигов	макрофиты	*D. villosus* – 30 *O. crassus* – 70 *C. curvispinum* – 1100
16	205	9.2012	Чернигов	макрофиты	*D. villosus* – 30 *O. crassus* – 20 *D. haemobaphes* – 5
17	210	9.2014	Чернигов	макрофиты	*D. villosus* – 800 *D. haemobaphes* – 50 *O. obesus* – 2
18	200	9.2005	Шестовица	макрофиты	*D. villosus* – 80 *O. crassus* – 120 *D. haemobaphes* – 10 *C. curvispinum* – 400
19	80	9.2012	Остер	макрофиты	*D. villosus* – 110 *D. haemobaphes* – 10

Продовження таблиці

20	36	9.2012	Летки	макрофиты	*D. villosus* – 3
21	20	9.2003	Новоселки	макрофиты	*D. villosus* – 5 *O. crassus* – 15
22	3	9.2012	Устье	макрофиты	*D. haemobaphes* – 3

Наиболее распространённым видом гаммарид в русле Десны является *D. haemobaphes*; частота встречаемости в пробах от устья до границы с РФ – 82%. Численность варьировала на различных станциях от нескольких экземпляров до нескольких сотен. При этом большие величины чаще отмечаются на верхних станциях реки, где этот вид является единственным представителем семейства Gammaridae.

O. obesus и *Ch. ischnus* не отмечались выше 445-го км от устья реки (с. Мезин) и имели низкую встречаемость (около 10%). Численность *O. obesus* и *Ch. ischnus* на станции № 6 составляла 2 и 25 экз/кг соответственно, а максимальная численность *Ch. ischnus* отмечена на каменной отсыпке берегоукрепления (ст. 11) – 3040 экз/м^2.

D. villosus и *O. crassus* в нижнем течении до 220-го км от устья реки имеют высокую встречаемость (соответственно 100 и 60%), а выше 370-го км от устья (с. Спасское) отмечены не были. Численность *O. crassus* составляла 2 экз/кг. Численность *D. villosus* варьировала от нескольких экземпляров до 800 экз. на 1 кг макрофитов, при этом максимальные величины численности были зарегистрированы на значительном удалении от устья реки: в районе г. Чернигова (210 км от устья) и в районе г. Остра (80 км от устья).

В публикациях 30-х годов [2, 3] в заливах Десны отмечали *Gammarus pulex* (Linnaeus, 1758) и *C. curvispinum*. По результатам обследования Десны в 1960 и 1961 гг. [1] в ее среднем и нижнем течении были распространены гаммарида *Gammarus lacustris* Sars, 1863 и корофиида *C. curvispinum*. Если *C. curvispinum* является на сегодняшний день фоновым видом, то *G. lacustris* в русле встречен не был, однако говорить о полной элиминации этого вида в Десне нельзя; так, нами в 2005 г. был отмечен этот вид в пойменном водоеме о. Бехова, район с. Макошино.

Несомненно, определение границ и вектора распространения чужеродных видов, изучение их роли в гидроэкосистемах Десны требует дополнительных специальных исследований.

Выводы

Всего в русле реки отмечено пять видов понто-каспийских гаммарид – *Ch. ischnus*, *D. haemobaphes*, *D. villosus*, *O. crassus*, *O. obesus* и один вид корофиид – *C. curvispinum*. *D. haemobaphes* и *C. curvispinum* являются наиболее распространенными в реке, другие виды имели ограниченную встречаемость.

1. *Десна* в межах України (санітарно-гідробіологічна та гідрохімічна характеристика). – К.: Наукова думка, 1964. – 160 с.
2. *Коротун М.* Донна фауна р. Десни / М. Коротун // Труди гідробіол. станції АН УРСР. – 1936. – № 12. – С. 4–27.
3. *Лазицька І. М.* Матеріали до вивчення тварин прибережних рослинних заростей заплавних водойм та заток р. Десни (від м. Чернігова до гирла) / І. М. Лазицька // Труди гідробіол. станції АН УРСР. – 1937. – № 13. – С. 57–74.
4. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
5. *Cărăuşu S.* Fauna Republicii Populare Romîne. Crustacea. Amphipoda Forme Salmastre şi de Apă Dulce / S. Cărăuşu, E. Dobreanu, C. Manolache. – Bucharest: Editura Academiei RPR, 1955. – 407 p.
6. *Dobson M.* Identifying Invasive Freshwater Shrimps and Isopods / M. Dobson. – Freshwater Biological Association (FBA)/DEFRA, 2013. – 30 p.
7. *Eggers T. O.* A key to the freshwater Amphipoda (Custacea) of Germany / T. O. Eggers, A. Martens. // Lauterbornia – 2001. – № 42. – P. 1–70.
8. *Eggers T. O.* Additions and corrections to ”A key to the freshwater Amphipoda (Custacea) of Germany“ / T.O. Eggers, A. Martens. // Lauterbornia – 2004. – № 50. – P. 1–13.

9. *Fauna* Europaea ed. by de Jong, Y.S.D.M. (2013). Version 2.6. Web Service available online at http://www.faunaeur.org
10. *Panov V. E.* Assessing the Risks of Aquatic Species Invasions via European Inland Waterways: From Concepts to Environmental Indicators / V. E. Panov, B. Alexandrov, K. Arbaciauskas, R. Binimelis // Integrated Environmental Assessment & Management. – 2009. – Vol. 5, № 1. – P. 110–126.

О.Є. Усов, Т.В. Оберемчук
Інститут гідробіології НАН України, Київ

ЧУЖОРІДНІ ВИДИ АМФІПОД У РІЦІ ДЕСНІ, УКРАЇНА

Представлені результати досліджень сучасного поширення (2003-2014 рр.) та чисельності чужорідних понто-каспійських амфіпод на різних ділянках р. Десни на території України. Всього в руслі річки відзначено п'ять видів понто-каспійських гаммарид і один вид корофіід (*Corophium curvispinum* Sars, 1895). Найбільш поширеним видом гаммарид є *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841), його частота трапляння від гирла до кордону з РФ становила 82%. Гаммариди *Obesogammarus obesus* (Sars, 1894) і *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing, 1898) відзначалися не вище 450-го км від гирла (с. Мезин) і мали низьке трапляння. *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) і *Obesogammarus crassus* (Sars 1894) впродовж 220 км від гирла річки мають високу частоту трапляння (відповідно 100 і 60%), а вище 370-го км від гирла (с. Спаське) відмічені не були.

Ключові слова: чужорідні організми, види понто-каспійського комплексу, амфіподи, ріка Десна, розповсюдження

O.Ye. Usov, T.V. Oberemchuk
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ALIEN SPECIES OF AMPHIPODS IN THE DESNA RIVER, UKRAINE

Paper deals with results of investigation of actual distribution (2003–2014) and density of alien Ponto-Caspian amphipods in different sites of the Desna River within borders of Ukraine. Totally in the river five species of Ponto-Caspian Gammaridae and one species of Corophiidae (*Corophium curvispinum* Sars, 1895) were found. The most widely spread was *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841) of Gammaridae, its frequency of occurrence within all Ukrainian section of the Desna River amounted to 82%. Gammarids *Obesogammarus obesus* (Sars, 1894) and *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing, 1898) were not noted upstream 450 km from the river mouth (the Mezin village) and had low frequency of occurrence. *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) and *Obesogammarus crassus* (Sars, 1894) in the lower section (within 220 km upstream mouth) had high frequency of occurrence (respectively 100 and 60%), and upstream 370 km from the river mouth were not noted at all.

Keywords: alien organisms, Amphipoda, species of the Ponto-Caspian complex, river Desna , distribution

УДК [556.16:591.524.12] [556.53]

К.Є. ФІЛІПОВА

Інститут гідробіології НАН України,
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ОСОБЛИВОСТІ СТОКУ ЗООПЛАНКТОНУ В ГИРЛОВІЙ ДІЛЯНЦІ РІЧКИ ВІТИ

Розглянуто особливості стоку зоопланктону гирлової ділянки річки Віта. Визначено видовий склад та кількісні характеристики зоопланктону. Досліджено добову динаміку його стоку в літній і осінній періоди. Відзначено видове багатство та високі кількісні показники. Динаміка

стоку зоопланктону мала значні добові коливання і визначалась періодичним надходженням води в гирлову ділянку річки із водосховища.

Ключові слова: зоопланктон, стік, р. Віта, басейн Дніпра

Зарегулювання стоку головної річки в значній мірі визначає гідрологічний режим гирлових ділянок її приток. На гирлові ділянки приток суттєво впливають періодичні зміни рівня води в річці внаслідок добового (або сезонного) спрацювання чи наповнення водосховищ. Такий вплив проявляється у зміні швидкісного режиму, а іноді і напряму руху течії. Подібне явище є типовим для малої річки Віта, нестабільний гідрологічний режим якої визначається роботою Київського та Канівського гідровузлів [1]. Річка Віта – правобережна притока Дніпра, що розташована на Придніпровській височині та протікає в межах Києво-Святошинського району Київської області. Її довжина складає 13,9 км, площа басейну – 244 км^2. Умовно річкову систему Віти поділяють на верхню та нижню (гирлову) ділянки [2]. Гирлова ділянка річки являє собою дельтовидну систему водних об'єктів різного типу: проточних, напівпроточних, замкнутих. За походженням всі ці водойми пов'язані як з Вітою так із заплавою Дніпра [3]. Гирлова ділянка Віти в своїй основі складається з двох проток (Коник та Віта), які мають північно-східне та південно-східне направлення [1].

Матеріал і методи досліджень

Дослідження зоопланктону річки Віта проводили у липні та жовтні 2014 р. і охоплювали русло (чистоводні ділянки) та зарослі ділянки у затоках. Зарослі ділянки характеризувалися домінуванням різних комплексів вищої водяної рослинності. Вивчали видовий склад, кількісні характеристики зоопланктону та його стік. Відбір, обробка та опрацювання проб здійснювалися традиційними гідробіологічними методами [4]. Подібність видового складу зоопланктону визначали за індексом Серенсена [5].

Результати досліджень та їх обговорення

У складі зоопланктону р. Віти було зареєстровано 47 видів, серед яких 18 складають коловертки, 10 – веслоногі, 19 − гіллястовусі ракоподібні (таблиця).

Таблиця

Видовий склад зоопланктону річки Віта у червні та жовтні 2014 р.

Таксони	Червень	Жовтень
ROTATORIA		
Trichocerca longiseta Schrank	+×	+
Ascomorpha ecaudis Perty	×	+ ×
Synchaeta sp.	+	+×
Polyarthra vulgaris Carlin	+×	+ ×
Asplanchna priodonta Gosse	+	+
Lecane luna (Müller)	+ ×	+
L. quadridentata (Ehrenberg)	+	–
Trichotria pocillum (Müller)	+ ×	+
Mytilina ventralis (Ehrenberg)	+ ×	+
Euchlanis dilatata Ehrenberg	+ ×	+
E. deflexa Gosse	+ ×	+
Brachionus quadridentatus Hermann	+	+
B. calyciflorus Pallas	+	+
Platyias patulus (Müller)	–	+
Keratella cochlearis (Gosse)	+ ×	+
K. quadrata Müller	+	+ ×
Conochilus unicornis Rousselet	+ ×	+
Filinia longiseta (Ehrenberg)	–	×
COPEPODA		
Macrocyclops albidus (Jurine)	+ ×	+ ×
Acanthocyclops vernalis (Fischer)	+	–
Mesocyclops leuckarti (Claus)	+ ×	+ ×

Таксони	Червень	Жовтень
Thermocyclops oithonoides (Sars)	+ ×	+ ×
T. crassus (Fischer)	+	+
Eudiaptomus gracilis Sars	+	–
Harpacticoida gen. sp.	+	+ ×
CLADOCERA		
Diaphanosoma brachyurum (Lievin)	+ ×	–
Daphnia longispina O.F. Müller	+ ×	+×
Simocephalus vetulus (O.F. Müller)	+ ×	+
Moina rectirostris Hellich	+ ×	+
Ceriodaphnia quadrangula O.F. Müller	+ ×	+
Eurycercus lamellatus (O.F. Müller)	+	+
Acroperus harpae (Baird)	+ ×	+
Graptoleberis testudinaria (Fischer)	+	+
Chydorus sphaericus (O.F. Müller)	+ ×	+
Pleuroxus aduncus (Jurine)	+	+
P. trigonellus O.F. Müller	+ ×	+×
P. laevis Sars	+	+
P. similis (Sars)	+	+
Alona quadrangularis (O.F. Müller)	+	+
A. rectangula Sars	+	+×
Alonella nana (Baird)	+ ×	+×
A. exisa (Fischer)	+	+
Bosmina longirostris (O.F. Müller)	+ ×	+×
Polyphemus pediculus (Linné)	+	–

Примітки: + − зарослі ділянки, ×− чистоводні ділянки, – − вид відсутній.

У літній та осінній сезони кількість видів складала відповідно 42 та 38. Влітку серед основних груп зоопланктону на всіх досліджуваних ділянках річки домінували гіллястовусі ракоподібні. У затоках їх частка складала 82% біомаси, у руслі – 76 % біомаси. Провідними серед гіллястовусих ракоподібних були *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Acroperus harpae*, *Chydorus sphaericus*, *Diaphanosoma brachyurum*. Серед веслоногих ракоподібних переважали, в основному, наупліально-копеподитні стадії циклопів. Домінуючими представниками Rotatoria були *Keratella quadrata*, *K. cochlearis*, *Synchaeta* sp., *Euchlanis dilatata*, *Polyarthra vulgaris*.

Восени домінуюче положення серед основних груп зоопланктону на досліджуваних ділянках набули веслоногі ракоподібні. У руслі їх частка складала 81% біомаси, у затоках – 76 % біомаси. Переважання циклопів в планктоні обумовлено значним розвитком наупліусів та копеподитів. Серед представників Cladocera домінували такі види – *C. quadrangula*, *A. harpae*, *Ch. sphaericus* та *Pleuroxus trigonellus*. У групі коловерток переважали *K. quadrata*, *K. cochlearis*, *Synchaeta* sp., *Ascomorpha ecaudis*, *E. dilatata*, *Conochilus unicornis*.

Осінній зоопланктон характеризувався меншими величинами чисельності та біомаси порівняно з літнім. Влітку чисельність зоопланктону коливалась в межах від 5,26 до 21,23 тис. екз/м^3, біомаса – від 0,14 до 0,21 г/м^3, тоді як восени чисельність зоопланктону змінювалась від 2,1 до 8,66 тис. екз/м^3, біомаса – від 0,12 до 0,15 г/м^3.

У літній період подібність видового складу зоопланктону між всіма досліджуваними ділянками р. Віти в середньому за індексом Серенсена складала 70%, восени – 60%. В період дослідження найбільша подібність видового складу зоопланктону відмічена між затоками, найменша – між руслом та затоками.

При порівнянні отриманих даних з раніше опублікованими по протоці Коник [1] можна побачити, що видовий склад гирлової ділянки річки Віти за 16 років суттєво не змінився. Індекс Серенсена свідчить про подібність видового складу зоопланктону (55%) між протоками Коник та Віта.

Стік зоопланктону в літній та осінній періоди мав значні коливання показників. Влітку перший максимальний пік стоку зоопланктону наставав в ранкові години і припадав на період мінімального попуску з Київської ГЄС, коли надходження води в гирлову ділянку з

водосховища було практично відсутнім. Вдень відбувалось поступове його зниження аж до від'ємних значень у зв'язку із надходженням води з водосховища в річку та виникненням зворотної течії. Другий пік стоку зоопланктону наставав у вечірні години з його подальшим зниженням до значень, характерних природній течії. Цікаво, що при зменшенні витрат води як в р. Віта так і в Дніпрі в умовах «сухої» осені добова динаміка стоку зоопланктону цілком повторювала літню (рисунок).

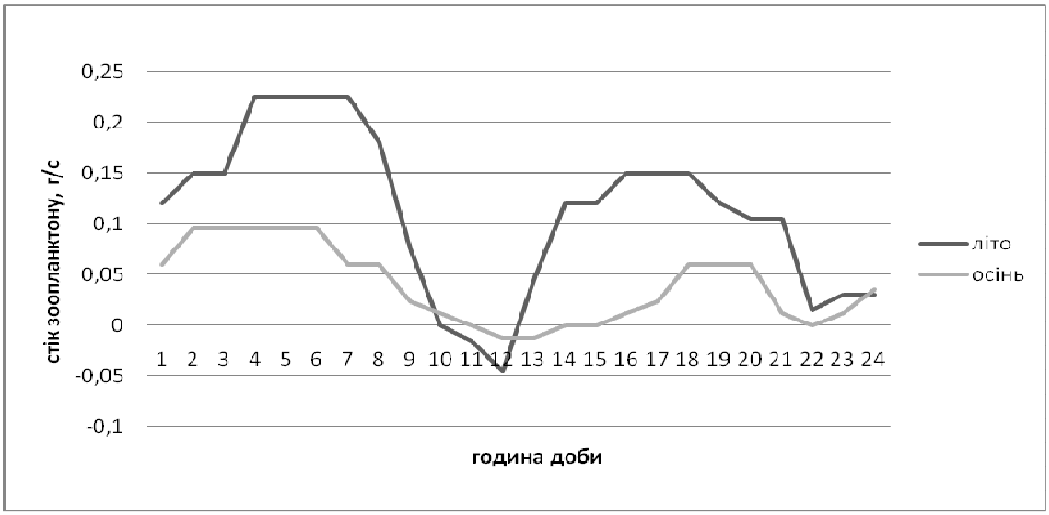


Рис. Добова динаміка стоку зоопланктону влітку та восени 2014 р.

Влітку стік зоопланктону в середньому складав 0,11 г/с. Осінній період характеризувався зниженням стоку зоопланктону (в середньому 0,9 г/с), як за рахунок витрат води так і за рахунок зменшення біомаси зоопланктону.

Висновки

Отже, в планктоні гирлової ділянки р. Віти зареєстровано 47 видів. Порівняння отриманих даних свідчить про відсутність значних відмінностей у видовому складі та кількісному розвитку зоопланктону досліджених ділянок річки. У літній період як за чисельністю так і за біомасою в усіх біотопах переважали гіллястовусі ракоподібні, тоді як восени – веслоногі. Осінній зоопланктон мав менші значення кількісних показників порівняно з літнім. Видовий склад осіннього зоопланктону був подібним до літнього. Постійна зміна напряму руху та швидкості течії обумовлює надходження зоопланктону в гирлову ділянку р. Віти з різноманітних біотопів, що, в свою чергу, є однією з причин високої подібності видового складу та зростання кількісних показників. Стік зоопланктону мав значні добові коливання показників у зв'язку з періодичним надходженням води з Канівського водосховища при добових коливаннях його рівня.

1. *Афанасьев С. А.* Структура пелагических сообществ устьевой области р. Вита / С. А. Афанасьев, Ю. Ф. Громова, О. В. Мантурова // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 34, №5. – С. 63–73.
2. *Афанасьев С. А.* Макрофиты и донная фауна водоемов устьевой области р. Виты: / С. А. Афанасьев, Г. А. Карпова, Н. Г. Панькова, О. Г. Куриленко // Гидробиол. журн. – 2001. – Т. 37, № 2. – С. 26–35.
3. *Марковський Ю. М.* Морфологія водойм заплавин р. Дніпро / Ю. М. Марковський // Тр. Ін-ту гідробіології АН УРСР. – 1941. – С. 5–38.
4. *Методи гідроекологічних досліджень* поверхневих вод / За ред. В. Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
5. *Sorensen T. A.* A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content / T. A. Sorensen. – Kongelige Danske videns, Selscab. Biol. Krifter. – 1948. – Vol. 5, № 4. – P. 46–71.

Е.Е. Филипова
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОСОБЕННОСТИ СТОКА ЗООПЛАНКТОНА В УСТЬЕВОМ УЧАСТКЕ РЕКИ ВИТЫ

Рассмотрены особенности стока зоопланктона устьевого участка реки Вита. Определен видовой состав и количественные характеристики зоопланктона. Исследована суточная динамика его стока в летний и осенний периоды. Отмечены высокие количественные показатели зоопланктона. Динамика стока зоопланктона имела значительные суточные колебания и определялась периодическим поступлением воды в устьевой участок реки из водохранилища.

Ключевые слова: зоопланктон, сток, р. Вита, бассейн Днепра

K.Ye. Filipova
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE FEATURES OF ZOOPLANKTON YIELD OF THE VITA RIVER MOUTH AREA

The features of zooplankton yield of the Vita River mouth area were considered. Species composition and quantitative characteristics of zooplankton was established. The diurnal dynamics of zooplankton yield was investigated in the summer and autumn. Large number of aquatic species and high quantitative characteristics of zooplankton were registered. The dynamics of zooplankton yield had significant diurnal variations, determined by periodic income of water into the mouth zone of the river from the reservoir.

Keywords: zooplankton, yield, Vita River, Dniper River basin

УДК 574.587 (282.243.761)

А.А. ХАЛАИМ

Одесский национальный университет им. И. И. Мечникова
Шампанский пер., 2, Одесса, 65058, Украина

ТАКСОНОМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА МАКРОЗООБЕНТОСА ВОДОХРАНИЛИЩА САСЫК

Проведён таксономический анализ макрозообентоса водохранилища Сасык по материалам собственных сборов на протяжении 2013-2014 гг. Охарактеризован генезис и пространственное распределение видов по акватории водоёма. Обнаружено 78 видов, большинство из которых встречались на литорали водохранилища; наибольшим видовым богатством характеризуется верховье. В видовом составе макрозообентоса доминируют представители пресноводной и понто-каспийской реликтовой фаун.

Ключевые слова: водохранилище Сасык, макрозообентос, таксономический состав, распределение, генезис видов

Сасык (Кундук) – лиман северо-западного Причерноморья, расположенный в 120 км юго-западнее Одессы. С 1979–1980 гг. Сасык отделён от моря дамбой, соединён каналом с Дунаем, и таким образом трансформирован в олигогалинное водохранилище, площадью около 210 км^2, объёмом 530 млн. м^3. В настоящее время экосистема водоёма находится в угнетённом состоянии и теряет свое экотонное значение из-за снижения водообмена вследствие экологически необоснованного гидростроительства.

Фауна Сасыка подверглась существенным изменениям и продолжает формироваться применительно к новым условиям. Этот процесс представляет значительный теоретический и практический интерес.

Цель работы – изучить таксономическую характеристику макрозообентоса водохранилища Сасык в современных экологических условиях, его пространственное распределение, а также генезис видов.

Материал и методы исследований

Материалом послужили 120 проб макрозообентоса, собранных в 2013-2014 гг. на 41 станции. Сетка станций охватывала всю акваторию водохранилища. В открытой части водоёма пробы отбирали с лодки штанговым дночерпателем (площадь раскрытия 0,02 м^2) и скребком. В прибрежной зоне использовали также сачок треугольной формы. Сбор и обработка материала проведены согласно общепринятой методике [2].

В литорали материал отбирали на глубине 0,3-0,5 м, в открытой части – на глубине1,5–3,5 м. Донные отложения литорали сформированы преимущественно песком с примесью ракуши и глины, вне литорали – преобладают различные илы и илистый песок. Температура воды у дна во всём диапазоне глубин колебалась от 5,5^{o}C осенью до 32,0^{o}C летом. Минерализация воды составляла 900–2560 мг/дм^3; летом в верховье достигала 11370 мг/дм^3. Прозрачность воды по диску Секки варьировала в пределах 0,5–0,7 м.

Для сбора макрозообентоса на супралиторали использовали ловушки Барбера. Летом 2014 г. также применяли подводные светоловушки Х. Хангерфорда [4].

Результаты исследований и их обсуждение

Всего обнаружено 78 видов макрозообентоса из 8 классов (таблица), а также представителей Oligochaeta, которые до вида не определялись. Наиболее разнообразны насекомые, в том числе 14 видов хирономид (личинки и куколки), 6 видов клопов, 5 – личинок стрекоз и 4 – жуков, а также личинки подёнок, мух, мокрецов и гусеницы чешуекрылых. Второе место занимают ракообразные: 8 видов амфипод, 6 – мизид, по 3 вида кумовых и десятиногих раков. Далее следуют моллюски (по 7 видов брюхоногих и двустворчатых).

Таблица

Таксономическая характеристика макрозообентоса водохранилища Сасык

Таксоны	Всего видов	Литораль			Открытая часть		
		В	СЧ	Н	В	СЧ	Н
Hydrozoa	1	1	1	1	1	1	–
Polychaeta	2	1	2	1	2	2	1
Hirudinea	2	1	–	1	–	–	–
Phylactolaemata	1	1	–	–	–	–	–
Crustacea	20	10	10	18	9	7	5
Insecta	38	31	10	16	8	8	6
Gastropoda	7	5	–	3	–	–	–
Bivalvia	7	5	4	5	4	5	4
Всего	78	55	27	45	24	23	16

Примечания: В – верховье водохранилища, СЧ – средняя часть, Н – низовье

В литоральной зоне водохранилища найдено 77 видов, в открытой части – 28. Значительное видовое богатство в прибрежье объясняется бóльшим разнообразием условий, в частности наличием растительных ассоциаций, лучшим кислородным режимом, разнообразием грунтов.

Наибольшим видовым богатством характеризуется верховье, как на литорали, так и за её пределами (таблица). Во-первых, в верховье, в устьях рек Когильник и Сарата, расположены плавневые заросли воздушно-водных и подводных макрофитов, где развита своеобразная фауна из стрекоз, жуков, подёнок, мух и клопов. В других частях водохранилища находятся лишь отдельные небольшие участки таких растений. Во-вторых, верховье характеризуется разнообразием грунтов. На литорали доминируют виды-псаммофилы и фитофилы, за её пределами – пелофилы.

Видовой состав макрозообентоса прибрежной и открытой акватории более сходен в средней части водоёма и в верховье из-за наличия здесь песчаных грунтов (рисунок). В низовье

картина иная: в открытой части водохранилища дно илистое, местами – глинисто-песчаное; в литоральной зоне эти грунты отсутствуют.

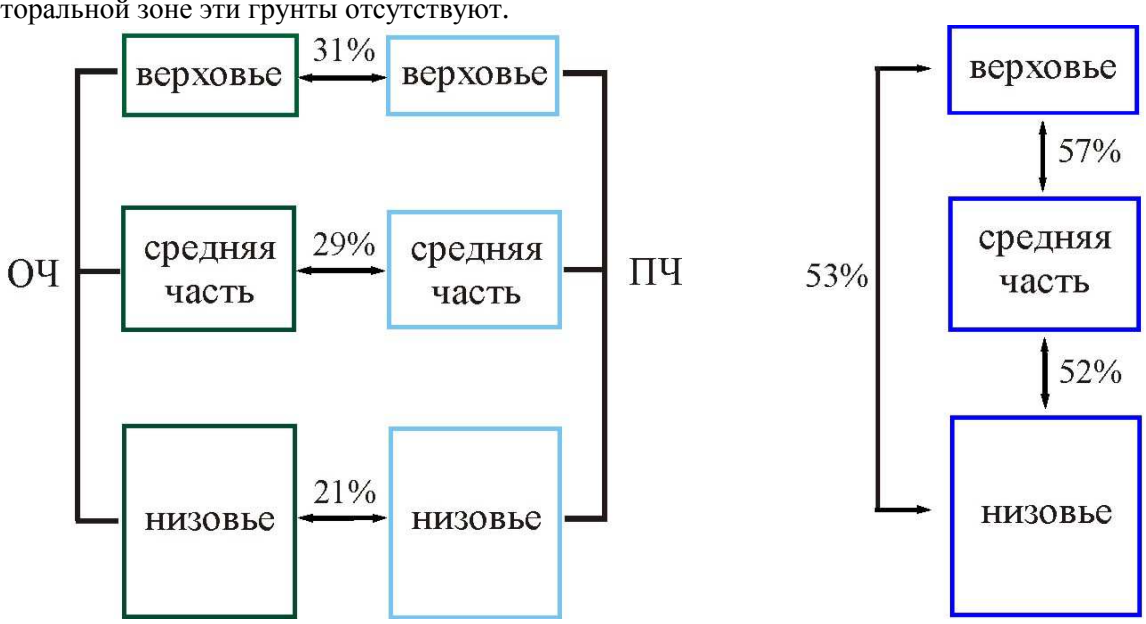


Рис. Подобие видового состава макрозообентоса (по коэффициенту Жаккара, %) различных районов водохранилища Сасык в среднем за период исследований
ОЧ – открытая часть водохранилища, ПЧ – прибрежная часть

В свою очередь, однородность грунта в верховье и середине водохранилища способствует большему видовому сходству макрозообентоса этих участков, по сравнению с низовьем. Кроме того, низовье в большей степени испытывает влияние Дуная с одной стороны, и моря – с другой.

В видовом составе макрозообентоса водохранилища доминируют представители пресноводной и понто-каспийской реликтовой фаун.

Типичных обитателей пресных водоёмов и водотоков в водохранилище зарегистрировано 50 видов, в том числе мшанка *Plumatella fungosa* (Pallas), все 38 видов насекомых, все брюхоногие моллюски, двустворчатые моллюски *Anodonta cygnea* (Linne) и *A. subcircularis* Clessin.

Понто-каспийская фауна представлена 23 видами. Это гидроиды *Cordylophora caspia* (Pallas), полихеты, гаммариды, корофииды *Corophium volutator* (Pallas), кумовые раки, мизиды, речной рак *Astacus leptodactylus* Escholtz, двустворчатые моллюски – Cardiidae и Dreissenidae [3]. Один из видов кардиид, *Hypanis laeviuscula fragilis* (Milachevitch), занесён в Красную книгу Украины [5].

Также в водохранилище зарегистрировано 5 морских по происхождению видов: *Gammarus insensibilis* Stock, *Orchestia bottae* Milne-Edwards, *Mesopodopsis slabberi* (Van Beneden), *Palaemon elegans* Rathke и так называемый голландский краб *Rhithropanopeus harrisi tridentata* (Maitland). Стоит отметить находку еще одного морского вида – *Neanthes succinea* (Leuckart). В единичных экземплярах личинки этой полихеты найдены летом 2014 г. в верховье водохранилища. Кроме того, в бентосе верховья обнаружены свежие фрагменты половозрелых червей (хитиновая кутикула, щетинки, челюсти), также идентифицированные как *N. succinea*. Несмотря на то, что взрослые полихеты пока не найдены, можно сделать предположение об обитании их в водохранилище. Этот вид, по данным литературы [1], выносит значительное опреснение (до 0,6 ‰), но нормально развивается при гораздо более высокой солености. Поэтому находка его в водохранилище, с одной стороны, достаточно неожиданна, с другой – может свидетельствовать о постепенном повышении солёности в водоёме.

Выводы

1. На протяжении 2013-2014 гг. нами обнаружено 78 видов макрозообентоса: насекомых – 38, ракообразных – 20, моллюсков – по 7 брюхоногих и двустворчатых, по 2 вида полихет и пиявок, по одному – гидроидных и мшанок.
2. На литорали водохранилища найдено 77 видов, в открытой части – 28. Наибольшим видовым богатством характеризуется верховье.
3. Видовой состав макрозообентоса прибрежной и открытой акватории более сходен в средней части водоёма (29%) и в верховье (31%). Наибольший коэффициент подобия видового состава макрозообентоса отмечено для верховья и средней части – 57%.
4. В видовом составе макрозообентоса водохранилища доминируют представители пресноводной и понто-каспийской реликтовой фаун – 73 вида; морских зарегистрировано 5 видов.

1. *Киселёва М. И.* Многощетинковые черви (Polychaeta) Черного и Азовского морей / М. И. Киселёва. – Апатиты: Изд-во Кольского научн. центра РАН, 2004. – 409 с.
2. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / ред. В. Д. Романенко. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
3. *Халаим А. А.* Понто-каспийская реликтовая фауна в Сасыкском водохранилище / А. А. Халаим // Сучасний стан та перспективи розвитку біо- і агроценозів в умовах постійного техногенного забруднення // Матеріали третьої міжнар. наук.-практ. конф. молодих вчених та студентів. – Дрогобич: Вид-во ДДПУ, 2014. – С. 193–197.
4. *Халаим А. А.* Практика применения подводной светоловушки модели Х. Хангерфорда для сбора донных беспозвоночных в Сасыкском водохранилище (Одесская область) / А. А. Халаим // «Сучасні проблеми викладання та наукових досліджень біології у ВНЗ України». Матеріали першої всеукр. наук.-практ. конф. молодих вчених та студентів з міжнародною участю. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2014. – С. 181–184.
5. *Червона* книга України. Тваринний світ / ред. А. І. Акімов. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 623 с.

А. А. Халаїм
Одеський національний університет ім. І. І. Мечникова, Україна

ТАКСОНОМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА МАКРОЗООБЕНТОСУ ВОДОСХОВИЩА САСИК

Проведено таксономічний аналіз макрозообентосу водосховища Сасик за матеріалами власних зборів протягом 2013-2014 рр. Охарактеризовано генезис і просторовий розподіл видів по акваторії водойми. Виявлено 78 видів, більшість з яких зустрічалися на літоралі водосховища; найбільшим видовим багатством характеризується верхів'я. У видовому складі макрозообентосу водосховища домінують представники прісноводної та понто-каспійської реліктової фаун.

Ключові слова: водосховище Сасик, макрозообентос, таксономічний склад, розподіл, генезис видів

A. A. Khalaim
I. I. Mechnykov Odesa National University, Ukraine

TAXONOMIC CHARACTERISTICS OF MACROZOOBENTHOS OF SASYK RESERVOIR

Taxonomic analysis of macrozoobenthos of Sasyk reservoir are conducted on the basis of own materials during 2013-2014 years. The characteristic of the genesis and spatial distribution of species in the waters of the reservoir are given. 78 species are found, most of which came in the littoral zone of the reservoir; the highest species richness is characterized by upper of reservoir. In species composition of macrozoobenthos are dominated freshwater and Ponto-Caspian relict fauna.

Keywords: reservoir Sasyk, macrozoobenthos, taxonomic composition, distribution, genesis of species

УДК 594.1:591.4

Л.М. ХЛУС[1], К.М. ХЛУС[2]

[1]Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича
вул. Коцюбинського, 2, Чернівці, 58003, Україна
[2]Буковинський державний медичний університет
Театральна площа, 2, Чернівці, 58002, Україна

АНАЛІЗ МІНЛИВОСТІ ФОРМИ ЧЕРЕПАШКИ *UNIO PICTORUM* L.

Досліджена конхологічна мінливість прісноводного молюска *Unio pictorum* L. (Bivalvia: Actinodontida: Unionidae) з однієї локальної популяції (ріка Гуків притока р. Прут у Чернівецькій області). Встановлені величини абсолютних і відносних метричних показників, кореляційні залежності між ними, характер їх змін із віком, а також параметри основних факторів мінливості форми черепашок. Найбільш надійною популяційною характеристикою є показник видовженості черепашки (відношення її висоти до довжини).

Ключові слова: Unio pictorum, ріка Гуків, мінливість, конхологічні показники, ріст

Вивчення мінливості розмірів та форми черепашки двостулкових молюсків – перспективний метод для таксономічних, еколого-популяційних і біоіндикаційних досліджень, проте в даний час гостро відчувається брак таких досліджень, зокрема, проведених із застосуванням сучасних математико-статистичних підходів. Нечисленні роботи, здійснені в цьому напряму, стосуються, лише кількох видів прісноводних і морських бівальвій. *Unio pictorum* L. – широко розповсюджений і доволі добре вивчений вид перлівниць – зручний об'єкт для поглибленого морфометричного дослідження.

Мета роботи – дослідження вікових аспектів морфометричної структури локальної популяції *U. pictorum* із зони невиснажливого використання методами багатовимірної статистики.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для дослідження була вибірка (1000 екземплярів) з локальної популяції *Unio pictorum* L. (Lamellibranchia: Actinodontida: Unionidae) з ріки Гуків (західна частина Хотинської височини, Прут-Дністровське межиріччя України), яка належить до басейну р. Прут. Тварини були зібрані кількісно з ділянки дна площею 25 м^2 в липні 2000 р. Вік тварин визначали за кількістю річних дуг зимового припинення росту черепашок. Електронним штангенциркулем з точністю до 0,1 мм вимірювали довжину (l), висоту (h) та опуклість (b) правої стулки кожної черепашки, потім обчислювали описаний об'єм черепашки (v=2lhb) та відношення h/l, b/l, b/h. Проміри здійснювали для кожного вікового класу окремо; статистичну обробку отриманих результатів здійснювали загальновживаними методами варіаційної статистики [3] за допомогою пакету прикладних офісних програм Excel. Окремо по вікових групах обраховували коефіцієнти параметричної r та непараметричної (за Спірменом) r_S кореляцій між усіма перемінними. Матриці параметричних інтеркореляцій 7-го порядку використовували для здійснення факторного аналізу [1] з використанням програми статистичного аналізу NCSS.

Результати досліджень та їх обговорення

Дані щодо маси та метричних конхологічних параметрів різновікових молюсків досліджуваної популяції *U. pictorum* опубліковані нами раніше [6]. Зрозуміло, що у зв'язку зі значним збільшенням черепашок впродовж життя оцінка їх розмірів повинна обов'язково супроводжуватися даними щодо віку тварин, інакше подібні дані є малоінформативними, а їх використання у порівняльно-морфологічних та еколого-популяційних дослідженнях – некоректними.

В цілому розміри молюсків з р. Гуків за останні 50 років не зазнали кардинальних змін та залишаються одними з найменших з наведених для різних популяцій виду [5]. Як і передбачалося, за 11 років життя відбувається збільшення об'єму черепашки втричі. Водночас, згаданий показник виявився найбільш варіабельним в усіх вікових групах (за винятком

найбільш малочисельних старших) (табл. 1). Зміни з віком двох відносних показників – b/l і b/h, які сягають 40 %, зрівняльні зі збільшенням абсолютних розмірів. Рівні їх мінливості в кожній окремій віковій групі (оцінені за C_v) варіюють в доволі широкому діапазоні, який у більшості випадків також співставний з дисперсіями абсолютних параметрів. Такий результат протирічить данним щодо значно вищої варіабельності лінійних параметрів черепашок двостулкових молюсків порівняно з морфометричними коефіцієнтами, наведеними раніше іншими авторами, що, ймовірно, пов'язано з використанням ними вибірок різновікових особин [2, 4]. Це ще раз підтверджує важливість урахування віку при морфологічних дослідженнях двостулкових молюсків. Цікаво, що відношення h/l характеризується, по-перше, найнижчою величиною вікової мінливості серед усіх меристичних показників (не вище 5,7 %); по-друге, найменшими коефіцієнтами варіації в усіх вікових групах.

Кореляційний аналіз підтверджує наявність високої кореляції між віком та абсолютними розмірними показниками черепашок (табл. 1). Відносно тісним, хоча й дещо меншим, є зв'язок між віком та абсолютними показниками – з одного боку, та двома з трьох (b/l, b/h) відносних показників – з іншого. Відповідна залежність для показника видовженості черепашки (h/l) сягає лише середніх значень, що свідчить про порівняно більшу стабільність цього індексу в онтогенезі. Для наступного аналізу було обрано одну, найбільш масову вікову групу перлівниць (6-річок), що дозволило виключити онтогенетичний аспект в оцінці мінливості форми черепашок. Найтісніший кореляційний зв'язок спостерігається між морфологічними ознаками, що описують розміри черепашки: довжиною, висотою, опуклістю та об'ємом (табл. 2) при прямо пропорційному характері залежності. Це свідчить про близкість пропорцій черепашок молюсків одного віку, незалежно від їх абсолютних розмірів.

Таблиця 1

Матриця параметричних (правий верхній кут) та непараметричних за Спірменом (лівий нижній) інтеркореляцій між віком (t) та середніми арифметичними метричних показників черепашок *U. pictorum*, розрахованих по роках

показник	t	l	h	b	v	h/l	b/l	b/h
t	-	**0,975**	**0,975**	**0,973**	**0,986**	***-0,530***	**0,848**	**0,892**
l	**0,964**	-	**0,991**	**0,979**	**0,985**	***-0,623***	**0,857**	**0,893**
h	**0,991**	**0,981**	-	**0,983**	**0,989**	***-0,516***	**0,869**	**0,889**
b	**0,964**	**0,955**	**0,955**	-	**0,990**	***-0,533***	**0,901**	**0,957**
v	**0,991**	**0,982**	1,000	**0,955**	-	***-0,519***	**0,865**	**0,913**
h/l	***-0,591***	***-0,664***	***-0,627***	***-0,618***	***-0,627***	-	-0,438	***-0,537***
b/l	**0,864**	**0,873**	**0,845**	**0,945**	**0,845**	-0,482	-	**0,895**
b/h	**0,909**	**0,900**	**0,891**	**0,981**	**0,891**	***-0,573***	**0,973**	-

Примітка: тут і в табл. 2 напівжирним шрифтом виділені коефіцієнти, що характеризують високу тісноту кореляції, напівжирним курсивом – кореляцію середньої тісноти

Слід відзначити, що найменша взаємозалежність спостерігається між висотою та опуклістю. Залежності між абсолютними та відносними параметрами менш значні; найменші їх величини (r не перевищує -0,430) характерні для показника видовженості, а найбільші – для показника опуклості.

Таблиця 2

Матриця параметричних (правий верхній кут) та непараметричних за Спірменом (лівий нижній) інтеркореляцій між меристичними показниками черепашок 6-річних молюсків *U. pictorum*

показник	l	h	b	v	h/l	b/l	b/h
l	-	***0,742***	***0,737***	**0,895**	-0,430	-0,118	0,224
h	***0,741***	-	***0,577***	**0,804**	0,279	-0,028	-0,205
b	***0,670***	***0,659***	-	**0,909**	-0,249	***0,575***	***0,665***
v	**0,891**	**0,887**	**0,877**	-	-0,174	0,255	0,355
h/l	-0,447	0,186	-0,179	-0,153	-	0,169	***-0,565***
b/l	*-0,092*	0,100	***0,571***	0,241	0,290	-	***0,704***
b/h	0,221	-0,066	***0,632***	0,305	-0,415	***0,697***	-

Кореляції між самими відносними параметрами коливаються приблизно в такому ж діапазоні, при чому найнижчий коефіцієнт параметричної кореляції – у пари h/l – b/l. Оскільки досліджувані одновікові тварини були зібрані на одній ділянці річки з невеликої площі, вплив екологічного фактору на морфологію черепашок є незначним, і виявлені закономірності можна розглядати як генетично детерміновані. Наступна факторизація кореляційної матриці (табл. 2) дозволила визначити, що мінливість морфологічних параметрів одновікових черепашок повністю (на 99,98 %) описується трьома факторами (табл. 3).

Таблиця 3

Характеристика основних факторів мінливості метричних показників черепашок 6-річних молюсків *U. pictorum*

фактор	власне значення	індивідуальна частка,%	кумулятивна частка, %
I	3,22	46,44	46,44
II	2,08	30,10	76,54
III	1,62	23,45	99,98

Майже половина сумарної дисперсії припадає на фактор I, з яким надзвичайно сильно скорельовані абсолютні показники (табл. 4), тому він може бути названий фактором розмірів. У другий за величиною фактор II найбільший внесок здійснюють коефіцієнти b/l, b/h та їх спільний елемент – опуклість черепашки b, що дозволяє назвати його фактором форми черепашки. В системі 3-ої головної компоненти найбільше навантаження має показник видовженості черепашки.

Таблиця 4

Характеристика основних факторів мінливості метричних показників черепашок 6-річних молюсків *U. pictorum*

показник	спільності			
	сумарна	фактор I	фактор II	фактор III
l	0,999	0,862	0,005	0,132
h	0,988	0,853	0,013	0,122
b	0,995	0,594	0,367	0,034
v	0,972	0,893	0,069	0,011
h/l	0,992	0,006	0,000	0,986
b/l	0,992	0,000	0,958	0,033
b/h	0,984	0,008	0,671	0,306

Оскільки дисперсія цього фактора істотно нижча, ніж перших двох, саме індекс h/l можна вважати найбільш надійним критерієм при оцінці форми черепашок локальної популяції.

Висновки

В результаті проведеного дослідження за допомогою кореляційного аналізу визначені взаємозалежності між окремими конхологічними параметрами *Unio pictorum* L. із зони невиснажливого використання (р. Гуків) та характер їх змін з віком. Факторний аналіз дозволив виявити кількість і величини спільних факторів мінливості форми черепашки, роль абсолютних та відносних показників у їх інтерпретації. Показано, що найбільш стабільною габітуальною характеристикою популяції перлівниці є показник видовженості черепашки, який характеризується найнижчою величиною вікових змін та найменш тісною його кореляцією з віком, найменшими коефіцієнтами варіації в усіх розмірно-вікових групах, найбільш слабкими кореляційними зв’язками з іншими меристичними показниками, а також участю в детермінації найменшого за внеском у загальну мінливість фактора.

1. *Афифи А.* Статистический анализ: Подход с использованием ЭВМ / А. Афифи, С. Эйзен. – М.: Мир, 1982. – 488 с.

2. *Кодолова О. П.* Сравнение разных популяций двустворчатых моллюсков *Unio pictorum* и *Unio tumidus* (Unionidae) по системам миогенов и морфологии раковины / О. П. Кодолова, Б. М. Логвиненко // Зоол. журн. – 1973. – Т. 52, № 7. – С. 988–993.
3. *Лакин Г. Ф.* Биометрия / Г. Ф. Лакин– М.: Высшая школа, 1990. – 352 с.
4. *Наумов А. Д.* Изменчивость формы раковины *Portlandia arctica* (Mollusca, Bivalvia) из Белого моря / А. Д. Наумов, Е. Н. Нинбург, Н. С. Ростова // Зоол. журн. – 1983. – Т. 62, №1. – С. 45–50.
5. *Стадниченко А. П.* Перлівницеві. Кулькові (Фауна України; Т. 29, вип. 9) / А. П. Стадниченко – К.: Наукова думка, 1984. – 384 с.
6. *Хлус Л. М.* Мінливість конхологічних параметрів локальної популяції *Unio pictorum* L. (Bivalvia, Unionidae) / Л. М. Хлус, К. М. Хлус, О. В. Колотило // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. "Гідроекологія". – 2001. – № 3 (14). – С. 164–169.

Л.Н. Хлус[1], К.Н. Хлус[2]
[1]Черновицкий национальный университет имени Юрия Федьковича, Украина
[2]Буковинский государственный медицинский университет, Украина

АНАЛИЗ ИЗМЕНЧИВОСТИ ФОРМЫ РАКОВИНЫ *UNIO PICTORUM* L.

Исследована конхологическая изменчивость пресноводного моллюска *Unio pictorum* L. (Lamellibranchia: Actinodontida: Unionidae) из одной локальной популяции (р. Гукив, приток р. Прут, в Черновицкой обл.). Установлены величины абсолютных и относительных меристических показателей, корреляционные зависимости между ними, характер их изменений с возрастом, а также параметры основных факторов изменчивости формы раковин. Наиболее надежной популяционной характеристикой является показатель удлиненности раковины.

Ключевые слова: Unio pictorum, река Гукив, изменчивость, конхологические показатели, рост

Khlus L.N.[1], Khlus K.N.[2]
[1]Yu. Fedkovich Chernivtsy National University, Ukraine
[2]Bukovinian State Medical University, Ukraine

ANALYSIS OF THE VARIABILITY OF THE SHELL *UNIO PICTORUM* L.

The variability of the shell size and form of local population of *Unio pictorum* L. (Lamellibranchia: Actinodontida: Unionidae) from r. Gukiv (the west part of Chotyn Hight, the tributary of r. Prut, basin of r. Danube) was investigated. All shell indiced (elongation=height/length, saggital curvature=thickness/length, frontal curvature=thickness/height) depend on age, i.e. linear size. The index of elongation is the safest for ecologic populative considerations.

Keywords: Unio pictorum, river Hukiv, variability, conhologic parameters, growth

УДК 639.21:577.128

В.О. ХОМЕНЧУК
Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна

МЕХАНІЗМИ КОНТРОЛЮ АКУМУЛЮВАННЯ МЕТАЛІВ У РИБ

В роботі, переважно на результатах власних досліджень, проаналізовано функціонування деяких біологічних бар'єрів у риб, що лімітують проникнення, забезпечують ефективний розподіл, зв'язування та виведення металів з організму за підвищених концентрацій останніх у водному середовищі.

Показано, що в процесі адаптивної еволюції у гідробіонтів виробилися універсальні механізми захисту від токсичного впливу металів, що залежно від зовнішніх умов, природи металу та внутрішнього стану організму можуть набувати високої специфічності.

Ключові слова: токсичність, адаптація, метали, риби

Нині метали є одними з найнебезпечніших забруднювачів водних екосистем України. Збільшення вмісту металів у воді часто призводить до надмірного акумулювання їх рибами. Накопичення металів у риб залежить від фізико-хімічних характеристик металу, біологічних потреб та метаболічних особливостей організму риб [1].

Оскільки біологічна функція металів здійснюється при досить низьких їх концентраціях, то перевищення необхідного фізіологічного рівня металів у організмі риб часто є причиною порушення нормального функціонування метаболічних систем у гідробіонтів.

Негативний ефект впливу іонів важких металів на організм проявляється як на молекулярному, так і на метаболічному рівнях. Механізм такого впливу може бути пов'язаний з можливістю проходження таких процесів:

- заміщення токсичним металом біогенного іону в активних центрах зв'язування молекул;
- зв'язування металом частини молекули, необхідної для забезпечення нормальної життєдіяльності організму з порушенням її функцій;
- зшивання макромолекул або їх фрагментів з утворенням біологічних агрегатів, що є функціонально неактивними або небезпечними для організму;
- деполяризація біологічно важливих молекул;
- помилкові з'єднання основ нуклеотидів, а також порушення при реплікації, транскрипції, трансляції, посттрансляційних модифікаціях при синтезі білків;
- зміна кінетичних характеристик ферментів та мембранних переносників;
- модифікація молекул ферментів шляхом алостеричного зв'язування та зміни іонного мікрооточення молекул;
- порушення мобілізації резервних енергетичних і пластичних субстратів та зміна співвідношення і спрямованості процесів катаболізму і анаболізму [5].

Тому для риб життєво необхідним є підтримання оптимальної кількості металів в організмі, що в свою чергу включає регулювання надходження, зв'язування та екскреції металу.

Процеси, що відбуваються в системі «середовище ↔ метал ↔ організм», включають: проникнення металу в клітину; зв'язування його метаболітами чи специфічними переносниками; транспорт та розподіл (в клітинах, тканинах, органах); акумулювання; виведення (рис. 1.) Порушення балансу цієї системи, неможливість організму контролювати необхідний рівень металу визначають токсичну дію останнього.

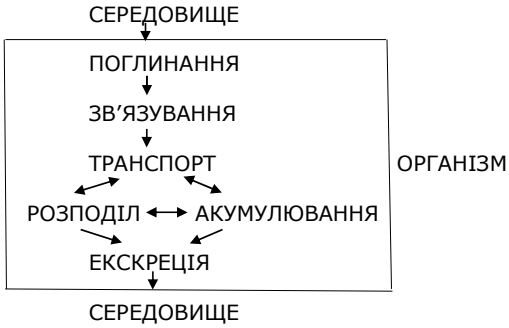


Рис. 1. Етапи взаємодії організму з металом

З огляду на вище зазначене метою роботи було проаналізувати функціонування деяких біологічних бар'єрів у риб, що лімітують проникнення, забезпечують ефективний розподіл, зв'язування та виведення металів з організму, за підвищених концентрацій останніх у водному середовищі.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведено на прісноводних видах риб: карась сріблястий – *Carassius auratus* gibelio (Bloch); щука – *Esox lucius* L., короп – *Cyprinus caprio* L. Риб утримували в акваріумах об'ємом 200 л з відстояною водопровідною водою та стандартним гідрохімічним режимом (вміст O_2 складав 7,5±0,5 мг/дм^3; CO_2 – 2,5±0,3 мг/ дм^3; pH – 7,8±0,1). Вивчали вплив на риб

йонів мангану, міді та цинку в концентраціях від 0,5 до 5 рибогосподарських гранично допустимих концентрацій (ГДК).

Згідно поставлених задач досліджували кінетику поглинання йонів металів зябрами риб, рівень тканинного акумулювання металів в організмі риб, особливості субклітинного розподілу металів у окремих тканинах риб, зміни ліпідного складу клітинних мембран за дії підвищених концентрацій йонів металів та активність окремих ферментів, що беруть участь у детоксикації металів.

Результати досліджень та їх обговорення

*Поглинання***.** Основна частина металів потрапляє в організм двома головними шляхами – через шлунково-кишковий тракт та зябра, між якими існує чітка взаємодія щодо регуляції кількості надходження металів в організм [7].

Молекулярні механізми поглинання металів рибами є недостатньо вивченими. Відомо, що в загальному проникнення іонів важких металів в організм гідробіонтів включає чотири етапи: зв'язування з слизовим епітелієм; транспорт через апікальну мембрану, який, як вважають, здійснюється шляхом дифузії; проникнення металу через базолатеральну мембрану, на рівні якої проходить регуляція надходження і яке, в основному, здійснюється з допомогою активного транспорту; транспортування металів током крові до всіх частин тіла у зв'язаній з протеїнами та пептидами формі [8].

Важливу роль щодо зменшення кількості поглинутого металу відіграє також ізоляція організму від токсичних агентів середовища, яка досягається шляхом гіпертрофії слизових і паличкових клітин зябер. Останнім належить головна роль у виведенні конгломератів секрету у вигляді гранул слизу на поверхню апікальної мембрани клітин, за рахунок чого відбувається конденсація на поверхні слизу речовин, що забруднюють середовище. У такий спосіб досягається ефект детоксикації, послаблення прямої дії токсиканта на клітини зябрового епітелію і запобігання їх проникненню в організм зябровим шляхом [6].

Нами експериментально доведено, що поглинання міді через зябра коропа є до певної межі регульованим та концентраційнозалежним процесом (рис. 2). Поглинання металу включає швидку сорбцію на зябровій поверхні та більш повільне транспортування всередину клітин. Апікальні мембрани клітин зябер та кишечника за низьких концентрацій йонів металу у воді (до 2 мг/дм^3) доволі ефективно регулюють його надходження в клітину. Подальше зростання концентрації йонів Cu^{2+} (>2 мг/дм^3) призводить до стрімкого їх транспортування через мембрану (накопичення), що свідчить про виснаження їх бар'єрних функцій [3].

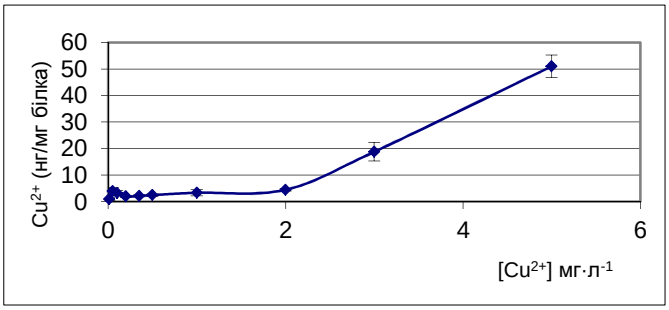


Рис. 2. Поглинання іонів міді зябрами коропа in vitro (18 ^{0}C, 30 хв)

Бар'єрні можливості мембрани залежать окрім концентраційного чинника і від температури. Доведено, що мінімальна кількість міді через зябра коропа потрапляє за оптимальної температури (18±2^{o}C) для даного виду риб (рис. 3) [3].

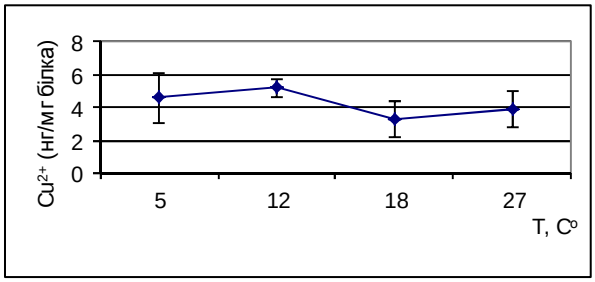
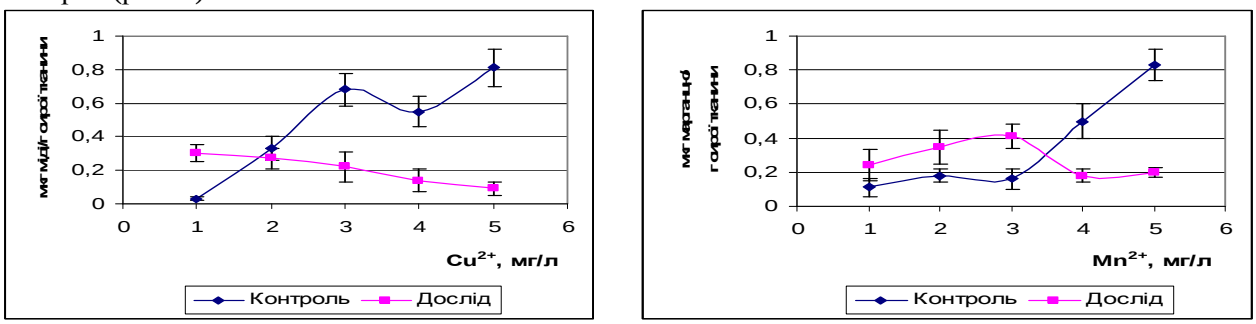


Рис. 3. Температурна залежність поглинання іонів міді зябрами коропа in vitro (30 хв, $[Cu^{2+}]$ = 0,125 мг/дм^3)

Окрім того було показано, що преадаптація риб до низьких концентацій іонів Cu^{2+} та Mn^{2+} протягом 14 діб призводила до зменшення кількості їх поглинання через зябра, що може бути обумовлено структурно-функціональними перебудовами біліпідного шару клітинних мембран (рис. 4).

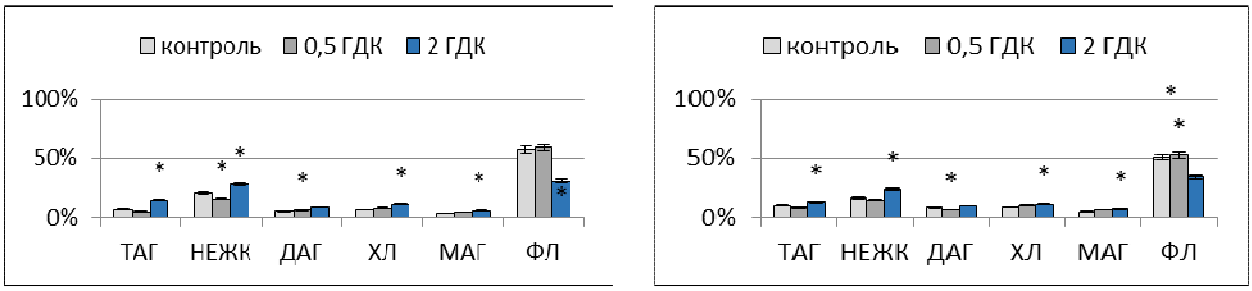


а) б)

Рис. 4. Поглинання йонів Cu^{2+} (а) та Mn^{2+} (б) зябрами коропа за умов преадаптації до Cu^{2+} і Mn^{2+} (14 діб; 0,5 ГДК)

Структурно-функціональні перебудови клітинних мембран за дії підвищених концентацій йонів металів в окремих тканинах (зябра, печінка) в цілому спрямовані на обмеження накопичення металів шляхом ущільнення біліпідного шару, тоді як в інших структурних компонентах проходить зростання проникності біомембрани (клітини крові, ниркового епітелію) з метою посиленої екскреції металів з організму.

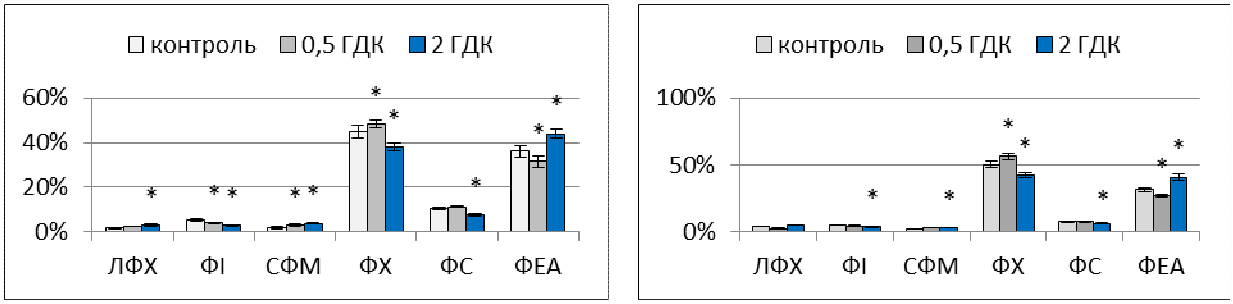
Так, за дії допорогових концентрацій йонів цинку протягом 14 діб було відмічено зростання кількості холестеролу, фосфатидилхоліну, етаноламіну, сфінгомієліну та співвідношення холестерол/фосфоліпіди в мембранах печінки та зябер та щуки, що сприяло зменшенню проникності клітинних мембран, а у еритроцитах картина загалом була протилежною (рис. 5-7). Такі зміни обумовлені мобілізацією пулу відповідних ліпідів для перебудови мембран в напряму протидії стрес-чинника [2].



а) б)

Рис. 5. Співвідношення нейтральних ліпідів у зябрах (а) та печінці (б) щуки за дії йонів цинку (% від загальної кількості)

Примітки: ФЛ – фосфоліпіди, ХЛ – холестерол, ДАГ – диацилгліцероли, НЕЖК – неетерифіковані жирні кислоти, ТАГ – триацилгліцероли, МАГ – моноацилгліцероли.



а) б)

Рис. 6. Співвідношення полярних ліпідів у зябрах (а) та печінці (б) щуки за дії йонів цинку (% від загальної кількості)

Примітки: СМ – сфінгомієлін, Л-ФХ – лізофосфатидилхолін, ФХ – фосфатидилхолін, ФС – фосфатидилсерин, ФІ – фосфатидилінозитол, ФЕА – фосфатидилетаноламін.

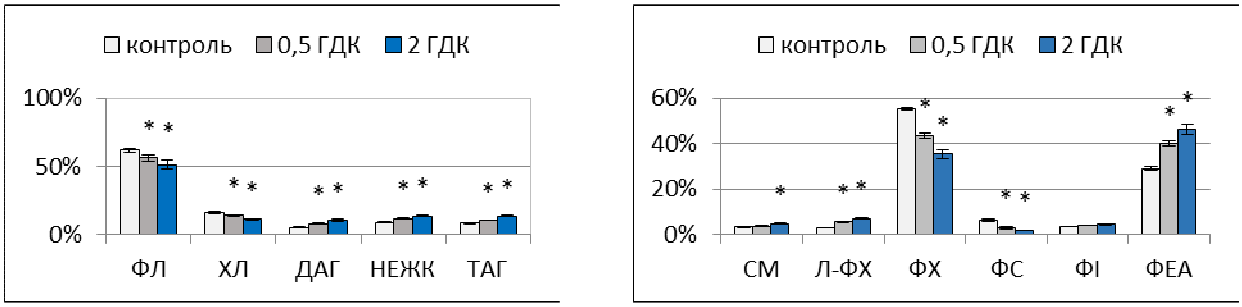


Рис. 7. Співвідношення нейтральних (а) та полярних (б) ліпідів у мембранах еритроцитів щуки за дії йонів цинку (% від загальної кількості)

Тканинний та субклітинний розподіл як спосіб зменшення шкодочинності металів. Адаптивна відповідь організму визначається, в першу чергу, ступенем акумулювання металу в метаболічно-активних структурах, а також природою металу та його фізіологічною роллю організмі. Тому досить важливо з'ясувати, як організм риб реалізує систему захисту шляхом перерозподілу металів при водних інтоксикаціях з метою підтримання на оптимальному рівні метаболічної активності.

Аналіз даних щодо накопичення важких металів в окремих органах показав, що поряд з високою специфічністю дії кожного металу є ряд спільних рис їх акумулювання. В першу чергу накопичення досліджуваних металів проходить в зябрах, як органі, що межує з зовнішнім середовищем. Це характерно для міді, свинцю і, особливо, марганцю. Мідь найбільш активно накопичується в печінці, що пов'язано з депонуючою її роллю для даного металу. До певної межі спостерігається кореляція між кількістю металу в водному середовищі та їх накопиченням в організмі. Проте слід відмітити високу здатність регулювати кількість всіх досліджуваних металів при дії низьких концентрацій. Мінімальні кількості металу акумулюються м'язами, проте слід відмітити їх важливу роль в перерозподілі марганцю та цинку при дії їх підвищених концентрацій. Кількість марганцю при дії 2 та 5 $ГДК_{риб\text{-}госп}$ зростає в печінці та зябрах, а зменшується в м'язах. Дослідження показують, що найдосконаліша система регулювання кількості металу в організмі є для цинку поряд з його найбільшою кількістю в організмі. Очевидно проходить його тканинний перерозподіл між печінкою, зябрами та м'язами, що забезпечує мінімальне акумулювання в печінці та зябрах [3].

Аналіз кінетичних закономірностей накопичення іонів цинку та міді в карася показав, що цей процес визначається не лише швидкістю надходження та виведення металів у організмі, але й зв'язуючою здатністю клітинних та тканинних структур (рис. 8). Мідь найефективніше акумулюється в шкірі та печінці, де рівень металу зростає з часом пропорційно. Цинк найбільше накопичується у м'язах. Виявлено активну участь шкіри, кишечника та зябер карася у виведенні надлишкових кількостей міді та цинку з організму тварин.

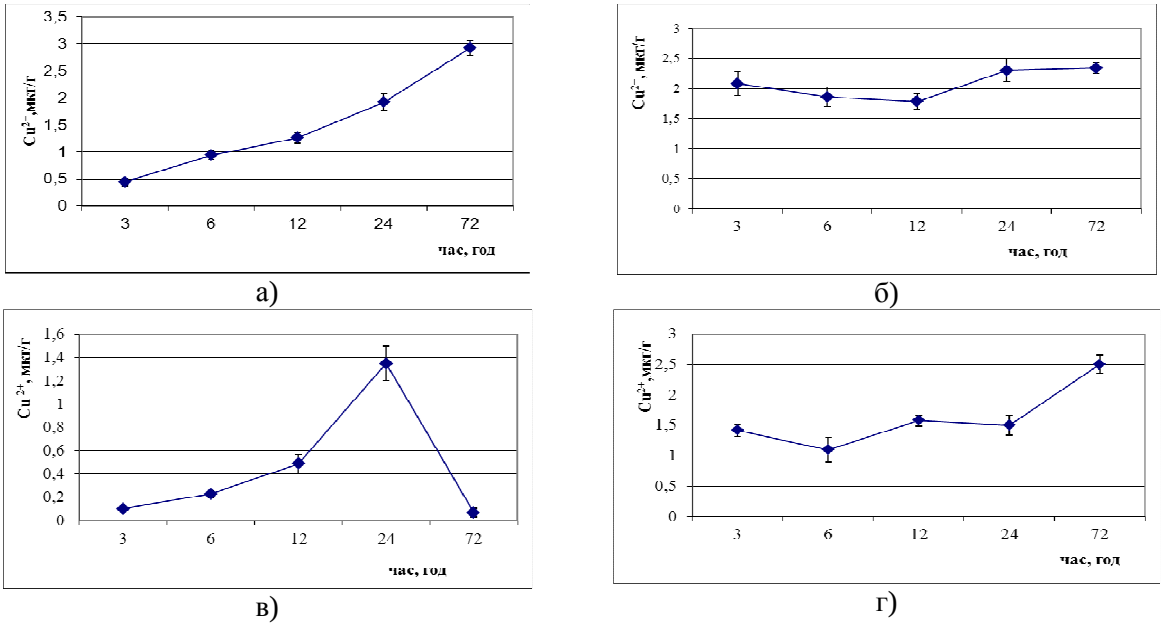


Рис. 8. Часова залежність накопичення іонів міді в печінці (а), зябрах (б), м'язах (в) та шкірі (г) карася

Тканинний перерозподіл іонів важких металів за дії їх підвищених концентрацій, може бути ефективним засобом щодо підтримання оптимального рівня металів в організмі, а отже механізмом формування гомеостазу вмісту металів, що не порушує нормального фізіологічного стану організму.

Аналіз результатів акумулювання металів в субклітинних фракціях показує, що адаптивно-компенсаторні механізми захисту при дії підвищених концентрацій важких металів можуть реалізуватися шляхом їх клітинного перерозподілу (рис. 9). Можна відмітити різну спорідненість металів до досліджуваних клітинних органел, яка, в свою чергу, визначається концентраційним фактором. На основі власних експериментальних досліджень показано, що за дії 0,5 ГДК$_{риб\text{-}госп}$ іонів Mn^{2+} більшою мірою марганець акумулювався в мітохондріальній та ядерній фракціях порівняно з цитоплазмою, що очевидно забезпечує оптимальне функціонування ферментативних систем клітини [4].

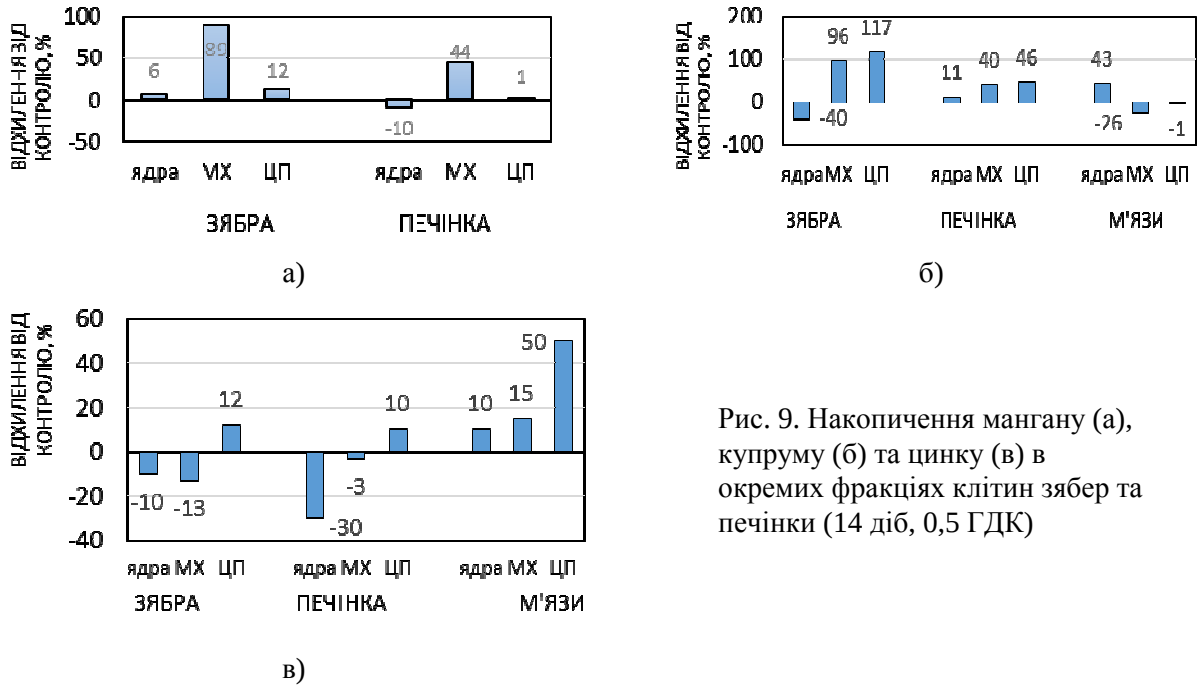


Рис. 9. Накопичення мангану (а), купруму (б) та цинку (в) в окремих фракціях клітин зябер та печінки (14 діб, 0,5 ГДК)

Підвищені концентрації Cu^{2+} призводили до першочергового його накопичення його у цитоплазмі, що, є наслідком зв'язування міді цитоплазматичними низькомолекулярними тіонеїнами. В результаті цього в гепатоцитах, можливо, реалізується захист генетичної інформації від мутагенної дії іонів міді, про що говорить і відносно невисокий рівень акумулювання міді в ядрах. Вплив допорогових концентрацій Zn^{2+} призводив до зменшення його вмісту у мітохондріях, ядрах печінки. Разом з тим зростала кількість цинку у цитоплазматичній фракції м'язів [3].

Зміна кінетичних характеристик ферментів та мембранних переносників відіграє ключову роль у зменшенні токсичної дії металів, ізоляції та виведенні останніх. Так, за дії допорогових концентрацій йонів цинку було відмічено зростання активності сукцинатдегідрогенази та цитохромоксидази у печінці та зябрах коропа, що обумовлено зростанням енерговитрат на підтримання сталого рівня металу в організмі [3].

Отже, загалом можемо стверджувати, що в процесі адаптивної еволюції у гідробіонтів виробилися універсальні механізми захисту від токсичного впливу металів, які в залежності від зовнішніх умов, природи металу та метаболічного статусу організму можуть набувати високої специфічності. Описані захисні механізми підвищують толерантність гідробіонтів до токсичних рівнів металів та можуть реалізуватися на різних етапах взаємодії металу з компонентами клітин, тканин та органів.

1. *Мур Дж.* Тяжелые металлы в природных водах (контроль и оценка влияния) / Дж. Мур, С. Рамамурти. – М. : Мир, 1987. – 286 с.
2. *Роль фосфоліпідів мембран* еритроцитів коропа у формуванні токсикорезистентності до дії підвищених концентрацій кадмію / Ю. І. Сеник, Ю. М. Потерба, Б. З. Ляврін [та ін.] // Наукові записки ТНПУ ім. Володимира Гнатюка Серія Біологія. – 2012. – № 1 (50). – С. 104–110.
3. *Хоменчук В. О.* Біохімічні особливості проникнення і розподілу деяких важких металів в організмі коропа лускатого : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спеціальність 03.00.04 – Біохімія / В. О. Хоменчук. – Львів, 2003. – 19 с.
4. *Хоменчук В. О.* Особливості акумулювання деяких важких металів у субклітинних фракціях печінки коропа / В. О. Хоменчук, В. З. Курант, В. В. Грубінко // Вісник Чернігівського державного педагогічного університету. Серія: Біологічні науки. – 2006. – № 1 (40). – С. 70–73.
5. *Хочачка П.* Биохимическая адаптация / П. Хочачка, Дж. Сомеро.– М. : Мир, 1988. – 568 с.
6. *Arillo A.* Protective effects mucosus against Cr (VI) pollution / A. Arillo, F. Melodia // Chemosphere. – 1990. – Vol. 20, № 3-4. – P. 397–402.
7. *Copper metabolism* and gut morphology in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) during chronic sublethal dietary copper exposure / N. Kamunde, M. Grosell, J. N. A. Lott, C. M. Wood // Can. J. Fish. Aquat. Sci. – 2001. – Vol. 58, № 2. – P. 293–305.
8. *Gastrointestinal* uptake and distribution of copper in rainbow trout / S. J. Clearwater, S. J. Baskin, C. M. Wood, D. G. Mcdonald // J. Exp. Biol. – 2000. – Vol. 203. – P. 2455–2466.

В.А. Хоменчук

Тернопольський национальный педагогический университет имени Владимира Гнатюка, Украина

МЕХАНИЗМЫ КОНТРОЛЯ АККУМУЛИРОВАНИЯ МЕТАЛЛОВ У РЫБ

В работе, на результатах собственных исследований, проанализированы механизмы функционирования некоторых биологических барьеров у рыб, которые лимитируют проникновение, обеспечивают эффективное распределение, связывание и выведение металлов из организма, при повышенных концентрациях последних в водной среде.

Показано, что в процессе адаптивной эволюции в гидробионтов выработались универсальные механизмы защиты от токсического воздействия металлов, которые в зависимости от внешних условий, природы металла и внутреннего состояния организма могут приобретать высокую специфичность.

Ключевые слова: токсичность, адаптация, металлы, рыбы

V.A. Khomenchuk
Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

MECHANISMS OF CONTROL OF METALS ACCUMULATION IN FISH

Based on the results of own research, the mechanisms of some biological barriers in fish, which can restrict the penetration, provide the effective distribution, binding and elimination of metals from the body at higher concentration in the water environmental, were analyzed.

It is shown that in the process of adaptive evolution in aquatic organisms the universal protection mechanisms were developed against the toxic effects of metals, which can acquire the high specificity depending on the external conditions, the nature of the metal and the internal state of the body.

Key words: toxicity, adaptation, metals, fish

УДК 574. 583: 597.08 (262.5)

С.А. ХУТОРНОЙ

Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская, 37, Одесса, 65011, Украина

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ИХТОПЛАНКТОНАПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ ЧЕРНОГО МОРЯ У БЕРЕГОВ ОДЕССЫ

Изучение ихтиопланктона в Одесском заливе проводилось с 50-х годов прошлого столетия. Анализируются изменения ихтиопланктона и рассматривается его современный состав в прибрежных районах Черного моря у берегов Одессы в период 2012-2014 гг.
Ключевые слова: ихтиопланктон, Черное море, Одесский залив

Изучение раннего онтогенеза морских рыб напрямую связано с разработкой целого ряда важных практических и теоретических задач. Расширение ареалов видов, их приспособление к новым условиям существования в значительной степени определяются эколого-физиологической лабильностью популяций в раннем онтогенезе. Качественный и количественный учет ихтиопланктона можно рассматривать как одни из наиболее репрезентативных методов изучения видового состава и численности рыб. Многие виды рыб, в том числе и с демерсальной икрой, проходят в онтогенезе две фазы пелагического развития - икры и личинки, поэтому данные об ихтиопланктоне могут в значительной мере уточнить и дополнить состав ихтиофауны.

Материал и методы исследований

Изучение ихтиопланктона у берегов Одессы проводились в период 2012-2014 гг. с февраля по октябрь. Для отбора проб использовались нейстонная сеть конструкции Ю. П. Зайцева с входным отверстием 50х20 см и ихтиопланктонная сеть модификации Богорова-Расса из мельничного газа № 23 с диаметром зева 50 см. Лов производился на трех мысах в Одесском заливе – Ланжерон, Малый Фонтан и Большой Фонтан на открытых акваториях с траверсов, которые наиболее далеко выдаются в море, и глубина у которых составляет от 1,5 до 3 м. Отобранные пробы переносились в пластиковые банки и фиксировались 4-5% раствором формальдегида в морской воде. В лаборатории пробы обрабатывались методом прямого количественного учета. Икра и личинки идентифицировались до вида. В дальнейшем велся пересчет численности на 100 $м^2$ с использованием коэффициента уловистости принятом 0,9.

Результаты исследований и их обсуждение

По литературным данным и личным наблюдениям, в Одесском заливе встречаются 14 видов рыб с пелагической икрой. С учетом донных видов рыб, имеющих планктонные этапы развития в виде икры и личинок, их численность может достигать 20. Вместе с тем, согласно

литературных источников, с 50-х годов прошлого столетия имеет место стремительное уменьшение числа пелагофильних видов рыб. Исключением является начало 90-х годов XX века, когда наблюдалось незначительное улучшение ситуации, что большинство исследователей связывают с уменьшением уровня антропогенного воздействия. Если, согласно исследованиям 90-х годов XX в, в Одесском заливе насчитывалось 5 видов рыб с пелагическим типом икры, то за период наблюдений 2012-2014 гг. с марта по октябрь по вышеописанной методике был отмечен нерест только двух таких видов – хамсы и морского языка (таблица).

Таблица

Видовой состав ихтиопланктона Одесского залива в период 1959 – 2014 гг.

ВИД	ГОД		
	1959-1965 [6,7,8,9]	1991-2000 [1, 2, 3, 4, 5]	2012-2014
Икра			
Engraulis encrasicolus	+	+	+
Callionymus risso	+	_	_
Pegusa lascaris	+	_	+
Mullus ponticus	+	_	_
Trachinus ponticus	+	_	_
Symphodus roissali	+	_	_
Trachinus draco	+	_	_
Sprattus phalericus	+	+	_
Psetta maeotica	+	+	_
Gaidropsarus mediterraneus	+	_	_
Mugi lcephalus	+	_	_
Liza aurata	+	_	_
Liza saliens	_	_	_
Scorpaena porcus	_	_	_
Platichthys luscus	_	+	_
Uranoscopus scaber	_	+	_
Личинки			
Gobiidae	+	+	+
Blennidae	+	+	+
Syngnathidae	+	+	+
Atherina pontica	+	-	+
Platichthys luscus	+	-	-
Pegusa lascaris	_	_	+
Calionimus risso	_	_	_
ВСЕГО	**17**	**8**	**7**
В том числе			
Икра	**12**	**5**	**2**
Личинки	**5**	**3**	**5**

В целом численность видов рыб в составе ихтиопланктона Одесского залива в период с 60-х по 80-е годы прошлого века снизилась почти втрое, что совпадает с периодом уменьшения видового состава прибрежной ихтиофауны в целом. Особенно заметным является факт исчезновения из состава ихтиопланктона залива икры и личинок шпрота, которые были его постоянным компонентом, т.к. еще в середине 90 годов прошлого столетия шпрот был самым многочисленным видом в промысловых уловах региона. Также, резко сократилась встречаемость калкана и глоссы – промысловых видов рыб с пелагических икрой. Отмечено некоторое увеличение численности личинок рыб с демерсальной икрой. Такая ситуация отчасти может быть объяснена процессом восстановления прибрежного ихтиоценоза после намыва песка в акватории пляжей г. Одессы, имевшего место в 2007 году и сократившего площадь каменистых субстратов пригодных для нереста рыб, а отчасти изменением методики и районов наблюдений.

Рассматривая видовой состав мальков и личинок рыб в Одесском заливе в 2012-2014 годах можно отметить факт, что большинство из них относятся к летненерестующим средиземноморским мигрантам. Наиболее часто в ихтиопланктоне Одесского залива на протяжении всего периода исследований встречались икра и личинки хамсы. Их численность, несмотря на значительные межгодовые и межсезонные колебания, в течение периода наблюдений в среднем варьировала от 2-8 шт. и 1-6 экз. на 100 м^2 водной поверхности для икринок и личинок соответственно.

Вместе с тем, анализируя литературные источники, можно заметить, что видовой состав ихтиопланктона из года в год может претерпевать значительные колебания, т.к. бывают периоды, когда икра и личинки массовых видов рыб могут не попадаться в орудия лова, что в первую очередь авторы связывают с изменением гидрологического и гидрохимического режимов и, так называемыми, «волнами жизни».

Выводы

1. За период изучения ихтиопланктона Одесского залива с 1957 по 2014 гг. его видовой состав сократился на 10 видов с 17 до 7. По наблюдениям 2012-2014 гг. в составе ихтиопланктона зарегистрировано 7 видов рыб, из которых только хамса и морской язык относятся к рыбам с пелагической икрой.

2. В настоящее время основу ихтиопланктона Одесского залива составляют представители средиземноморской летненерестующей ихтиофауны, основной нерест которых продолжается с мая по сентябрь. Наиболее часто за весь период наблюдений в пробах встречалась икра и личинки хамсы.

3. Значительные внутригодовые и межсезонные колебания видового состава и численности ихтиопланктона исследуемого района вероятнее всего связаны с изменчивым гидролого-гидрохимическим режимом Одесского залива. Сравнительно высокая встречаемость в уловах личинок демерсальных видов рыб, по всей видимости, связано со спецификой района отбора проб.

1. *Винникова М. А.* Ихтиопланктон прибрежных районов северо-западной части Черного моря в условиях антропогенного воздействия / М. А. Винникова // І з`їзд гідроекологічного товариства України (16-19 листопада 1993 р.): тези доповідей. – К., 1994. – С. 157.
2. *Винникова М. А.* Временные изменения ихтиопланктона Одесского залива в условиях антропогенного воздействия // М. А. Винникова. Экологические проблемы Одеського региона и их решение. – Одесса, 1994а. – С. 144–147.
3. *Винникова М. А.* Ихтиопланктон Одесского залива в 90-е годы / М. А. Винникова / Исследования многообразия животного мира. – Одесса: Астропринт, 1998. – С. 40–41.
4. *Винникова М. А.* Сравнительная характеристика ихтиопланктона Одесского залива / М. А. Винникова // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. “Гідроекологія”. – 2001. – № 4 (15). – С. 165–167.
5. *Винникова М. А.* Состояние прибережного ихтиопланктона Одесского залива / М. А. Винникова // Екологічні проблеми водних екосистем та забезпечення безпеки життєдіяльності на водному транспорті. – Одеса, 2001. – С. 81-82.
6. *Зайцев Ю. П.* Размножение морских рыб в Одесском заливе / Ю. П. Зайцев // Природа.– 1953. – № 6. – С. 113–114.
7. *Зайцев Ю. П.* Іхтіопланктон Одеської затоки і суміжних ділянок Чорного моря / Ю. П. Зайцев. – К.: Вид-цтво Акад. наук Укр. РСР, 1959. – 96 с.
8. *Зайцев Ю. П.* Нові дані про іхтіопланктон північно-західної частини Чорного моря / Ю. П. Зайцев // Наук. зап. Одеськ. біол. станції. – К.: Вид. АН УРСР, 1959. – С. 77–90.
9. *Лотфи Эль-Саед М.* Нове данные об икре и личинках рыб района Одеського залива / М. Лотри Эль Саед // Гидробиол. журн. – 1968. – №5. – С. 78–81.

С.О. Хуторной
Інститут морської біології НАН України, Одеса

СУЧАСНИЙ СТАН ІХТІОПЛАНКТОНУ ПРИБЕРЕЖНОЇ ЗОНИ ЧОРНОГО МОРЯ БІЛЯ БЕРЕГІВ ОДЕСИ

Вивчення іхтіопланктону в Одеській затоці проводилось з 50-х років минулого сторіччя. Аналізуються зміни іхтіопланктону і розглядається його сучасний склад в прибережних районах Чорного моря біля берегів Одеси в період 2012-2014 рр.

Ключові слова: іхтіопланктон, Чорне море, Одеська затока

S.A. Khutornoy
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

MODERN STATE OF ICHTHYOPLANKTON IN THE ODESA BLACK SEA COASTAL REGION

The study of ichthioplancton in Odesa Bay was carry out from 50-th past century. The changes of ichthyoplankton and its recent composition area analysed in Odesa Bay of the Black Sea during 2012-2014.

Keywords: ichthyoplankton, Black Sea, Odesa Bay

УДК [(581.521.3:58.02)574.2](282.247.33)

К.М. ЦАПЛІНА

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210,Україна

БАГАТОРІЧНІ ЗМІНИ МАКРОФІТІВ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В УМОВАХ ГЛОБАЛЬНОГО ПОТЕПЛІННЯ КЛІМАТУ

Проаналізовані видовий склад та біомаса макрофітів на мілководдях Київського водосховища протягом багатьох років і визначено напрямок їх зміни в умовах глобальних підвищень температур.

Ключові слова: Київське водосховище, вищі водяні рослини, нитчасті водорості, біомаса, температура, гідрохімічні показники

Вплив факторів середовища, що постійно змінюються у водоймі, відображається на видовому складі макрофітів і їх кількісних характеристиках – біомасах [2, 4]. Загальна біомаса у водному об'єкті є безпосередньою оцінкою частини біоресурсного потенціалу, що забезпечує стійке функціонування його екосистеми. Оскільки водні екосистеми відносяться до тієї категорії біоресурсів, що забезпечують стабільне існування людства, визначення напрямку змін їх біоресурсного потенціалу в умовах глобального потепління клімату – один з пріоритетів вітчизняної біологічної науки.

Метою дослідження є спроба прослідкувати багаторічні зміни загальних біомас макрофітів, нитчастих водоростей, біомас окремих видів рослин в умовах глобального потепління і виявити їх реакцію на зміни температурного та інших корелятивно пов’язаних з ним факторів середовища.

Матеріал і методи

Дослідження проводили на мілководдях Київського водосховища з 2007 по 2014 рік (рис. 1).

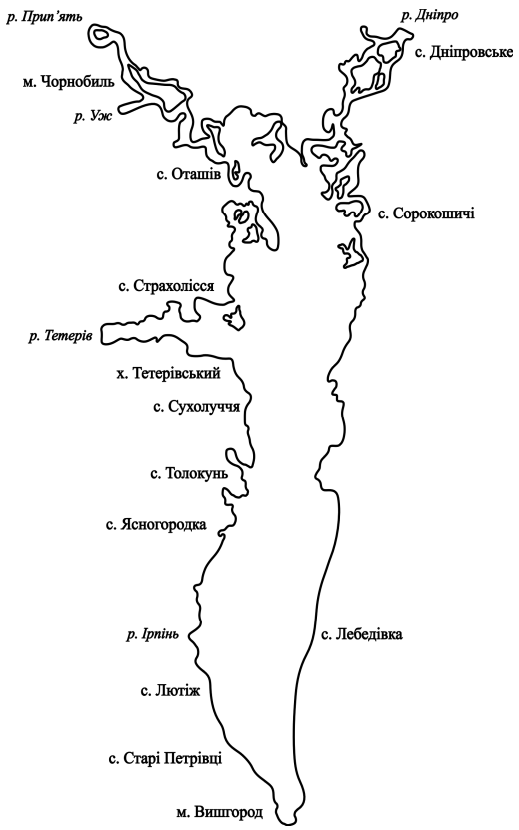


Рис. 1. Карта Київського водосховища

На досліджуваних ділянках визначали видовий склад вищих водяних рослин та біомаси їх і нитчастих водоростей загально прийнятими методами [3,5]. Вимірювали температуру води, pH, розчинений у воді кисень, $БПК_5$, вміст органічних та біогенних речовин [1]. Використали данні про витрати води (Q – м/с) у водосховищі в період досліджень. Середні значення біомас в цілому та домінуючих видів рослин і нитчастих водоростей були співставлені зі змінами температур та іншими факторами середовища.

Для оцінки зв'язку біомас макрофітів з показниками умов середовища використали коефіцієнт кореляції.

Результати досліджень і їх обговорення

Домінантами серед повітряно–водних рослин є рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.) і очерет звичайний (*Phragmites australis* (Cav) Trin et Steud), біомаси яких з року в рік майже не змінювались.

Серед рослин з плаваючим листям домінували глечики жовті *(Nuphar lutea* (L.) Smith), латаття біле (*Nymphaea alba* L.) і чисто – біле (*Nympheae candida* J. et C. Presl), водяний горіх плаваючий (*Trapa natans L.*). Занурені рослини були представлені рдесниками пронизанолистим (*Potamogeton perfoliatus* L.), гребінчастим (*P. pectinatus L.*), куширом зануреним (*Ceratophyllum* demersum L.), водоперицею колосистою (*Myriophyllum spicatum* L.).

Основними факторами, які впливали на розвиток рослин у водосховищі, були температура та витрати води влітку.

Кореляційний аналіз дав можливість виявити реакцію даних видів рослин і їх кількісних характеристик на зміни факторів середовища, у тому числі, й температурного фактору.

Найбільш вразливі до підвищення температур були теплолюбиві рослини (температно – меридіональної групи). Достовірний обернений коефіцієнт кореляції при p = 0,05 був виявлений між біомасою латаття білого (r = – 0,93) і температурою води, проективним покриттям сальвінії плаваючої (r = – 0,98) і температурою води (рис. 2,3).

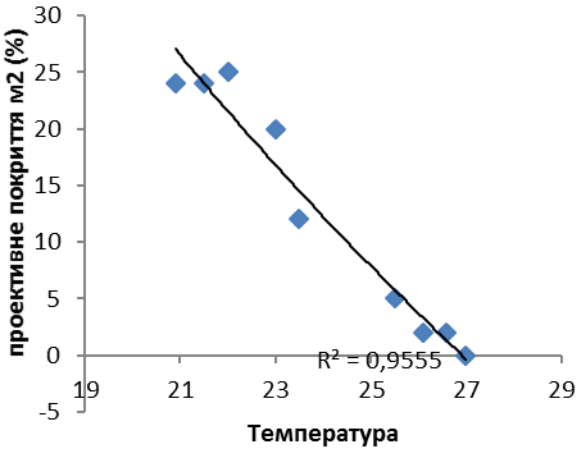


Рис. 2. Логарифмічна залежність між проективним покриттям сальвінії плаваючої і температурою води

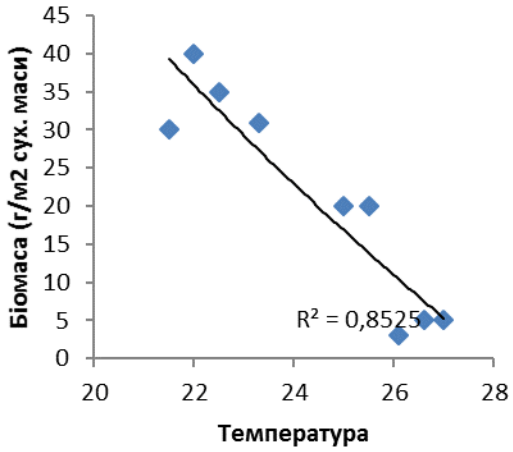


Рис. 3. Логарифмічна залежність між біомасою латаття білого і температурою води

Водяний горіх плаваючий також відноситься до теплолюбивих рослин, але, як показали наші дослідження, його біомаса не залежала від температури, а напряму була пов'язана з гідрохімічними показниками (рис. 4, 5), про що свідчить достовірний обернений коефіцієнт кореляції (r = – 0,83 і r = – 0,86 відповідно) між його біомасами та амонійним азотом і pH. На зв'язок розвитку водяного горіха плаваючого з гідрохімічними умовами середовища наголошували й інші дослідники [6]. Значні коливання біомаси по роках спостерігалися в угрупованнях нитчаток, які вегетували серед заростей занурених рослин. Як відомо з літератури [3], для розвитку нитчастих водоростей потрібні азот і помірна температура (до 20 ^{0} С).

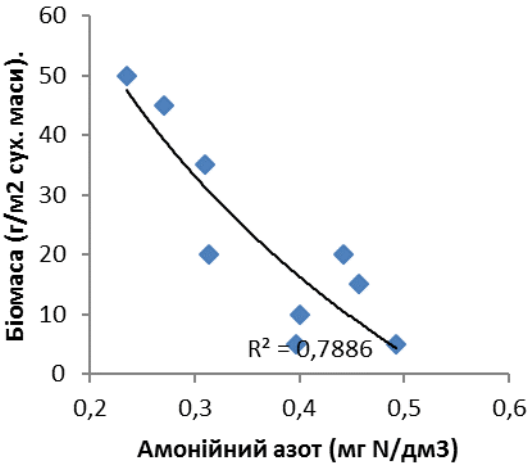


Рис. 4. Логарифмічна залежність між біомасою водяного горіха плаваючого і амонійним азотом

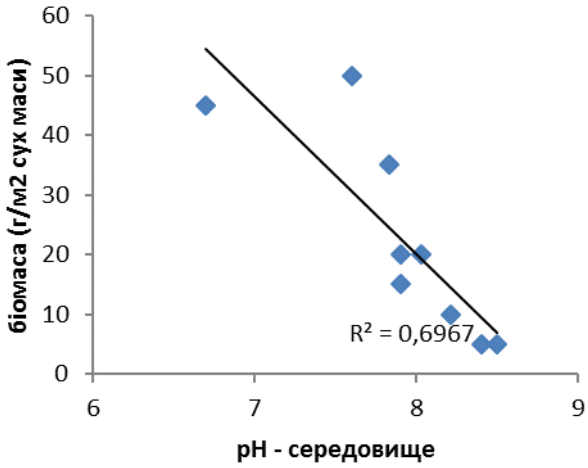


Рис. 5. Логарифмічна залежність між біомасою водяного горіха плаваючого і pH – середовищем

Наші дослідження підтвердили той факт, що біомаси нитчаток залежали від температури, про що свідчить достовірний обернений коефіцієнт кореляції (r = – 0,89) (рис. 6). Біомаси вищих водяних рослин корелятивно пов'язані з витратами води (Q – м/с), достовірний прямий коефіцієнт кореляції дорівнює (r = 0,97) (рис. 7).

Аналіз отриманих результатів показав, що кисневий режим на ділянках в різні роки за дії температури у діапазоні 22 – 28^0 напряму був пов'язаний із температурою, про що свідчить прямий достовірний коефіцієнт кореляції (r = 0,92) (рис. 8). Це явище можна пояснити за

рахунок розвитку в заростях інших автотрофів, наприклад, фітопланктону, інтенсивність фотосинтезу яких при підвищених температурах збільшується.

Результати досліджень показали, що при підвищенні температури до 27^0 може тимчасово зникнути популяція сальвінії плаваючої (рис. 9), хоча вона також відноситься до групи рослин південного регіону.

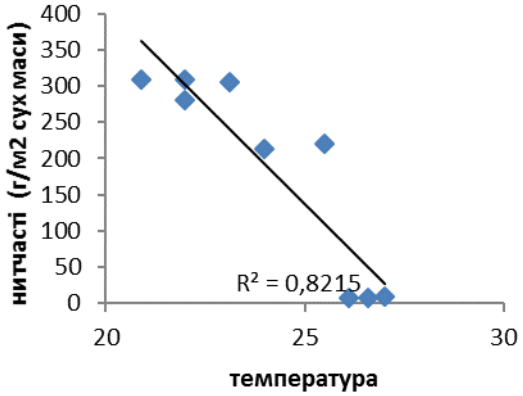


Рис. 6. Логарифмічна залежність між температурою і біомасою нитчастих водоростей

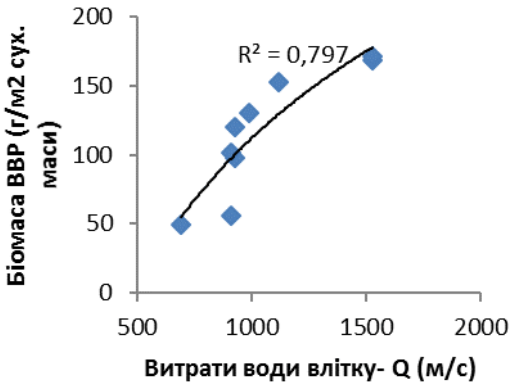


Рис. 7. Логарифмічна залежність між біомасою ВВР і витратами води влітку

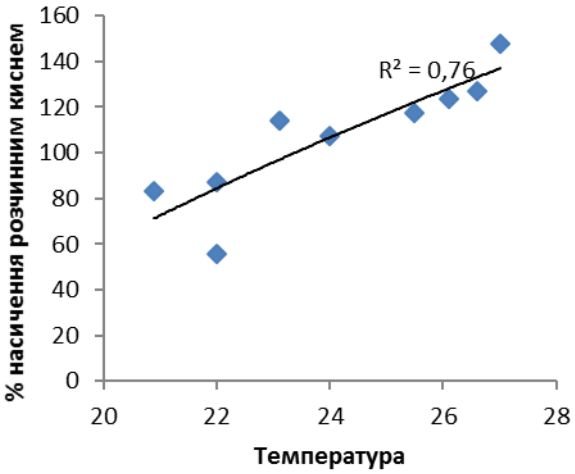


Рис. 8. Логарифмічна залежність між температурою і розчиненим у воді киснем

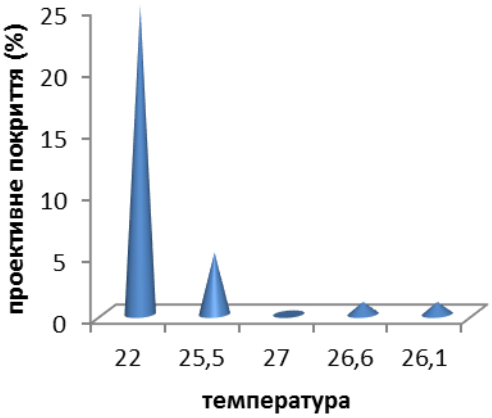


Рис. 9. Динаміка проективного покриття сальвінії плаваючої залежно від температури

У 2013 і 2014 році популяція сальвінії плаваючої відновилась, але її проективне покриття на ділянках водосховища було незначним.

Висновки

У Київському водосховищі вищі водяні рослини здатні вегетувати при довгострокових підвищеннях температур. Їх біомаси в більшій мірі залежали від витрат води влітку. Біомаси нитчастих водоростей зменшувались при температурі вище за 20^0.

Деякі види рослин темпертно-меридіональної групи, як латаття біле та сальвінія плаваюча, при підвищенні температури зменшували свої біомаси, або зовсім зникали. Поява у Київському водосховищі виду *Nymphaea minoriflora* (Simonk.) Wissjul, який є різновидністю латаття білого і відноситься до темпертно – меридіональної зональної групи, можливо, являється одним з механізмів цієї рослини зберегти свій продукційний потенціал при підвищених температурах води.

Водяний горіх плаваючий, який належить до температурно – меридіональної зональної групи, відноситься до терофітів з вузькою екологічною амплітудою. Його розвиток залежить в більшій мірі від гідрохімічних показників, а не від температури. Можливо, зміна гідрохімічних умов середовища призвела до процвітання виду на сучасному етапі існування водосховищ.

1. *Алекин О. А.* Руководство по химическому анализу вод суши / О. А. Алекин, А. Д. Семенов, Б. А. Скопинцев. – Л: Гидрометиздат, 1973. – 269 с.
2. *Алимов А. Ф.* Элементы теории функционирования водних екосистем / А. Ф. Алимов. – С.–Пб.: Наука, 2000. – 147 с.
3. *Величко И. М.* Экологическая физиология зелених нитчатых водорослей / И. М. Величко. – К., Наукова думка, 1982. – 235 с.
4. *Голубятников Л. Л.* Отклик первичной биологической продукции растительности Европейской России на изменение климата / Л. Л. Голубятников, Е. А. Денисенко. – Изв. РАН.Сер. геогр. – 2001. № 6. – С. 212–228.
5. *Катанская В. М.* Высшая водная растительность континентальних водоемов СССР. – Л.: Наука, 1981.– 256 с.
6. *Макрофиты* – индикаторы изменений природной среды / под. ред. С. Гейны, К. М. Сытника / – К.: Наукова думка, 1993. – 433с.

Е.Н. Цаплина
Інститут гидробиологии НАН Украини, Киев

МНОГОЛЕТНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ МАКРОФИТОВ КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В УСЛОВИЯХ ГЛОБАЛЬНОГО ПОТЕПЛЕННЯ КЛИМАТА

В статье показано, что высшие водные растения, кроме некоторых видов температурно – меридиональной группы, удерживают свои позиции при глобальных повышениях температур. У нитчатых водорослей при 20^0 С и выше биомассы уменьшаются

Ключевые слова: Киевское водохранилище, высшие водные растения, нитчатые водоросли, биомассы, температура, гидрохимические показатели

K.M. Tsaplina
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

LONG-TERM CHANGES OF MACROPHYTES IN THE KYIV WATER RESERVOIR UNDER THE CONDITIONS OF GLOBAL CLIMATE CHANGE

It has been found that higher water plants, with the exception of some species belonging to the temperate – meridional group, maintain their positions in the conditions of global temperature rise. At temperatures of 20°C and higher filamentous algae decrease their biomass.

Keywords: Kyiv water-reservoir, higher water plants, filamentous algae, biomass, temperature, hydrochemical parameters

УДК 005.962:574.632 (282)

А.И. ЦЫБУЛЬСКИЙ

Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ В РАМКАХ ЦЕЛЕЙ ВОДНОЙ РАМОЧНОЙ ДИРЕКТИВЫ ЕС В УКРАИНЕ

Проведен анализ экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнений на водные объекты Украины. Апробированная методика оценки рисков является перспективной не только для определения антропогенного влияния, проведения мониторинга,

но и для принятия решений в управлении водными ресурсами и прогноза изменений состояния водных объектов при существующем уровне антропогенного пресса, а также при достижении целей Водной рамочной Директивы ЕС в Украине.

Ключевые слова: методика оценки экологического риска, Водная рамочная Директива ЕС, реки Украины

Формирование современной нормативной базы оценки качества поверхностных вод Украины сохраняет тенденцию на интеграцию с законодательной базой Европейских стран, с Водной Рамочной Директивой ЕС (ВРД 2000/60 ЕС), с Директивой Оценки воздействия на окружающую среду ЕС (Директива СЭО 2001/42 ЕС). С 1 ноября 2014 г. началось рассчитанное на три года внедрение отдельных разделов Соглашения по ассоциации между Украиной и ЕС, которые будут введены в действие ещё до завершения процесса ратификации самого Соглашения всеми странами-членами ЕС. При оценке качества поверхностных вод предлагается переход от методики оценки экологических рисков (вероятности ухудшения качества воды) к определению экологического статуса водного объекта как критерия ВРД. Целью ВРД является проведение странами-членами ЕС мероприятий, необходимых для достижения и дальнейшего поддержания «хорошего экологического состояния» водных объектов или «хорошего экологического потенциала» искусственных и сильно изменённых водных объектов.

Для достижения этой цели необходимо провести анализ экологических характеристик бассейнов водных объектов Украины и влияния на них антропогенных факторов.

Материал и методы исследований

Материалом послужили результаты комплексных гидробиологических исследований, проведенных в 2000–2012 гг. в бассейнах рек различных физико-географических зон Украины.

Кроме апробации методики [1] были проведены специальные исследования, направленные на её адаптацию при расчете экологических рисков от влияния не только химических загрязнений (точечных и диффузных источников), но и биологических (например, самозагрязнение, возникшее от затора русла малой реки высшей водной растительностью), а также от воздействия физических факторов (табл. 1).

Таблица 1

Водные объекты Украины, для которых рассчитаны экологические риски (по [1, 2])

Направление исследований (определение экологических рисков)	Водный объект
Влияние точечного сброса загрязненных сточных вод (по гидрохимическим и гидробиологическим показателям)	р. Днепр в районе г. Херсон, притоки Днепра 2 порядка – р. Горынь и Устя в районе г. Ровно, р. Стырь в районе г. Луцк, р. Самара в районе г. Днепропетровск
Влияние точечного и диффузного источников загрязнений	р. Билоус и р. Десна ниже г. Чернигов и до устья
Причины возникновения и влияние заморов и летних заторов из высшей водной растительности	р. Припять в Национальном природном парке «Припять-Стоход»
Влияние сброса сточных вод санаторных комплексов	р. Пиня, малая река в Карпатах
Влияние точечного сброса подогретых вод Ровенской АЭС (по показателям деградации зообентоса)	р. Стырь в зоне влияния Ровенской АЭС
Влияние сброса холодных вод на возрастную и размерную структуру брюхоногого моллюска *Theodoxux fluviatilis* L.	р. Днестр от Днестровской ГЭС до с. Великая Кисница

Результаты исследований и их обсуждение

Все изученные нами водные объекты в разной степени испытывали влияние источников загрязнений: промышленных предприятий, хозяйственно-бытовых стоков и сбросов подогретых вод Ровенской АЭС или техногенных холодных вод Днестровской ГЭС. Отмечена достаточно высокая степень экологического риска даже в точках контроля, что говорит об общей для Украины сложной ситуации. По биологическим показателями «достаточно

чистыми» [4] остаются малые реки Полесья (Горынь, Устя, Стырь), р. Десна выше источников загрязнений. В точке сбросов все обследованные водные объекты переходили в «рискованное» состояние высокой степени по химическими показателями, и, особенно, по биологическим (риск = 1,00).

Применение методики оценки экологического риска на реках Украины показало значительный уровень экологического риска в водных объектах Херсонской, Запорожской и Донецкой областей, что обусловлено как плохим экологическим состоянием, так и значительным антропогенным прессом [3].

Высокую степень реальности имели следующие типы экологического риска: загрязнение речных вод, деградация группировок высшей водной растительности, деградация группировок донной фауны. Риск загрязнения хотя бы по одному из исследованных химических показателей был очень высок во всех изученных реках (кроме Днестра). Практически везде значение риска возвращалось к уровню контроля на расстоянии от 1 до 10 км. Исключением были сбросы техногенных холодных вод Днестровской ГЕС, риск от которых прослеживался на расстоянии более 130 км. Анализ донной фауны на этом участке Днестра показал переход качества воды от класса «загрязненная» (ниже Днестровского водохранилища до г. Атечь) к классу «грязная» (ниже г. Атечь до с. Великая Кисница) [6]. Также, поступление холодной воды вызывает изменение всех компонентов биоты (табл. 2).

Таблица 2

Влияние сбросов Днестровской ГЭС на биоту Среднего Днестра

Тип экологического риска	Изменения структуры биологических группировок
Риск деградации высшей водной растительности	Русло зарастает высшей водной растительностью. Вторичное загрязнение органическими веществами, придонное «цветение» сине-зелеными водорослями, снижение количества растворенного кислорода
Риск деградации фитопланктона	По мере удаления от сбросов растёт как количество видов, так и количественное развитие фитопланктона (численность увеличивается в 5,4, биомасса – в 10 раз)
Риск деградации зоопланктона	Деградация сообществ зоопланктона
Риск деградации донной фауны	Существенные изменения, переход качества воды от класса «загрязненная» к классу «грязная»
	Существенные изменения, снижение темпов роста и биомассы *Th. fluviatilis*
	Существенные изменения, увеличилась доля олигохет и личинок хирономид, появился новый вид *Dreissena bugensis* Andr.
Риск деградации зооперифитона	Существенные изменения, переход качества воды к классу «грязная»
Риск деградации ихтиофауни	Изменение возрастной структуры, видового состава ихтиофауны, задержка нереста и развития рыб.

Суммарное действие диффузных и небольших точечных источников загрязнения (бесконтрольное освоение поймы реки и дачное строительство) приводили к риску ухудшения качества воды в большей степени, чем сбросы точечных источников загрязнения (например, р. Десна в окрестностях г. Чернигов) [5].

В большинстве случаев для оценки влияния загрязняющих веществ (химического или физического загрязнения) на водные объекты, как и на естественную среду в целом, не обязательно знать конкретный источник и качество загрязнения. Тем более, что часто имеет место интегральное действие различных источников и загрязняющих веществ. Более важным является исследование экологических эффектов, которые возникают под воздействием загрязняющих веществ в гидроэкосистемах.

Иногда значительное отклонение от референсных условий отдельных показателей существенно не сказывается на биоте и не индицирует плохое экологическое состояние реки. Также, оценка экологического состояния реки по нормативам ВРД ЕС не всегда совпадает с оценкой качества водной среды по национальным нормативам Украины [4].

Выводы

Апробированная нами методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты представляется перспективной не только для оценки антропогенного влияния, проведения мониторинга (операционного, контрольного и исследовательского), но и для принятия решений в управлении водными ресурсами и прогноза изменений состояния водных объектов при реализации целей ВРД в Украине.

1. *Афанасьев С. А.* Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты / С. А. Афанасьев, М. Д. Гродзинский. – К.: АйБи, 2004. – 59 с.
2. *Васенко О. Г.* Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод України / О. Г. Васенко, О. В. Поддашкін, О. В. Рибалова, С. О. Афанасьев, О. І. Цибульський // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки : зб. наук. пр. УкрНДІЕП. – Харків, 2010. – Вип. XXXII. – С. 75–90.
3. *Методика* екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк [та ін.]. – К.: Символ-Т, 1998 – 28 с.
4. *Патент. Україна.* – Ser. МПК (2009) G01N33. Спосіб визначення екологічного стану водойм / С. О. Афанасьев, А. Є. Усов, О. І. Цибульський, Л. В. Шевцова. – №12467/1 // Опубл. 11.01.2010 р.: Відомості ДДІВ, бюл. № 1.
5. *Усов А. Е.* Экологические риски, возникающие вследствие сброса загрязненных вод г. Чернигова / А. Е. Усов, С. А. Афанасьев, Л. В. Гулейкова [и др.] // Гидробиол. журн. – 2008.– Т. 44, № 1. – С.45–59.
6. *Шевцова Л.В.* Вплив холодних техногенних вод на структуру популяції молюска *Theodoxus fluviatilis* L. (*Gastropoda, Neritidae*) р. Дністер / Л. В. Шевцова, О. І. Цибульський // Наукові записки Тернопільського національного пед. університету ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спец. вип. Гідроекологія.– 2005.– № 3 (26).– С. 479–481.

А.И. Цибульський
Інститут гідробіології НАН України, Київ

ОЦІНКА ЭКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ ПРИ ДОСЯГНЕННІ ЦІЛЕЙ ВОДНОЇ РАМКОВОЇ ДИРЕКТИВИ ЄС В УКРАЇНІ

Визначено екологічні ризики, що виникають від джерел забруднень у водних об’єктах України. Апробована методика оцінки ризиків є перспективною для оцінки антропогенного впливу, проведення моніторингу, ухвалення рішень в управлінні водними ресурсами та прогнозу змін стану водних об'єктів за існуючим рівнем антропогенного тиску, а також для досягнення цілей Водної рамкової Директиви ЄС в Україні.

Ключові слова: методика визначення екологічного ризику, Водна рамкова Директива, річки України

A.I. Tsybulskyi
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ESTIMATION OF ECOLOGICAL RISKS FOR WATER FRAMEWORK DIRECTIVE 2000/60 EC AIMS IN UKRAINE

Analysis of ecological risks under influence of polluters to the water bodies of Ukraine was made. The approved method of risks estimation is perspective not only for anthropogenic influencing determination, ecological monitoring, but also for decision-making in the water control, prognosis of changes of the state of water bodies at the existing level of anthropogenic press, and also at achieving the of ecological aims of the Water Framework Directive of Europe Community in Ukraine.

Keywords: method of estimation of ecological risk, Water Framework Directive of EC, rivers of Ukraine

УДК [574.583][282.243.7.05]

К.А. ЧЕМЕРСКАЯ, М. М. ДЖУРТУБАЕВ

Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова
Шампанский пер., 2а, Одесса, 65058, Украина

ВИДОВОЙ СОСТАВ И КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЗООПЛАНКТОНА ПРИДУНАЙСКОГО ОЗЕРА КАГУЛ

В вегетационный период 2013 г. изучали видовой состав и количество зоопланктона озера Кагул, сезонную динамику этих показателей. Обнаружены 23 вида: коловраток – 12, ветвистоусых – 5, веслоногих – 6, а также науплиальные и ювенальные личиночные стадии копепод. По отдельным участкам прибрежной пелагиали озера встречаются до 17 видов. Численность и биомасса зоопланктона в целом уменьшается от весны к осени с 91,83 тыс. экз./м³ и 1,916 г/м³ до 22,27 тыс. экз./м³ и 0,214 г/м³. Доминируют личинки копепод, коловратка *Asplanchna priodonta*, веслоногие раки – *Cyclops strenuus*, *Acantocyclops vernalis*. Уровень кормности озера для рыб-планктофагов определён как среднекормный.

Ключевые слова: озеро Кагул, видовой состав, количественная характеристика.

Придунайские озера, расположенные в Одесской области, образуют крупнейший озёрный район Украины. Площадь только пяти наибольших – Кагула, Ялпуга, Кугурлуя, Котлабуха и Китая составляет примерно 450°км², объём – около 800 млн. м³. Площадь озера Кагул – 90 км², объём – 180 млн. м³ [8]. Сооружение системы дамб в середине-второй половине прошлого века заметно изменило экологическую ситуацию в озёрах. Это привело к определенным изменениям их экосистем, в том числе биотической компоненты, частью которой является зоопланктон.

Придунайские озёра интенсивно используются в рыбохозяйственных целях. Изучение кормовой базы рыб, в том числе рыб-планктофагов – актуальная задача гидробиологии. Зоопланктон придунайских озёр во второй половине XX века неоднократно исследовался [5, 7 и др.]. В 2000-2001 гг. в озерах было обнаружено 147 видов и подвидов зоопланктона, в том числе в Кагуле – 72. Установлены значительные колебания его качественных и количественных характеристик в разные годы и сезоны [6].

Цель работы – изучить видовой состав и количественную характеристику зоопланктона прибрежной зоны озера Кагул в вегетационный период 2013 г., сезонную динамику этих показателей.

Материал и методы исследований



Рис. Расположение станций отбора проб зоопланктона на озере Кагул. Δ – станции

Пробы собирали на трех станциях: в низовье, в районе с. Орловка; в средней части озера, у насосной станции «Нагорное» и в верховье, севернее с. Нагорное. Пробы собирали планктонной сетью Апштейна (газ № 71) на удалении 50-60 м от берега, на глубине 0,7-0,9 м в первой половине дня. Всего было отобрано 18 проб, для чего через сеть профильтровывали, согласно методике работы в мелководных водоёмах или участках [7] по 50 л воды.

Фиксация и обработка проб проведены по рекомендованным методикам [2, 3]. Температура воды на глубине 0,5–0,8 м весной и осенью была 13°С, летом – 23 °С. Прозрачность воды по диску Секки составляла 0,3-0,4 м. Количество растворенного кислорода было практически постоянным: 9,0-9,5 мг O_2/дм^3. Минерализация, по данным Дунайского бассейнового управления водных ресурсов, составляла от 418,2 мг/дм³ в августе до 456,4 мг/дм³ в октябре.

Результаты исследований и их обсуждение

Обнаружено 23 вида зоопланктона: коловраток – 12, ветвистоусых – 5, веслоногих раков – 6 видов. В пробах постоянно встречались науплиальные и ювенальные личиночные стадии веслоногих. Количество видов по участкам озера было в пределах 16 (верховье) – 17 (остальная акватория) (табл.1).

Таблица 1

Видовой состав зоопланктона озера Кагул в период исследований

Таксоны	Низовье			Средняя часть			Верховье		
	весна	лето	осень	весна	лето	осень	весна	лето	осень
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Коловратки Rotatoria									
Asplanchna priodonta Gosse, 1850	+	-	+	+	-	+	+	-	+
A. brightwelli Gosse, 1850	-	-	+	+	-	-	+	-	-
A. herricki de Guerne, 1888	-	-	+	-	-	-	+	-	-
Euchlanis dilatata Gosse, 1838	+	-	-	+	-	-	-	-	-
Brachionus caliciflorus Pallas, 1776	-	+	-	+	+	-	-	+	-
B. diversicornis (Daday, 1883)	-	-	-	+	-	-	-	-	-
B. quadridentatus Hermann, 1783	-	-	+	-	-	-	+	-	-
Keratella testudo (Ehrenberg, 1832)	-	+	-	-	-	-		-	-
K. cochlearis (Gosse, 1851)	-	-	-	-	+	-	-	-	-
K. quadrata (O. F. Müller,1786)	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Rotaria rotatoria (Pallas, 1766)	+	-	-	+	-	-	-	-	-
Trichocerca pucilla (Lauterborn, 1898)	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Ветвистоусые Cladocera									
Chydorus sphaericus (O. F. Müller, 1785)	+	+	-	+	+	-	-	+	-
Diaphanosoma brachyurum (Levin, 1848)	+	-	-	+	-	-	+	-	-
Leptodora kindtii (Focke, 1844)	-	-	-	-	+	-	-	+	-
Daphnia cucullata Sars, 1862	-	+	-	-	+	-	-	+	-
Moina macropora Straus, 1820	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Веслоногие Copepoda									
Cyclops strenuus Fisher, 1851	+	-	-	-	-	+	+	-	+
Acanthocyclops vernalis (Fisher, 1853)	+	+	+	+	+	+	+	+	+
A. viridis Jurine, 1820	-	-	+	-	-	-	-	+	-
Thermocyclops oithonoides (G. O. Sars, 1863)	-	-	+	+	-	-	-	-	+
Megacyclops viridis (Jurine, 1820)	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Eurytemora velox (Lilljeborg, 1853)	-	-	-	+	-	-	+	-	-
Nauplii	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Juvenis	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Всего	10	7	9	14	9	5	11	8	6

Наибольшее количество видов зафиксировано весной: от 11 в низовье до 14 – в средней части водоёма. По всей акватории в это время встречались лишь три вида: коловратка *A. priodonta, D. brachyurum* из ветвистоусых и *A. vernalis* из веслоногих ракообразных. Летом повсеместно находили коловратку *B. caliciflorus,* ветвистоусых *Ch. sphaericus, D. cucullata,* а также циклопа *A. vernalis.* В целом, весной обнаружено 12 видов зоопланктона, летом – 5,

осенью – 8. Во все сезоны на всех участках найдены личинки веслоногих. Средняя по озеру численность и биомасса зоопланктона уменьшается от весеннего максимума к осени (табл. 2).

Таблица 2

Численность (N, тыс.экз./м³) и биомасса (B, г/м³) зоопланктона озера Кагул

Сезоны	Низовье		Средняя часть		Верховье		В среднем по озеру	
	N	B	N	B	N	B	N	B
Весна	52,60	0,939	41,18	0,568	181,72	4,242	91,83	1,916
Лето	115,68	1,063	3,78	0,039	55,86	0,499	58,43	0,533
Осень	11,90	0,032	35,70	0,351	19,20	0,258	22,27	0,214
В среднем	60,06	0,678	26,87	0,319	85,59	1,670	57,51	0,889

Весной пик численности и биомассы отмечен в верховье; летом – в низовье, осенью – в средней части озера. Указанные особенности динамики количественных показателей зоопланктона объясняются биологическими особенностями отдельных видов, влиянием температуры воды и минерализации, динамикой вод.

Весной в зоопланктоне озера доминируют веслоногие ракообразные, на долю которых приходится 41,2% общей численности и 61,9% общей биомассы планктона; доминирующий вид – *A. vernalis:* до 51,4 тыс. экз./м³ и 1,03 г/м³ в верховье. Коловратки образуют 34,3% общей численности, а количество доминирующей *A. priodonta* превышает 50 тыс. экз./м³ и 1,0 г/м³. На остальные группы приходится 24,5% общей численности.

Летом и осенью на первое место по численности и по биомассе вышли ювенальные стадии веслоногих раков, что несложно объяснить их циклами размножения – более 66% в оба сезона. Взрослые веслоногие образовывали соответственно, 14,3% и 24,9% общей численности. Летом доминировал *Th. oithonoides* – до 16,8 тыс. экз./м³ в верховье, осенью – *A. vernalis*, до 12,9 тыс. экз./м³ в среднем части. Из коловраток в весенне–летний период доминирует *A. priodonta.* Мы определили количественный уровень кормности озера для рыб планктофагов по рыбохозяйственной шкале [1] как среднекормный.

Выводы

В зоопланктоне озера Кагул обнаружены 23 вида коловраток, ветвистоусых и веслоногих ракообразных, а также личиночные стадии веслоногих. Отмечены заметные сезонные колебания количества видов. Численность и биомасса зоопланктона в целом по озеру уменьшается от весны к осени; среднегодовые показатели составляют 57,51 тыс. экз./м³ и 0,889 г/м³. Количественный уровень кормности озера для рыб-планктофагов определен как среднекормный.

1. *Водохранилища* мира / Г. В. Воропаев – М.: Наука, 1979. – 287 с.
2. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / В. Д. Романенко. – Київ: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
3. *Методические* рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях / Зоопланктон и его продукция.– Л.: ЗИН, 1984. – 35 с.
4. *Набережный А. И.* Зоопланктон. Озеро Кагул // М. Ф. Ярошенко. – Кишинев: Штиинца, 1979. – С. 59 – 75.
5. *Парчук Г.В.* Зоопланктон / Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов / В. Д. Романенко – К.: Наукова думка, 1993. – С. 149–152.
6. *Полищук Л. Н.* Тенденции современного развития зоопланктона придунайских озер украинской части дельты Дуная / Вісн. Одеськ. нац. ун–ту. // Л. Н. Полищук – 2002. – Т. 7, вип. 2. Екологія. – С. 88–99.
7. *Ривьер И. К.* Зоопланктон и нейстон. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоёмов / под ред. Ф. Д. Мордухай – Болтовского – М.: Наука, 1975. – С. 138–157.
8. *Швебс Г. І.*, Каталог річок і водойм України / Г. І. Швебс, М. І. Ігошин. – Одеса: Астропринт, 2003. – 389 с.

Х. О. Чемерська, М. М. Джуртубаєв
Одеський національний університет імені І. І. Мечникова, Україна

ВИДОВИЙ СКЛАД І КІЛЬКІСНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЗООПЛАНКТОНУ ПРИДУНАЙСЬКОГО ОЗЕРА КАГУЛ

У вегетаційний період 2013 р., вивчали видовий склад і кількісну характеристику зоопланктону озера Кагул, сезонну динаміку цих показників. Виявлено 23 види: коловерток – 12, гіллястовусих – 5, веслоногих – 6, а також наупліальні та ювенальні личинкові стадії копепод. По окремих ділянках прибережної пелагіалі озера зустрічаються до 16-17 видів. Чисельність і біомаса зоопланктону в цілому зменшується від весни до осені, з 91,83 тис. екз./м³ і 1,916 г/м³ до 22,27 тис. екз./м³ і 0,214 г/м³. У кількісному плані домінують личинки копепод, коловертки *Asplanchna priodonta*, веслоногі раки – *Cyclops strenuus*, *Acantocyclops vernalis*. Рівень кормності озера для риб-планктофагів визначений як средньокормний.

Ключові слова: озеро Кагул, видовий склад, кількісна характеристика.

C. A. Chemerska, M.M. Djurtubaev
I.I. Mechnykov Odessa National University, Ukraine

SPECIES COMPOSITION AND QUANTITATIVE CHARACTERISTICS OF ZOOPLANKTON DANUBE LAKE CAHUL

In the vegetation period in 2013, studied the species composition and quantitative characteristics of the zooplankton of lake Cahul, seasonal dynamics of these indicators. Found 23 species: Rotifers – 12, Cladocera – 5 , Copepoda – 6, and nauplial and juvenalia larval stages of copepods. The coastal pelagic zone of the lake meet on 16-17 species. The abundance and biomass of zooplankton in General, decreases from spring to autumn, with 91,83 thousand copies/m³ and 1,916 g/m³ to 22,27 thousand copies/m³ and 0,214 g/m³. In quantitative terms will dominimum larvae copepods, rotifer – *Asplanchna priodonta*, copepods – *Cyclops strenuus*, *Acantocyclops vernalis*. Level of food capacity lake for planktophagous fish determined as average feed.

Keywords: lake Cahul, species composition, quantitative characteristics

УДК 581.526.3(556.542:282.243.705)

М.С. ЧЕРТКОВА

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОТОКІВ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ ЗА СУДИННИМИ МАКРОФІТАМИ

В статті розглядаються видовий склад та екологічна структура макрофітів водотоків Кілійської дельти Дунаю з різним обсягом водного стоку.

Ключові слова: макрофіти, водотоки Кілійської дельти Дунаю

Утворення Кілійської дельти відбулося приблизно в 1740 році, в процесі розвитку вона пройшла декілька стадій і зараз займає площу 1200 км^2 [2]. Незважаючи на те, що площа дельти частково представлена антропогенно-зміненими ландшафтами, плавневі комплекси та водне середовище (узмор'я, морські заливи, внутрішньо дельтові водойми та водотоки) є одними з найбільш природніх комплексів Європи і мають значну екологічну цінність [9], тому тут на площі 50252,9 га розташований Дунайський біосферний заповідник. Флора водойм вивчена достатньо добре [3, 4, 7], флора водотоків залишається практично маловивченою, незважаючи на їх значну роль в екосистемах.

Метою роботи стало порівняння видового складу та екологічної структури судинних макрофітів у водотоках з різними стоком та швидкістю течії.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводились під час експедицій в літній та осінній періоди 2013-2014 рр. під час найбільш інтенсивного розвитку макрофітів на 9 водотоках північної та центральної частини Кілійської дельти Дунаю, з різними об'ємом стоку та швидкістю течії (табл.).

Таблиця

Гідрологічні характеристики досліджених водотоків

Рукав	Швидкість течії, м/с	Частка водного стоку від стоку Дунаю,%	Рукав	Швидкість течії, м/с	Частка водного стоку від стоку Дунаю,%
Старо-стамбульський	0,4** (0,30-0,57)*	37,7	Восточний	0,3** (0,16–0,42)*	2,0
Бистрий	0,59** (0,49–0,97)*	18,5	Гнеушів	0,23** (0,09–0,31)*	1,2
Очаківський	0,4** (0,22–0,54)*	12,7	Анкудинів	0,32** (0,21–0,44)*	1,1
Прорва	0,29** (0,14–0,46)*	4,8	Білгородський	–	0,1

Примітки: * - середня швидкість течії, ** - коливання швидкості течії, – дані відсутні

Макрофіти вивчали за традиційними методиками [5, 6], з використанням рекомендацій Боброва О.О. та Чемерис Є.В. [1]. Математичний аналіз проводився за допомогою програми обрахунку біологічних даних *BiodiversityPro*.

Результати досліджень та їх обговорення

Всі досліджені гирла мають різні гідрофізичні параметри [2], та схожий видовий склад рослин. Нами було зареєстровано 38 видів судинних водяних рослин.

Груповий кластерний аналіз, який дає змогу виявити наявність серед досліджених водних об'єктів груп та відособлених водотоків, показав, що рукави Очаківський, Старостамбульський, Білгородський, Анкудинів, Гнєушев та Бистрий за видовим складом макрофітів належать до одного кластеру, а інші три рукави (Восточний, Прорва та Отножний) відрізняються як від цієї групи, так і один від одного (рис 1.). Останні рукави раніше були водотоками з високим рівнем стоку, який сьогодні можна охарактеризувати як середній, що пояснюється наслідками непрямого антропогенного впливу (використання рук. Бистрий як судоходного каналу призвело до «перехоплення» більшої частину стоку рукавів Старостамбульський та Восточний; а створення штучного Усть-Дунайського каналу і припинення днопоглиблюючих робіт в рук. Прорва призвело до скорочення стоку останнього).

В рук. Прорва нами було знайдено 18 видів макрофітів, серед яких є представники всіх екологічних груп. Варто відмітити, що в цьому водотоці був знайдений *Acorus calamus* L. – археофіт південного та південно-східно-азіатського походження, який має важливе господарське значення. В цьому рукаві переважно зустрічаються різні представники родів *Typha, Potamogeton* та вільноплаваючі види рослин (*Lemna minor* L., *Salvinia natans* (L.) All, *Spirodella polyrrhiza* (L.) Schleid).

Біля виходу рукава Восточний до моря утворені значні мілководні акваторії, які заростають макрофітами. Майже 25% проективного покриття на цих територіях займає червонокнижний вид *Nymphoides peltata* (S.G. Gmell) O. Kuntze та близько 10% – червонокнижний *Trapa natans* L. s. str. Також тут присутній *Cyperus difformis* L., який не зустрічався в інших досліджених рукавах дельти. Прибережні акваторії на правому березі біля виходу в море шириною близько 10 метрів зайняті заростями різних видів макрофітів, що

формують мозаїчну структуру. Наразі під час експедиції 2014 року був відмічений початок утворення нової затоки, на ділянці між рукавами Восточний та Циганка, в якому вже з'явилися макрофіти –*Potamogeton nodosus*, який утворює зарості з невеликими вкрапленнями гібридного виду Potamogeton sp.

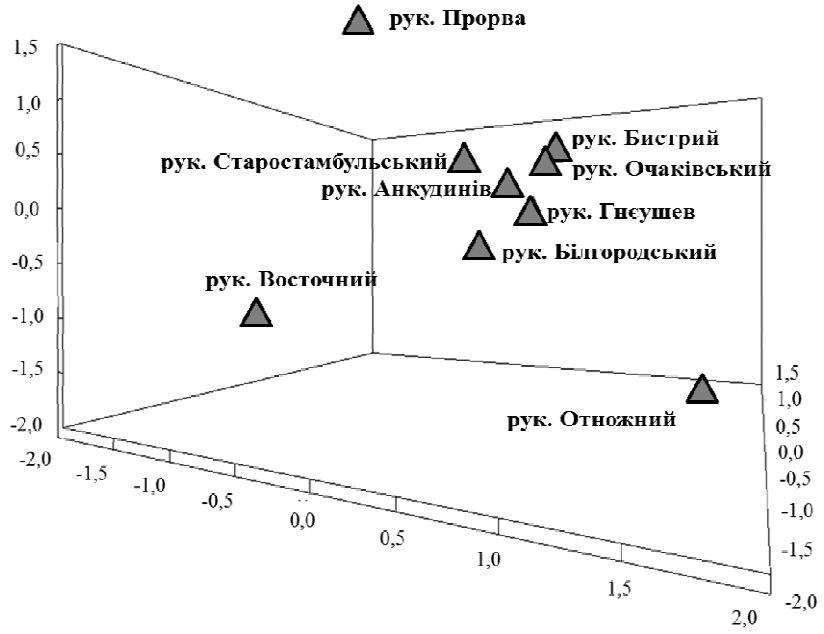


Рис 1. Груповий кластерний аналіз видового складу макрофітів водотоків

В 1960-х роках став відмирати раніше водоносний рукав Середній, який розділявся на рукави Отножний та Піщаний. Нині рук. Отножний майже на 100% вкритий заростями макрофітів. Глибина водотоку влітку не перевищує 1 м, а восени рівень води падає ще більше. Тут окремими плямами зростає *Stratoides aloides* L., який не зустрічався в інших водотоках дельти. У водній товщі домінує *Ceratophyllum demersum* L., лише на поверхні рукава його замінює *Hydrocharis morsus-ranae* L. та *Lemna minor* в сукупності з іншими вільноплаваючими видами. Також була відмічена найменша квіткова рослина *Wolffia arrhiza* (L.) Horkel ex Wimm, яка спорадично зустрічається в степовій зоні і входить до складу Червоного списку водних макрофітів України [8].

Ієрархічний кластерний аналіз (рис 2.), проведений з рукавами що потрапили до однієї групи (згідно рис. 1), виявив, що всі ці водотоки мають рівень схожості більший за 50%, що свідчить про високий ступінь їх спорідненості за складом макрофітів. Найбільш близькими за видовим складом є два кластери – перший складають рукави Старостамбульський, Очаківський і Бистрий, а другий – рукави Білгородський, Анкудинів, Гнєушів.

Перший кластер об'єднує широкі рукави, які мають найбільший стік та швидкість течії (см. табл. 1). Кількість видів у цих водотоках різна: 10 – у Бистрому, 12 – у Старостамбульському та 17 – в Очаківському. В рук. Бистрий відсутні вільноплаваючі види, макрофіти представлені в основному заростями гелофітів по краям водотоку, де є незначні глибини (до 3 м). В рук. Старостамбульський умови для розвитку рослин створюються в місцях, де від нього відходять інші водотоки, знижується швидкість течії. Найбільш представленими в цьому гирлі є *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud. та *Typha latifolia* L. серед гелофітів, *Potamogeton pectinatus* L. та *Ceratophyllum demersum* серед справжніх водяних рослин.

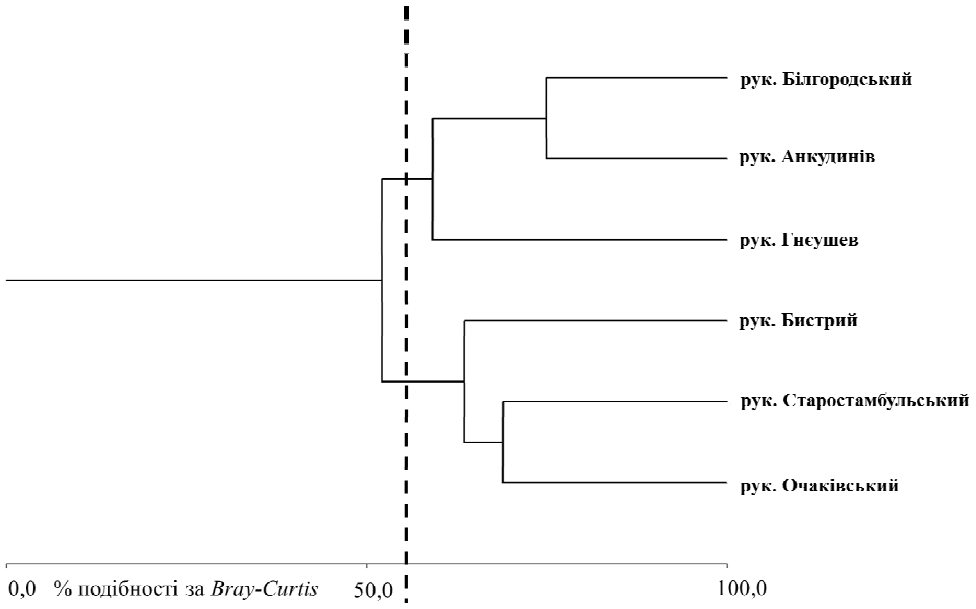


Рис 2. Кластерний аналіз за Брау–Куртісом на основі видового складу макрофітів

На 14 кілометрі посеред фарватеру в Очаківському рукаві, який останні декілька десятків років знаходиться в стадії затухання, утворилась зона мілководь, яка одразу ж почала заростати макрофітами. Так у 2013 р. тут були помічені зарості *Potamogeton nodosus*, з незначними вкрапленнями плаваючих на поверхні води *Salvinia natans* та *Lemna minor*, а вже в наступному році домінантом став *Trapa natans*.

Другий кластер утворюють рукави Анкудинів, Білгородський та Гнєушів. Перші два водотоки протягом тривалого часу мають стабільно низький рівень стоку та швидкість течії (див. табл. 1). Вони також знаходяться під найбільшим антропогенним впливом, оскільки їх береги частково зайняті міськими забудовами. Тут періодично проводяться днопоглиблювані роботи та розчищення штучних заводей для причалів маломірних суден. На прибережних мілководдях заводей переважно розвиваються занурені *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus*; а у Білгородському рукаві до того ж відзначена *Vallisneria spiralis* L. Поза житлово-господарськими спорудами присутні лише гелофіти.

Рукав Гнєушев має стабільно низький водний стік, однак він є доволі широким та глибоким, тому зарості формуються переважно вздовж берегової лінії. Значну участь в заростанні приймають домінуючий *Phragmites australis* та інші гелофіти (*Glyceria maxima* (C. Hartm) Holmb, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* L.), часто зустрічається *Trapa natans*. Групи вільноплаваючих та занурених рослин представлені в незначних кількостях.

Висновки

Отже, проведені дослідження показали що видовий склад та екологічна структура макрофітів залежить від обсягу стоку, крім того на структуру макрофітів суттєво впливає наявність мілководь.

1. *Бобров А. А.* Изучение растительного покрова ручьев и рек: методика, приёмы и сложности / А. А. Бобров, Е. В. Чемерис // Гидроботаника: матер. VI Всерос. школы-конференции по водным макрофитам (11-16 окт. 2005 г.). – Рыбинск, 2006. – С. 181–203.
2. *Гидрология дельты Дуная:* [под ред. В. Н. Михайлова]. – М.: ГЕОС, 2007. – 448 с.
3. *Дубина Д. В.* Дунайський біосферний заповідник. Рослинний світ / Д. В. Дубина, Ю. Р. Шеляг-Сосонко, О. І. Жмуд [та ін.]. – К.: Фітосоціоцентр, 2003. – 450 с.
4. *Зеров К. К.* Водная растительность Килийской дельты Дуная / К. К. Зеров // Тр. Ин-та гидробиологии АН УССР. – 1961. – № 36. – С. 37–48.
5. *Катанская В. М.* Методика исследования высшей водной растительности / В. М. Катанская // Жизнь пресных вод. – М., Л.: Изд-во АН СССР, 1956. – Т. 4, ч. 1 – С 160–182.

6. *Катанская В. М.* Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения / В. М. Катанская. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
7. Клоков В. М. Высшая водная растительность / В. М. Клоков, Т. Н. Дьяченко // Гидроэкология украинского участка и сопредельных водоемов. – К.: Наукова думка, 1993. – С. 41–77.
8. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды / Д. В. Дубына, С. Гейни, З. Глоудова [и др.]. – К.: Наукова думка, 1993. – С. 63–71.
9. *Vadineanu A.* Biodiversity changes along the Lower Danube River System / A. Vadineanu , S. Cristofor, A. Sarbu [et al.] // Int. J. Ecology & Environmental Sciences. – 1998. – № 24. – P. 315–332.

Черткова М.С.
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОТОКОВ КИЛИЙСКОЙ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ ПО СОСУДИСТЫМ МАКРОФИТАМ

В статье рассматриваются видовой состав и экологическая структура сосудистых макрофитов водотоков Килийской дельты Дуная с различными объемами водного стока.

Ключевые слова: макрофиты, водотоки Килийской дельты Дуная

M.S. Chertkova
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE COMPARATIVE CHARACTERISTIC OF KILIA'S DELTA STREAMS BY VASCULAR MACROPHYTES

The article is devoted to vascular macrophytes species composition and ecological structure of Kilia's delta streams with different water runoff.

Keywords: macrophytes, Kilia's deltastreams of Danube

УДК 574.5+597.2/.5

З.В. ШАПОВАЛЕНКО, О.М. МАРЕНКОВ, Т.В. АНАНЬЄВА

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара
пр. Гагаріна,72, Дніпропетровськ, 49000, Україна

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВИДОВОГО СКЛАДУ ІХТІОФАУНИ ПРИБЕРЕЖНИХ БІОТОПІВ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

У статті представлені матеріали п'ятирічних комплексних польових досліджень молоді риб літоральних ділянок Запорізького водосховища. Видовий склад іхтіофауни мілководь водосховища налічує 35 видів, які відносяться до 11 родин. Відзначається домінування короткоциклових малоцінних видів риб. Представлена екологічна оцінка різноманіття молоді риб, яка проведена з використанням індексів Серенсена, Шеннона і Ферстера. Види-домінанти рибних угрупувань виділені зі застосуванням індексу ценотичної значимості (ІЦЗ) Мордухай-Болтовського, графічне зображення якого наочно показує не тільки чисельність кожного виду, але і його внесок у біомасу літоральних біотопів водосховища. Ситуація з різноманітністю риб свідчить про дестабілізацію та порушення в структурі рибних угрупувань прибережних біотопів Запорізького водосховища, що викликано впливом факторів антропогенного природи і зарегулюванням водойми.

Ключові слова: Запорізьке водосховище, мальки риб, видове різноманіття, літораль

Вивчення видового складу і розподілу молоді риб на мілководдях літоральних ділянок Запорізького водосховища є частиною комплексних досліджень біології та екології риб в умовах антропогенного впливу, а також має важливе значення розробок теоретичних та

практичних засад збереження біорізноманіття водних екосистем. Інформація про мальків дозволяє оцінити ефективність розмноження риб, створювати теоретичні засади для прогнозу майбутніх промислових уловів на основі яких можна розробляти біологічні обґрунтування заходів з охорони та відтворення рибних ресурсів.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом досліджень була молодь риб Запорізького водосховища. Матеріалом для роботи послужили цьоголітки та дволітки риб, виловлені на літоральних ділянках Запорізького водосховища протягом вегетаційних періодів 2009-2013 рр. Риб відловлювали десятиметровим мальковим неводом з капронової делі, з кроком вічка 4 мм. Біологічний аналіз риб здійснювали згідно загальноприйнятих іхтіологічних методик [1, 2]. Для опису структури прибережних угруповань риб використовували такі показники: індекс видової подібності Серенсена (S) [4], індекс біологічного різноманіття (ентропія), який базується на функції Шеннона (H) [5]. Види-домінанти прибережних іхтіоценозів виділені за допомогою індексу ценотичної значимості (ІЦЗ) Мордухай-Болтовського [3].

Результати досліджень та їх обговорення

Протягом усього періоду досліджень (2009-2013 рр.) Видовий склад молоді риб літоральних ділянок Запорізького водосховища налічував 35 видів риб (таблиця), що належать до 11 родин, у тому числі: Cyprinidae – 16, Gobiidae – 7, Percidae – 3, Gasterosteidae – 2, Syngnathidae – 1, Cobitidae – 1, Esocidae – 1, Clupeidae – 1, Atherinidae – 1, Centrarchida – 1, Siluridae – 1.

При аналізі уловів визначено, що в прибережних біотопах Запорізького водосховища спостерігається домінування малоцінних непромислових видів риб: гірчака, верховодки, бичків та ін. Найбільший відсоток – 42,95% припадає на короткоцикловий вид – гірчак звичайний.

Таблиця

Видовий склад мальків прибережних ділянок Запорізького водосховища

№	Види риб	Походження	Чисельність				
			2009	2010	2011	2012	2013
Clupeidae							
1.	*Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840)	Adi	+	+	*	+	+
Cyprinidae							
2.	*Abramis brama* (Linnaeus, 1758)	Ab	++	++	++	++	++
3.	*Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758)	Ab	+++	++	++++	++++	+++
4.	*Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782)	Ab	-	-	-	-	*
5.	*Aspius aspius* Linnaeus, 1758	Ab	+	+	+	+	+
6.	*Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758)	Ab	++	+	+	+	+
7.	*Carassius auratus gibelio* (Bloch, 1782)	Ada	++++	++	+++	+++	++
8.	*Carassius carassius* (Linnaeus, 1758)	Ab	*	–	–	–	*
9.	*Cyprinus carpio carpio* (Linnaeus, 1758)	Ab	+	+	+	+	+
10.	*Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843)	Ab	++	+	+++	+++	++
11.	*Petroleuciscus borysthenicus* (Kessler, 1859)	Ab	+	–	–	–	–
12.	*Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846)	Adi	++++	++	++	++	+
13.	*Rhodeus sericeus* (Pallas, 1776)	Ab	++++	++++	++++	+++	++++
14.	*Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758)	Ab	++++	++++	++++	++++	++++
15.	*Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758)	Ab	++++	+	++	+	++
16.	*Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758)	Ab	++	++	+	+	++
17.	*Tinca tinca* (Linnaeus, 1758)	Ab	+	–	–	+	*
Cobitidae							
18.	*Cobitis taenia* (Linnaeus, 1758)	Ab	++	+++	++	++	++
Siluridae							
19.	*Silurus glanis* (Linnaeus, 1758)	Ab	*	–	–	–	–
Esocidae							
20.	*Esox lucius* (Linnaeus, 1758)	Ab	+	–	*	*	+
Atherinidae							
21.	*Atherina boyeri* (Risso, 1810)	Adi	+++	+++	+++	++	+

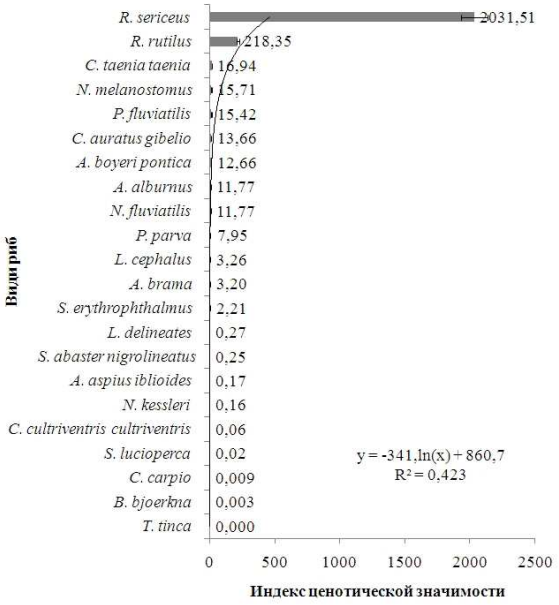
Продовження таблиці							
Gasterosteidae							
22.	*Gasterosteus aculeatus* (Linnaeus, 1758)	Adi	+	+	+	+	+
23.	*Pungitius platygaster* (Kessler, 1859)	Ab	+	*	*	*	-
Syngnathidae							
24.	*Syngnathus abaster* (Risso, 1827)	Adi	++	+	+	++	+
Centrarchida							
25.	*Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)	Adi	*	*	*	+	+
Percidae							
26.	*Gymnocephalus cernua* (Linnaeus, 1758)	Ab	-	-	-	-	*
27.	*Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758)	Ab	+	++	++	++	++++
28.	*Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758)	Ab	+	+	+	+	+
Gobiidae							
29.	*Babka gymnotrachelus* (Kessler, 1857)	Ab	*	–	*	*	-
30.	*Benthophiloides brauneri* (Beling et Iljin, 1927)	Adi	–	–	*	*	-
31.	*Mesogobius batrachocephalus* (Pallas, 1814)	Adi	+	+	*	*	-
32.	*Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)	Adi	++	++	++	++++	+++
33.	*Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814)	Ab	+++	++	++++	++++	+++
34.	*Ponticola kessleri* (Gunter, 1861)	Adi	+	+	+	+	*
35.	*Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814)	Ab	++	++	*	*	-
Індекс Шеннона (*H*)			1,43	0,99	2,13	2,29	1,75
Показник складності системи (*Hm*)			5,00	4,75	4,91	4,86	4,95
Індекс відносної організації Ферстера (*R*)			0,71	0,79	0,53	0,56	0,65

Примітки: ++++ – більше ніж 51 екз./100 м^2, +++ – від 26 до 50 екз./100 м^2; ++ – від 6 до 25 екз./100 м^2, + – менше 5 екз./100 м^2, * – поодинокий випадок вилову, - – вид в уловах не реєструвався. Ab – аборигенний вид, Ada – адвентивний вид (акліматизувався або був на стадії акліматизації), Adi – адвентивний вид, аутакліматизований.

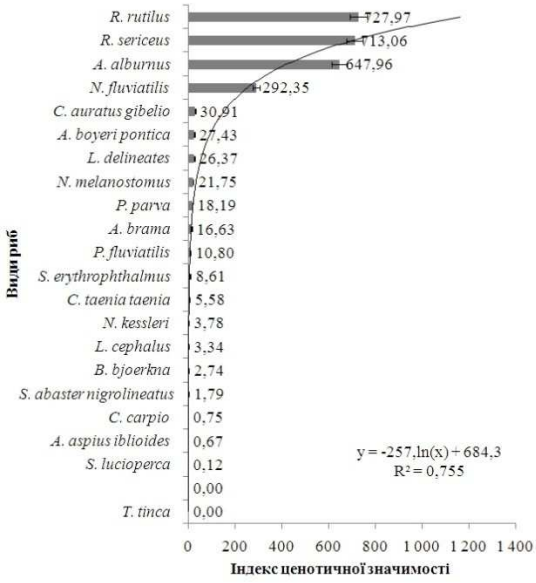
Подібні показники пояснюються багатою кормовою базою мілководь та не достатнім пресом хижаків. На другому місці за чисельністю знаходиться плітка, її відсоток в уловах збільшився з 22,95% (показник 2012 року) до 28,53%. Молодь цінних промислових видів риб знаходилась в межах 5% від загальної кількості уловів малькової волокуші. Відмічено, що видовий склад риб прибережних ділянок Запорізького водосховища неоднорідний, та різниться на окремих ділянках. Встановлено, що видовий склад молоді риб мілководь Самарської затоки бідніший ніж в Запорізькому водосховищі, і нараховував 23 види.

В прибережних ділянках Запорізького водосховища ріст індексу видового різноманіття пов'язаний як зі збільшенням кількості видів у складі угрупувань риб, так зі зменшенням показника відносної організації (індекса Ферстера), що свідчить про зниження ступеня домінування окремих видів у різні роки досліджень. В результаті цього відносні вклади різних видів риб у загальне біорізноманіття вирівнювалися. Значення індексу видової подібності прибережних угрупувань (індекс Серенсена) варіювало з року в рік переважно за рахунок випадання або появи того чи іншого виду риб в уловах. Найбільше значення індексу відмічено при порівнянні уловів 2011 та 2012 років. Види-домінанти прибережних іхітоценозов Запорізького водосховища були виділені за допомогою індексу ценотичної значимості (ІЦЗ) Мордухай-Болтовського, який враховує чисельність кожного виду та його внесок у біомасу [3]. Для розрахунків ІЦЗ використовувалися види риб, що часто зустрічалися в уловах. Графічне зображення значень ІЦЗ, отримане шляхом ранжування видового списку іхтіофауни відповідно до зменшення величини індексу, наочно показує структуру рибного населення (рисунок).

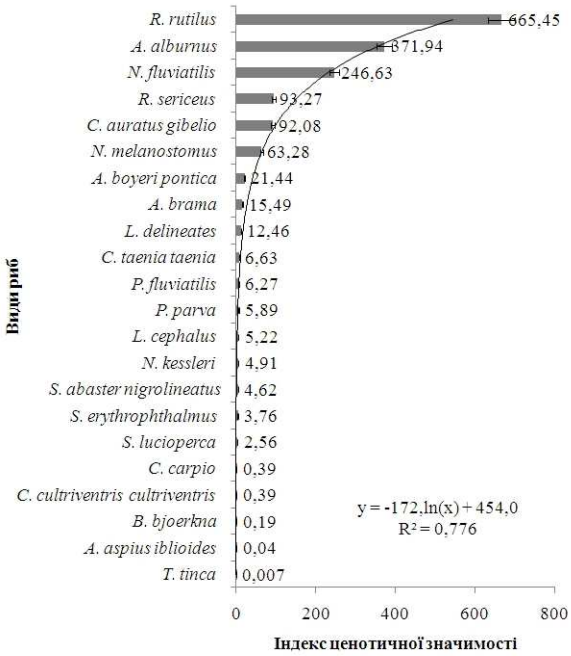
За результатами досліджень 2009-2010 рр., В Запорізькому водосховищі домінуючим видом був *R. sericeus*, його чисельність на мілководдях становила від 1000 до 1500 екз./100 м^2, а біомаса від 600 до 1000 г/100 м^2. Наявність одного виду-домінанту, свідчить про несприятливий і розбалансований екологічний стан мілководних ділянок водосховища.



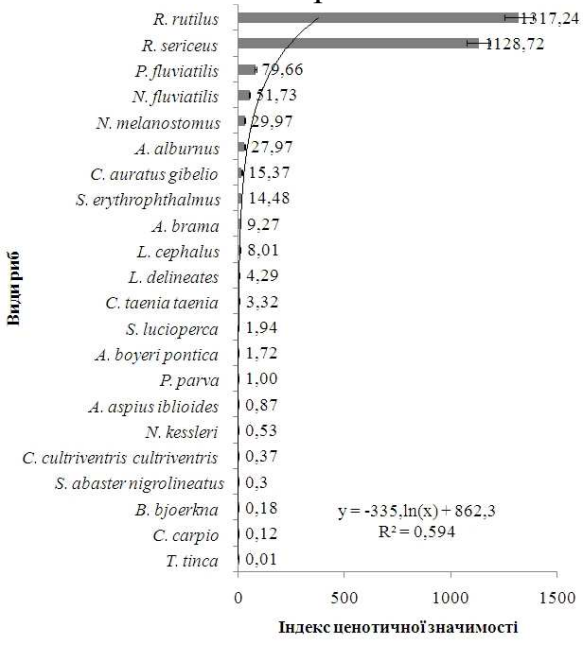
2010 рік



2011 рік



2012 рік



2013 рік

Рис. Показники ІЦЗ молоді риб прибережних ділянок Запорізького водосховища

У 2011 році ситуація дещо змінилася – в Запорізькому водосховищі виділялася група домінуючих видів зі значенням ІЦЗ від 290 до 730: *R. rutilus, R. sericeus, A. alburnus, N. fluviatilis* (рис. 1.). Серед цих видів *R. rutilus* виступає промисловим видом і займає одне з лідируючих місць в іхтіоценозах прибережних біотопів Запорізького водосховища. Після видів-домінантів спостерігається поступове вирівняне зниження індексу ценотичної значимості для груп показники ІЦЗ яких знаходилися в межах від 5 до 30, це: *C. auratus gibelio, A. boyeri, L. delineatus, N. melanostomus, P. parva, A. brama, P. fluviatilis, S. erythrophthalmus* і *C. taenia.*

У 2012 році для Запорізького водосховища група домінуючих видів була представлена наступними рибами: *R. rutilus, A. alburnus, N. fluviatilis*. Відзначено, що зменшилася кількість *R. sericeus*, його улови знизилися з 25% до 8,9%. Подібні показники можна пояснити збільшенням на мілководдях Запорізького водосховища чисельності *C. auratus gibelio* –

відсоток якого в уловах виріс з 2,24% (2011 р.) до 5,96% (2012 р.). Обидва види мають схожий спектр харчування і виступають конкурентами за кормові об'єкти – теоретично можливо, що саме це могло вплинути на перерозподіл їх чисельності та біомаси. Значення ІЦЗ таких цінних промислових видів риб, як *A. aspius, S. cephalus, C. carpio carpio, S. lucioperca* знаходилися в діапазоні від 0,04 до 5,22 – це свідчить про незадовільне відтворення даних видів риб і порушення в структурі іхтіоценозів, швидше за все, викликані антропогенними факторами. В 2013 році домінуючими видами були *R. rutilus* та *R. sericeus.* Сплеск чисельності *R. sericeus* також можна пов'язати з одночасним зниженням чисельності цьоголіток *C. auratus gibelio*.

Висновки

В іхтіоценозі прибережних ділянок Запорізького водосховища спостерігається домінування малоцінних короткоциклових видів риб, які виступають харчовими конкурентами молоді цінних промислових видів риб. Загальна ситуація з біорізноманіття іхтіофауни Запорізького водосховища свідчить про порушення в структурі іхтіоценозів, викликані антропогенними факторами.

1. *Коблицкая А. Ф.* Определитель молоди пресноводных рыб / А. Ф. Коблицкая. – М.: Лег. и пищ. пром-сть, 1981. – 208 с.
2. *Методика збору* і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України / С. П. Озінковська, В. М. Єрко, Г. Д. Коханова [та ін.] – К.: ІРГ УААН, 1998. – 47 с.
3. *Мордухай-Болтовской Ф. Д.* Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / Ф. Д. Мордухай-Болтовской. – М.: Наука, 1975. – 241 с.
4. *Мэгарран Э.* Экологическое разнообразие и его измерение: Пер. с англ. / Э. Мэгарран. – М.: Мир, 1992. – 181 с.
5. *Pielou E. C.* Mathematical Ecology / E. C. Pielou.–New York, 1977. – 385 p.

З.В. Шаповаленко, О.Н. Маренков, Т. В. Ананьева
Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара, Украина

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВИДОВОГО СОСТАВА ИХТИОФАУНЫ ПРИБРЕЖНЫХ БИОТОПОВ ЗАПОРОЖСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В статье представлены материалы пятилетних комплексных полевых исследований молоди рыб литоральных участков Запорожского водохранилища. Видовой состав ихтиофауны мелководий водохранилища насчитывает 35 видов, которые относятся к 11 семействам. Отмечается доминирование краткоцикловых малоценных видов рыб. Представлена экологическая оценка разнообразия молоди рыб, которая проведена с использованием индексов Серенсена, Шеннона и Ферстера. Виды-доминанты рыбных сообществ выделены с применением индекса ценотической значимости (ИЦЗ) Мордухай-Болтовского, графическое изображение которого наглядно показывает не только численность каждого вида, но и его вклад в биомассу литоральных биотопов водохранилища. Ситуация с разнообразием рыб указывает на дестабилизацию и нарушения в структуре рыбных сообществ прибрежных биотопов Запорожского водохранилища, что вызвано воздействием факторов антропогенной природы и зарегулированием водоема.

Ключевые слова: Запорожское водохранилище, мальки рыб, видовое разнообразие, литораль

Z.V. Shapovalenko, O.N. Marenkov, T.V. Ananeva
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine

ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF SPECIES COMPOSITION OF THE FISH FAUNA OF LITTORAL BIOTOPES OF THE ZAPOROZHIAN RESERVOIR

The article presents the five-year integrated field studies of fry fish in the littoral areas of the Zaporozhian Reservoir. The species composition of the fish fauna of shallow waters of the reservoir has 35 species that belong to 11 families. Is noted dominance low value fish species. Represented environmental assessment diversity of fry fish that carried out using Sorensen index, Shannon and

Foerster. Species of the dominant fish communities isolated using by index cenotical importance (ICI) of Mordukhai-Boltovskoi, graphic image which clearly shows not only the number of each species, but its contribution to the biomass of intertidal habitats reservoir. The situation with a variety of fish indicates destabilization and disturbances in the structure of fish communities of littoral biotopes of the Zaporozhian Reservoir, which is caused by anthropogenic factors and the regulation of the water body.

Keywords: the Zaporozhian Reservoir, fish fry, species diversity, littoral

УДК 574.64+597.551.2:591.[1/5]

Т.С. ШАРАМОК, Н.Б. ЄСІПОВА

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара
пр. Гагаріна,72, Дніпропетровськ, 49000, Україна

ВПЛИВ АНТРОПОГЕННИХ ФАКТОРІВ НА ГЕМАТОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ РИБ

Досліджено дію іонів міді на морфологічні показники крові карася сріблястого. Підвищення вмісту міді у воді призводить до патологічних змін в еритроцитах (пойкілоцитозу, фестончатості, зсуву ядра) та змін у лейкоцитарній формулі. При дослідженні впливу дефіциту розчиненого у воді кисню на еритроцити периферійної крові різних за біологією видів риб (щука, лящ, карась сріблястий) були виявлені однотипові патологічні ознаки в структурі еритроцитів, а саме − вірогідне збільшення кількості клітин з явищами каріолізису, хроматолізісу, а в ляща − пойкілоцитозу. У карася, на відміну від інших риб, зустрічаються еритроцити в стані амітозу як у контролі, так і в досліді, але у дослідних риб їх кількість збільшується в десятки разів. Тобто, морфо-структуру клітин червоної крові риб можна використовувати в якості чутливого індикатору при визначенні оптимальних меж кисневого режиму для різних видів риб та як еталон еколого-фізіологічного стану риб в період антропогенного впливу на водойми.

Ключові слова: мідь, гіпоксичні умови, кров, лящ, щука, карась сріблястий

В умовах сьогодення хімічний склад води поверхневих водних об’єктів зазнає якісних та кількісних змін, що відбувається за дії різноманітних чинників, насамперед антропогенних. Це супроводжується помітною мінливістю кисневого режиму, аж до його критичного падіння внаслідок забруднення органічними речовинами та біогенними елементами, підвищення сполук важких металів тощо [4].

У сучасних умовах річка Дніпро та її водосховища зазнають інтенсивного антропогенного впливу. Інтерес до вмісту важких металів у рибах басейну Дніпра різко зріс і пов’язаний зі збільшенням антропогенного навантаження на водні екосистеми цього регіону.

Мідь займає друге місце за рівнем небезпечності для гідробіонтів серед важких металів [6]. Концентрація цього металу за останні 15 років зросла по всій акваторії Запорізького водосховища. У середньому вона зараз становить 10 рибогосподарських ГДК [5].

Актуальність питання про використання гематологічних показників риб, які тонко відображають реакцію організму на антропогенний вплив, була відзначена багатьма авторами [1, 7], але рівень знань про особливості морфології клітин крові риб та можливість їх використання для екологічного моніторингу все ще не достатні.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили у два етапи на кафедрі загальної біології та водних біоресурсів ДНУ ім. О. Гончара. На І етапі визначали вплив гіпоксичних умов на показники периферійної крові щуки (*Esox lucius),* ляща *(Abramis brama L.),* карася сріблястого *(Carassius auratus gibelio).* При

цьому, до умаси брались клітини червоної крові − еритроцити, які саме й відповідають за фіксацію та переніс кисню до тканин. Усі риби були одновікової групи − 1^+.

На ІІ етапі досліджували вплив іонів міді на гематологічні показники дворічок карася сріблястого. Експерименти проводилися в 50-літрових акваріумах. Контрольних риб утримували в чистій відстояній воді. При дослідженні гіпоксичних умов у дослідному акваріумі створювали концентрацію розчиненого у воді кисню − 3 мг/дм^3, тобто в межах допустимих, але нижче оптимальних рибогосподарських значень (ОСТ 15.372-87). Саме така концентрація кисню часто фіксується в літній період у мілководних затоках Запорізького водосховища. У контрольному акваріумі вміст кисню становив 7 мг/дм^3. Дослід тривав 24 години, вміст кисню визначали за класичним методом Вінклера.

Інтоксикацію риб іонами міді моделювали внесенням у воду акваріумів, де знаходились дослідні групи риб, $CuSO_4 \cdot 5H_2O$, до досягнення вмісту іонів досліджуваного металу 10 ГДК. Період аклімації становив 21 добу.

Кров брали з хвостової вени. Після приготування мазка його фарбували за Романовським-Гімзою [2]. Ідентифікацію формених елементів крові проводили за допомогою Атласу Іванової Н.Т. та Атласу Mumford S., Heidel J. and etc. [3, 8]. Фотографії гематологічних препаратів робили за допомогою цифрової фотокамери «SciencelabT500 5.17M». Обчислення проводили за допомогою ScienceLabView7.

Статистичну обробку отриманих результатів проводили за загальноприйнятими методами варіаційної статистики.

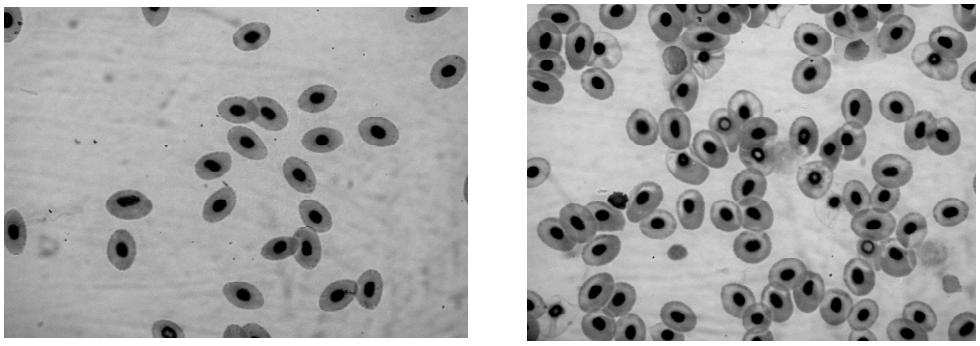
Результати досліджень та їх обговорення

І етап. На препаратах крові усіх видів риб (щуки, ляща та карася) контрольних груп, що знаходились в оптимальних умовах кисневого режиму, еритроцити овоїдної форми з чіткими контурами, цитоплазма оксифільно зафарбована, ядро темно-фіолетове, овоїдної форми, розташоване в центрі клітини. Кількість еритроцитів з каріолізисом не перевищує 5% від загальної кількості клітин. Лише у карася, на відміну від щуки та ляща, зустрічались одиничні клітини в стані амітотичного ділення.

У **щуки** дослідної групи під впливом гіпоксичних умов з'являються еритроцити з каріолізисом (1,7±0,21 екземплярів у полі зору мікроскопу) та хроматолізисом (14±3,65екз./п.з.). Кількість клітин з каріолізисом збільшується порівняно з контролем майже на 93% ($p<0,01$). Спостерігаються еритроцити неправильної форми. Клітини гіпохромно забарвлені. Явища амітозу не виявлено.

У **ляща** (рис. 1) в умовах напруженого кисневого режиму в крові з'являються еритроцити з хроматинолізисом (8,68±1,88 екз./п.з.). Близько у 10% еритроцитів ядра розпадаються і втрачають свою нормальну структуру. Кількість кліток з каріолізисом збільшується більш, ніж у 30 разів: до 1,6±0,17 екз./п.з. проти 0,05±0,22 екз./п.з. у контролі.

У декілька десятків разів збільшується кількість клітин з пойкілоцитозом: 4,8±0,68 екз./п.з. проти 0,08±0,01 екз./п.з. у контролі. Явища амітозу не зафіксовано.



А Б

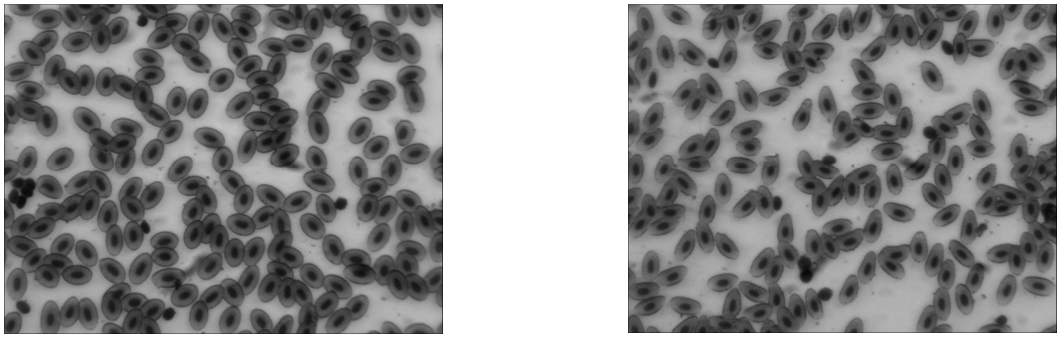
Рис. 1. Клітини периферійної крові ляща контрольної (А) та дослідної (Б) груп

У карася дослідної групи виявлені еритроцити з ознаками каріолізису (0,44±0,14 екз./п.з.), хоча їх кількість на 72–74% нижче в порівнянні з лящем та щукою. Клітини з хроматолізисом, на відміну від попередніх двох видів риб, не спостерігались. Кількість еритроцитів з амітозом збільшилась у 20 разів (3,36±0,09 екз./п.з. проти 0,16±0,07 екз./п.з. у контролі).

II етап. Клітини крові карася забарвлювались від світло-фіолетового до темно-синього кольорів. У контрольній групі еритроцити, у більшості випадків, мали чіткі межі, овальну форму та одне ядро (рис. 2). Розміри еритроцитів в обох групах становили в середньому 13,7±0,9 мкм, середній розмір ядер становив 5,4±0,07 мкм.

У дослідній групі виявлено ряд патологічних відхилень у будові еритроцитів. Спостерігався пойкілоцитоз, фестончатість, зсув ядра та збільшення кількості молодих еритроцитів. Різниця між контролем та дослідом становила 87%, 88%, 85,6% та 81% відповідно ($p<0,05$).

Зустрічалися клітини грушоподібної, серповидної та ромбовидної форми. Патологічна форма еритроцитів з відростками (характерна для пригнічення еритропоезу) зустрічалася одиночно. Зниження еластичності клітинної мембрани еритроцитів побічно свідчить про зміну її осмотичних властивостей. Також у дослідній групі, у невеликій кількості, виявлені мікроядра. Такі зміни свідчать про погіршення фізіологічного стану риб з дослідної групи, викликаний негативним впливом іонів міді.



А Б

Рис. 2. Клітини крові карася сріблястого контрольної (А) та дослідної (Б) груп

Розмір лімфоцитів, найчисельнішої групи лейкоцитів, становив 5,9±0,04 мкм у контрольній та дослідній групі. Спостерігалась менша кількість моноцитів та псевдобазофілів у дослідній групах порівняно з контролем, різниця вірогідна і становить 46,15% та 77% відповідно.

Тромбоцити в контролі та в досліді забарвлювались синім кольором, мали 1 темно-синє ядро та невелику, світлішу цитоплазму. Клітини мали округлу або овальну форму. У дослідній групі відбулось зменшення їх розмірів на 3,23% ($p < 0,05$). Розмір тромбоцитів контрольної групи становив 6,2±0,03 мкм, а розмір клітин дослідної групи 6,0±0,02 мкм. Отримані дані свідчать про достатню кількість тромбоцитів у крові, як дослідної , так і контрольної груп.

Результати гематологічних досліджень показали незначне зменшення кількості еритроцитів та збільшення чисельності лейкоцитів на 32%, ($p < 0,05$) у дослідній групі, що свідчить про активацію процесів адаптації в організмі риб.

Висновки

Отже, в умовах дефіциту розчиненого у воді кисню у всіх дослідних видів риб (щука, лящ, карась сріблястий) були виявлені однотипові патологічні ознаки в структурі клітин периферійної червоної крові, а саме − вірогідне збільшення кількості еритроцитів з явищами каріолізису, хроматолізісу, а в ляща − пойкілоцитозу. В карася зустрічаються еритроцити в стані амітозу як у контролі, так і в досліді, причому, в дослідних риб їх кількість суттєво збільшується.

Підвищення рівня іонів міді (10 ГДК) веде до відхилень у будові еритроцитів карася сріблястого, а саме пойкілоцитозу, фестончатості клітинної мембрани, зсуву ядра до одного з

полюсів, посилення еритропоезу. Спостерігаються зміни кількості та співвідношення лейкоцитів.

1. *Верголяс М. Р.* Вплив іонів міді на гематологічні та цитогенетичні показники прісноводних риб Carassius auratus gibelio / М. Р. Верголяс, Н. М. Веялкіна, В. В. Гончарук // Цитология и генетика. – 2010. – № 2 – С. 65–70.
2. *Головина Н. А*. Гематология прудовых рыб // Н. А. Головина, И. Д. Тромбицкий. – Кишенев: Штица,1989. – 156 с.
3. *Иванова Н. Т.* Атлас клеток крови рыб / Н. Т. Иванова. – М.: Лег. пищ. пром-сть, 1989. –184 с.
4. *Линник П. М.* Гідрохімічні аспекти дослідження річки Гірський Тікач / П. М. Линник, В. А. Жежеря, Р. П. Линник, Т. П. Дика // Гідрологія, гідрохімія і гідро екологія. – 2013. – Т.3 (30). – С. 34–45
5. *Федоненко О. В.* Сучасні проблеми гідробіології: Запорізьке водосховище: довідник / О. В. Федоненко, Н. Б. Єсіпова, Т. С. Шарамок [та ін.], − Дніпропетровськ: ЛІРА, 2012. – 280 с.
6. *Kondera E.* Wpływ kadmu i miedzi na aktywność krwiotwórczą nerki głowowej karpia / E. Kondera // Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych. 2011. – № 48. – S. 143–150.
7. *Mazon A. F.* Hematological and physiological changes induced by short-term exposure to copper in the freshwater fish/ A. F. Mazon, E. A. S. Monteiro, G. H. D. Pinheiro, M. N. Fernandes // Brazilian J. Biology. – 2002. – Vol. 62. – P. 621–631.
8. *Mumford S.* Fish Histology and Histopathology / S. Mumford, J. Heidel, Ch.e Smith, J. Morrison [et al.] // USFWS-NCTC, 2007. – 357 p.

Т.С. Шарамок, Н.Б. Есипова
Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара, Украина

ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ НА ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ РЫБ

Исследовали воздействие ионов меди на морфологические показатели крови карася серебристого. Повышение содержания меди в воде приводит к патологическим изменениям в эритроцитах (пойкилоцитоза, фестончатости, смещения ядра) и изменений в лейкоцитарной формуле. При исследовании влияния предельно допустимых концентраций растворенного в воде кислорода на эритроциты периферической крови разных по биологии видов рыб (щука, лещ, карась серебристый) были обнаружены однотипные патологические изменения в структуре эритроцитов, а именно – достоверное увеличение количества клеток с явлениями кариолизиса, хроматолизиса, а у леща – пойкилоцитоза. У карася, в отличие от других рыб, встречаются эритроциты в состоянии амитоза как в контроле, так и в опыте, но в опытных рыб их количество увеличивается в десятки раз. То есть, морфо-структуру клеток красной крови рыб можно использовать в качестве чувствительного индикатора при определении оптимальных границ кислородного режима для различных видов рыб и как эталон эколого-физиологического состояния рыб в период активного антропогенного воздействия на водоемы.

Ключевые слова: медь, условия гипоксии, кровь, лещ, щука, карась серебристый.

T.S. Sharamok, N.B. Esipova
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine

INFLUENCE OF ANTHROPOGENIC FACTORS ON HEMATOLOGICAL PARAMETERS OF FISH

The effect of copper ions on morphological parameters of silver carp blood was investigated. Increase in the content copper in the water leads to pathological changes in erythrocytes (poikilocytosis, scalloped, displacement of the nucleus) and changes in the leukocyte formula. In the investigation of the influence of maximum permissible concentration of dissolved oxygen in peripheral blood erythrocytes of different species of fish biology (pike, bream, silver carp) were found the same type of pathologic features in the structure of erythrocytes, namely – a significant increase in the number of cells with signs of karyolysis, hromatolizisa and poikilocytosis in the bream. In silver carp , different from other fish, erythrocytes are found in amitosis in the control state and in the experiment, but the number of experimental fish increases tenfold. Which means That the morpho-structure of red blood

cells of fish can be used as a sensitive indicator in determining the optimal boundaries of oxygen regime for different species of fish and as a model of ecological and physiological condition of the fish during the period of active anthropogenic impact on resevoirs.

Keywords: copper, hypoxia, blood, bream, pike, carp silver

УДК 574.586:592 (571.1)

Т.А. ШАРАПОВА

Институт проблем освоения Севера СО РАН
а/я 2774, Тюмень, 625003, Россия

ИЗМЕНЕНИЕ СОСТАВА И СТРУКТУРЫ ЗООПЕРИФИТОНА ОЗЕР В ШИРОТНО-ЗОНАЛЬНОМ ГРАДИЕНТЕ

Анализ характеристик зооперифитона озер-стариц показал, что существуют его особенности, характерные для этого типа водоемов. Выявлены закономерности изменения качественных и количественных характеристик зооперифитона этих водоемов в широтном градиенте. При продвижении на север отмечено снижение таксономического богатства зооперифитона, общей биомассы и биомассы колониальных беспозвоночных. Выявлены изменения в видовом составе и соотношении основных подсемейств Chironomidae.

Ключевые слова: зооперифитон, численность, биомасса, озера, широта, Западная Сибирь

На планетарном уровне одним из важнейших факторов неравномерности развития сообществ является различный уровень поступления солнечной энергии в зависимости от географической широты. В результате этого происходимт закономерное распределение растений и животных в зависимости от средней годовой температуры, формируется географическая широтная зональность. Наиболее выражена зональность у наземных растений и животных. Подобная закономерность отмечена и для гидробионтов, как в отношении распределения ряда таксономических групп [4, 7], так и в отношении структуры и продуктивности некоторых экологических группировок [1, 5].

В ряде случаев эта зональность нарушается из-за влияния локальных гидродинамических, гидрохимических, термических особенностей гидроэкосистем [6]. Равнинная часть Западной Сибири представляет собой обширный участок поверхности со строго широтно расположенными изолиниями температур и годовой суммы осадков [3]. Проведенные на крупных реках Западной Сибири и относящихся к ним протоках исследования зооперифитона, показали, что влияние широты не выявлено [8, 9]. Вероятно, это является следствием аккумуляции и переноса тепла крупными реками Западной Сибири, текущими с юга на север. Старицы – небольшие, хорошо прогреваемые пойменные озера, имеющие периодическую связь с рекой в период половодья.

Целью настоящей работы является выяснение особенностей изменения состава и структуры зооперифитона озер-стариц в широтном градиенте.

Материал и методы исследований

Материалом для работы послужили пробы зооперифитона, собранные на 12 озерах-старицах, расположенных от северной лесостепи (55°27′с.ш.) до южных тундр (67°50′ с.ш). Пробы зооперифитона отбирали с затопленной древесины ив, учитывали площадь субстратов. Фиксированные пробы разбирали в камере Богорова, под бинокулярным микроскопом, что позволяло учитывать макро- и мейофауну. Всего при анализе использованы результаты обработки 46 проб зооперифитона. Основные характеристики зооперифитона рассчитывали с помощью модифицированной программы «Водное сообщество» (WaCo), созданной в Институте гидробиологии НАН Украины. При анализе материала использовали коэффициент

корреляции Пирсона. Для проведения статистических расчетов использована компьютерная программа Statistica 6.0.

Результаты исследований и их обсуждение

Климатические факторы, особенно свет, температура, имеют огромное влияние на развитие биоты. Равнинный характер Западной Сибири определил постепенное снижение температуры при продвижении в высокие широты. Отмечена высокая отрицательная корреляция между широтой и средней температурой июля (таблица).

Таблица

Корреляция между параметрами среды и характеристиками зооперифитона

	T	HOT	кр. так-соны	N summ	B summ	Nol	Nch	Bcol	Sp chir	Sp Chir.	Sp Orth.	N Glyp.
широта	**-0,92**	**-0,62**	**-0,71**	-0,17	**-0,62**	-0,18	0,01	**-0,58**	-0,37	-0,56	**0,60**	-0,05
T	1,00	0,52	**0,61**	0,18	0,45	0,16	0,06	0,41	0,36	0,53	-0,51	0,11
HOT	0,52	1,00	**0,98**	0,27	0,48	0,13	0,11	0,43	**0,80**	**0,78**	0,10	-0,09
кр. таксоны	**0,61**	**0,98**	1,00	0,27	0,49	0,10	0,14	0,43	**0,73**	**0,75**	-0,04	-0,00
N_{summ}	0,18	0,27	0,27	1,00	-0,06	**0,89**	**0,88**	-0,10	0,39	0,30	-0,06	**0,67**
B_{summ}	0,45	0,48	0,49	-0,06	1,00	0,10	-0,22	**0,99**	0,51	0,56	-0,11	-0,23
Nol	0,16	0,13	0,10	**0,89**	0,10	1,00	**0,70**	0,09	0,38	0,30	-0,07	**0,58**
Nch	0,06	0,11	0,14	**0,88**	-0,22	**0,70**	1,00	-0,23	0,27	0,26	-0,07	**0,85**
Bcol	0,41	0,43	0,43	-0,10	**0,99**	0,09	-0,23	1,00	0,48	0,55	-0,11	-0,22
Spchir	0,36	**0,80**	**0,73**	0,39	0,51	0,38	0,27	0,48	1,00	**0,92**	0,36	0,05
SpChir.	0,53	**0,78**	**0,75**	0,30	0,56	0,30	0,26	0,55	**0,92**	1,00	0,04	0,14
SpOrth.	-0,51	0,10	-0,04	-0,06	-0,11	-0,07	-0,07	-0,11	0,36	0,04	1,00	-0,31
N Glyp	0,11	-0,09	-0,00	**0,67**	-0,23	**0,58**	**0,85**	-0,22	0,05	0,14	-0,31	1,00

Примечания: жирным шрифтом выделена достоверная корреляционная связь ($p \geq 0,05$), T – средняя температура воздуха в июле [2], HOT – низшие определяемые таксоны, кр. таксоны – таксономические группы, N_{summ} – суммарная численность, B_{summ} – суммарная биомасса, Nol – численность олигохет, Nch – численность хирономид, Bcol – биомасса колониальных беспозвоночных (губок и мшанок), Spchir – количество видов семейства Chironomidae, SpChir. – количество видов подсемейства Chironominae, SpOrth. – количество видов подсемейства Orthocladiinae, N Glyp – численность личинок рода *Glyptotendipes.*

При анализе различных параметров зооперифитона стариц выявлены два типа связей. Первая касается характерных именно для этого типа водоемов параметров. Так, для зооперифитона стариц типично доминирование по численности олигохет и личинок хирономид (корреляция с суммарной численностью составляет 0,89 и 0,88), а по биомассе – колониальных беспозвоночных (корреляция с общей биомассой 0,99). Интересно, что отмечена положительная корреляция (0,70) между численностью личинок хирономид и олигохет семейства Naididae, вероятно это связано с различиями трофических ниш: в перифитоне озер массовые представители хирономид (*Glyptotendipes, Endochironomus*) относятся к фильтраторам, а наидиды рода *Nais* – собиратели. Из хирономид наибольшее значение имеют виды рода *Glyptotendipes* (положительная корреляция с общей численностью хирономид 0,85, с суммарной численностью 0,67). В зооперифитоне стариц наибольшее разнообразие среди хирономид имеют личинки подсемейства Chironominae (высокая степень корреляции с количеством видов семейства Chironomidae 0,92). Второй тип связей касается изменений зооперифитона стариц в широтном градиенте. Выявлена отрицательная коррелятивная связь между широтой и HOT, количеством крупных таксономических групп, общей биомассой и биомассой колониальных беспозвоночных (см. таблицу). Для озер лесостепи и подтайги характерно значительное развитие колониальных фильтраторов – губок и мшанок (80–98% общей биомассы), их доля снижается в зоне южной и средней тайги (6–25%) и они выпадают

из доминирующего комплекса озер северной тайги и южных тундр. Единственная положительная связь отмечена между широтой и количеством видов подсемейства Orthocladiinae (0,60). Можно отметить, что до границ северной тайги и лесотундры в зооперифитоне озер-стариц количество видов подсемейства Chironominae больше, чем Orthocladiinae (рис. 1 и 2).

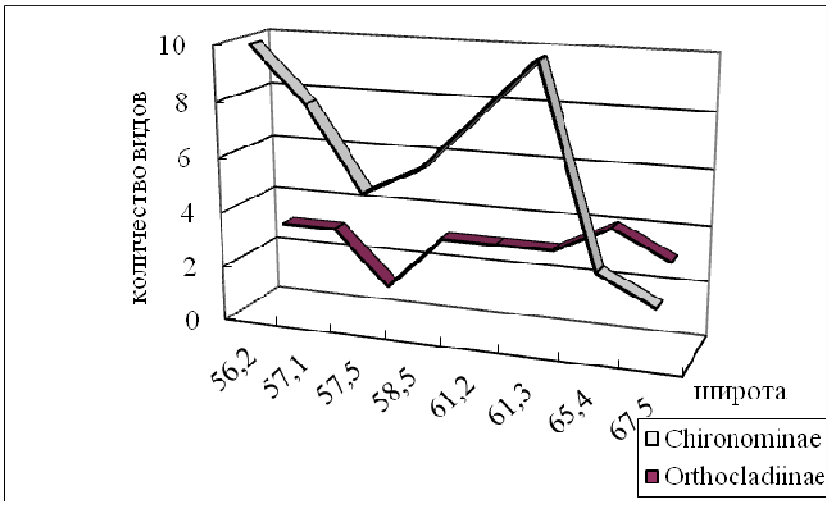


Рис. 1. Изменение количества видов подсемейства Chironominae и Orthocladiinae в широтном градиенте (градусы сев. широты)

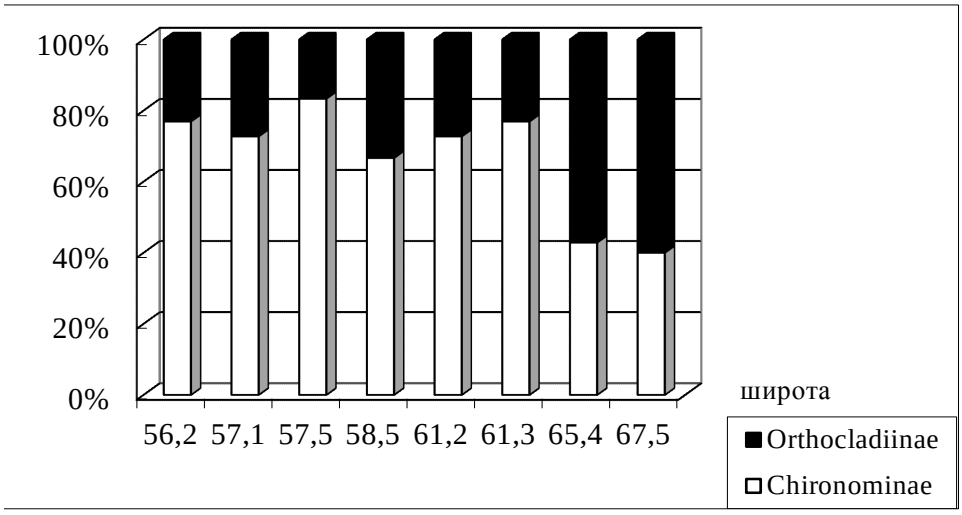


Рис. 2. Изменение соотношения количества видов Chironominae и Orthocladiinae в широтном градиенте

Севернее – в лесотундре и южной тундре – наблюдается снижение количества видов хирономид, в основном за счет резкого снижения количества видов Chironominae, при увеличении количества видов Orthocladiinae.

Выводы

Анализ качественного и количественного развития, структуры зооперифитона озер старичного типа, расположенных от зоны северной лесостепи до зоны южных тундр, показал, что максимальные значения видового богатства и количественного развития отмечены у озер зоны северной лесостепи и подтайги, минимальные – северной тайги и южных тундр.

1. *Алимов А. Ф.* Элементы теории функционирования водных экосистем / А. Ф. Алимов. – СПб.: Наука, 2001. – 147 с.
2. *Атлас* Тюменской области. Вып.1. – М.-Тюмень: ГУГК, 1971. – 216 с.

3. *Западная* Сибирь. Природные условия и естественные ресурсы СССР. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 488 с.
4. *Зиновьева А. Н.* Широтно-зональное распределение водных полужесткокрылых (Heteroptera: Nepomorpha, Gerromorpha) на европейском северо-востоке России / А. Н. Зиновьева // Биол. внутр. вод. – 2013. – № 3. – С. 56–63.
5. *Комулайнен С. Ф.* Экология фитоперифитона малых рек Восточной Фенноскандии / С. Ф. Комулайнен. – Петрозаводск: Карел. науч. центр РАН, 2004. – 182 с.
6. *Минеева Н. М.* Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ / Н. М. Минеева. – М. : Наука, 2004. – 156 с.
7. *Старобогатов Я. И.* Фауна моллюсков и зоогеографическое районирование континентальных водоемов земного шара / Я. И. Старобогатов. – Л.: Наука, 1970. – 372 с.
8. *Шарапова Т. А.* Биоразнообразие зооперифитона крупных рек при изменении широтности / Т. А. Шарапова // Другий з'їзд гідроекол. тов-ва України. – К., 1997. – Т. 1. – С. 189.
9. *Шарапова Т. А.* К изучению зооперифитона в протоках крупных рек Западной Сибири / Т. А. Шарапова // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. "Гідроэкологія". – 2010. – № 2 (43). – С. 527–530.

Т.А. Шарапова
Інститут проблем освоєння Півночі СВ РАН, Росія

ЗМІНИ СКЛАДУ ТА СТРУКТУРИ ЗООПЕРИФІТОНУ ОЗЕР У ШИРОТНО-ЗОНАЛЬНОМУ ГРАДІЄНТІ

Аналіз характеристик зооперифітону озер-стариць показав, що існують зв'язки, характерні для цього типу водойм. Виявлено закономірності зміни якісних і кількісних характеристик зооперифітону цих водойм в широтному градієнті. При просуванні на північ відмічено зниження таксономічного багатства зооперифітону, загальної біомаси і біомаси колоніальних безхребетних. Виявлено зміни у видовому складі і співвідношенні основних підродин Chironomidae.

Ключові слова: зооперифітон, чисельність, біомаса, озера, широта, Західний Сибір

T.A. Sharapova
Institute of Problems of the North SB RAS, Russia

CHANGING THE COMPOSITION AND STRUCTURE ZOOPERIPHYTON LAKES IN LATITUDINAL AND ZONAL GRADIENT

Analysis of the characteristics zooperiphyton oxbow showed that there are links that are typical for this type of reservoirs, also revealed patterns of change in qualitative and quantitative characteristics zooperiphyton lakes – oxbows in the latitudinal gradient. In moving to the north there was a decrease in zooperiphyton taxonomic richness, total biomass and biomass colonial invertebrates. The changes in the species composition and the ratio of the major subfamilies of Chironomidae.

Keywords: zooperiphiton, quantity, biomass, lakes, latitude, Western Siberia

УДК [502.5]

І.О. ШАХМАН

Херсонський державний аграрний університет
вул. Р. Люксембург, 23, Херсон, 73006, Україна

ЕКОЛОГІЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ПРОЦЕСІВ ТРАНСФОРМОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ НИЖНЬОГО ПОДНІПРОВ'Я В МЕЖАХ ХЕРСОНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Виконана екологічна оцінка та прогнозування розвитку процесів підтоплення на території Нижнього Подніпров'я в межах Херсонської області методом екстраполяції тренду. Проведена порівняльна характеристика розрахункових значень і даних Державної служби геології та надр України.

Ключові слова: процес підтоплення, антропогенне навантаження, трансформоване середовище, зрошення, прогнозування

В результаті виробничої діяльності людини з'явилася складна структура взаємодії технічних та природних комплексів – трансформоване середовище, о з прикладів якого є підтоплені території. У залежності від основного джерела підтоплення і комплексу переважаючих чинників, підтоплені території поділяються на три типи, один з яких – підтоплення техногенне, де в порушених умовах з водного балансу під впливом господарської діяльності, переважають техногенні джерела підтоплення (зрошувальні системи, канали, водосховища, ставки, в населених пунктах – мережі водопостачання та водовідведення). Ділянки такого типу техногенного підтоплення існують на всій території України. До числа найбільш підтоплених відносяться: Херсонська, Одеська, Миколаївська, Дніпропетровська, Запорізька, Полтавська, Харківська та Донецька області. На сьогодні площа підтоплення в межах території України порівняно з даними на 1982 р. (10,11 тис.км^2), збільшилась на 78,9% та становить 79,77 тис. км^2 або 13,2%; кількість підтоплених населених пунктів збільшилась на 44,6% (станом на 1982 р. їх кількість становила 2094 одиниць, зараз – 4692 одиниці) [2].

Водна Рамкова Директива (ВРД) Європейського Союзу наполягає на інтегрованому управлінні річковим басейном як найбільш ефективним способом досягнення збалансованого (сталого) водокористування. Це, в свою чергу, потребує скоординованого планування використання земельних і водних ресурсів в межах всього басейну, який охоплює всі поверхневі, прибережні та підземні води, а також землекористування. Значна частка площі земель Херсонської області 69,2% (1968,4 тис. га) – це сільськогосподарські угіддя, в структурі яких 90,3% (1776,8 тис. га) припадає на ріллю [1]. Сільськогосподарська освоєність території досягла 81,5%, а ступінь розораності земельної площі – 73,6%. Високим ступенем ураженості характеризуються площі зрошуваних вододільних масивів рівнин – підтоплення тут спостерігається на плоских ділянках ускладнених верхів'ями балок, балками, подами, западинами, тому створення екологічної моделі прогнозування процесів підтоплення на Херсонщині є актуальними. В області велика зона постійного підтоплення розташована на північному заході і півдні, а також на право- і лівобережній пригирлових частинах р. Дніпро. Це райони межиріччя річок Інгул–Інгулець та між Бузським лиманом і нижньою течією р. Інгулець. Значення площ постійного підтоплення на Херсонщині на кінець 2013 року досягало 11,3 тис. км^2, ураженість території складає 39,65%, підтоплені 306 населених пунктів [2].

Матеріал і методи досліджень

Основою більшості інженерно-гідрологічних та гідрогеологічних методів розрахунку є уявлення про імовірнісний характер складових водного балансу. Існуюча методологія розв'язання гідрологічних та гідрогеологічних задач базується на уявленні про стаціонарність багаторічних коливань рівня поверхневих та підземних вод, а основні математичні підходи розвиваються на базі теорії стаціонарних випадкових процесів. Зокрема, стохастична теорія

багаторічних коливань річного стоку широко використовує процеси (ланцюги) Маркова як математичні моделі. В простому ланцюзі Маркова розподіл ймовірностей наступної випадкової величини залежить тільки від значення безпосередньо попередньої величини; ступінь залежності (при заданому характері зв'язаності) визначається величиною коефіцієнта кореляції між суміжними членами ряду. Величина коефіцієнта кореляції між членами ряду безпосередньо суміжних років $r_1 = r(1)$ зумовлює в цьому випадку обрис всієї автокореляційної функції, при цьому не досягається вичерпний опис характеру зв'язку між послідовними членами ряду. В такій послідовності розподіл наступної величини x_{i+1} залежить тільки від значення попередньої величини x_i, ступінь залежності визначається величиною коефіцієнта кореляції між суміжними членами ряду $r(1)$ [3]. Для території Нижнього Подніпров'я в межах Херсонської області використана стохастична модель, яка спирається на наявність кореляції між суміжними значеннями ряду прогнозованих величин.

Результати досліджень та їх обговорення

За умовами формування підземних вод територія Херсонської області поділяється на гідрогеологічні райони та підрайони, які характеризуються певними гідрогеологічними умовами, що в цілому визначають, з урахуванням накладення техногенного фактора, характер підтоплення території. На всіх зрошувальних масивах Причорноморського регіону відбулось підвищення рівнів ґрунтових вод. Протягом останніх років катастрофічна ситуація склалася в Херсонській області, де спостерігається приріст площ підтоплення по всіх адміністративних районах на площі 11,3 тис. км^2 (в тому числі підтоплених зрошуваних земель 3,59 тис. га). За останні 40 років сформувалася велика зона підтоплення від пригреблевої частини Каховського водосховища до півдня та південного заходу – за рахунок сприятливих природних умов і посиленого техногенного навантаження уздовж Північно-Кримського каналу.

Для території Херсонської області було виконано прогнозування збільшення площ підтоплених територій методом екстраполяції тренду (R^2=0,875). Проведена порівняльна характеристика розрахункових прогнозних даних для 2013 року (табл. 1) і даних Державної служби геології та надр України [2].

Таблиця 1

Площі підтоплення в районах Херсонської області [1, 4]

Район	Площа району [1]	Площа підтоплення					
		км^2			% відношенні від площі району		
		1982 [4]	2004 [4]	2013*	1982 [4]	2004 [4]	2013*
Бериславський	1534	58	177	226	3	10	15
Білозерський	1721	457	748	867	26	42	50
Великоолександрівський	1540	101	391	510	7	26	33
Великолепетиський	1000	27	45	52	3	4	5
Верхньорогачицький	915	26	168	226	3	19	25
Високопільський	701	54	352	474	8	50	68
Генічеський	3008	571	847	960	23	28	32
Голопристанський	3411	1470	1570	1611	43	46	47
Горностаївський	1018	26	56	68	3	6	7
Каланчацький	916	531	578	597	59	64	65
Каховський	1451	31	266	362	2	16	25
Нижньосерегозький	1209	23	23	23	2	2	2
Нововоронцовський	1005	35	119	153	3	12	15
Новотроїцький	2298	475	681	765	21	30	33
Скадовський	1456	574	688	735	39	47	50
Цюрупинський	1759	303	534	629	17	30	36
Чаплинський	1722	129	146	153	7	8	9
Усього	27784	4890	7388	11220	18	27	40

Примітка. * розрахункові дані за методом екстраполяції тренду

Отримані значення збільшення площ підтоплення в 2013 році за розрахунком для області склало 11220 км^2, яке відрізняється від офіційних даних (11300 км^2) на 80 км^2, що відповідає 0,71% похибки, а отже показало задовільне ($\leq 10\,\%$) співвідношення результатів моделювання емпіричним даним. Тому можна стверджувати, що в найближчому майбутньому буде спостерігатися підсилення процесів підтоплення та спрогнозувати збільшення загальної площі підтоплення для Херсонської області до 11530 км^2 у 2015 році навіть при незмінному рівні антропогенного навантаження. На даний час у Херсонській області підтверджено посилення процесів підтоплення по всіх районах. Максимальний приріст площ підтоплення за період 1982–2013 року зафіксований у Білозерському (410 км^2), Великоолександрівському (409 км^2), Високопільському (420 км^2), Генічеському (389 км^2), Каховському (331 км^2) районах.

Висновки

Усунення негативних наслідків активізації процесів підтоплення та передбачення їх подальшого розвитку значною мірою залежать від своєчасного виявлення небезпеки, оцінки та прогнозування ступеня геологічного ризику. Для вирішення задач, пов'язаних із передбаченням надзвичайних ситуацій, що викликані активізацією процесів підтоплення необхідним є: проведення моніторингу їх розвитку зі збільшенням пунктів спостережень, в першу чергу – в районах інтенсивної господарської діяльності; залучення достовірної інформації щодо місця прояву, умов розвитку та чинників активізації геологічних процесів, що суттєво впливає на якість управлінських рішень, які приймаються та реалізуються на різних рівнях державної влади.

В цілому по Херсонській області фактор техногенного навантаження, а саме, водокористування з метою зрошення є визначальним. Площі поширення процесу підтоплення будуть зростати в північно-західній частині області – межиріччя Інгулець–Каховське водосховище; і центральній і східній частинах, з напрямком руху від підтоплених масивів до півночі. Використовуючи системний аналіз, комп'ютерне моделювання, вдасться глибше дослідити механізм формування екзогенних явищ в рамках водогосподарських перетворень та запропонувати нові методи прогнозування і моніторингу, виробити правдоподібні сценарії можливого розвитку наслідків впливу господарської діяльності людини на стан природних ресурсів у відповідності до планів економічного розвитку регіонів.

1. *Екологічний* паспорт Херсонської області за 2013 рік. – Херсон, 2014. – 143 с.
2. *Інформаційний* щорічник щодо активізації небезпечних екзогенних геологічних процесів на території України за даними моніторингу ЕГП. Випуск XI. – К.: Державна служба геології та надр України, Державне наукове підприємство "Державний інформаційний геологічний фонд України", 2014. – 101 с.
3. *Режимы* влагообеспеченности и условия гидромелиораций степного края / [науч. ред. Мезенцев В.С. и др.] – М.: Колос, 1974. – 240 с.
4. *Тюремна В. Г.* Аналіз умов формування процесу підтоплення в Миколаївській та Херсонській областях / В. Г. Тюремна, В. О Черкасов. Підтоплення–2005: матеріали третьої наук.-практ. конф., 20–24 черв. 2005 р., смт. Лазурне, Херсонська обл. / наук. ред. В. М. Шестопалов. – К.: НПЦ „Екологія. Наука. Техніка", 2005. – С. 8–47.

И.А. Шахман

Херсонский государственный аграрный университет, Украина

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ НИЖНЕГО ПРИДНЕПРОВЬЯ В ПРЕДЕЛАХ ХЕРСОНСКОЙ ОБЛАСТИ

Выполнена экологическая оценка и прогнозирование развития процессов подтопления на территории Нижнего Приднепровья в пределах Херсонской области методом экстраполяции тренда. Проведена сравнительная характеристика расчётных значений и данных Государственной службы геологии и недр Украины.

Ключевые слова: процесс подтопления, антропогенная нагрузка, трансформированная среда, орошение, прогнозирование

I.A. Shakhman
Kherson State Agricultural University, Ukraine

ECOLOGICAL MODELING OF HYDROECOLOGICAL PROCESSES OF THE TRANSFORMED TERRITORIES OF LOW PODNEPROVIYA WITHIN THE KHERSON REGION

The ecological assessment and forecasting of development of processes of flooding in the territory of Low Podneproviya within the Kherson region is executed by the method of extrapolation of trend. Comparative description of calculation values and data of Government service of geology and bowels of the earth of Ukraine is conducted.

Keywords: flooding process, anthropogenesis loading, the transformed environment, irrigation, forecasting

УДК [574.5(28):(627:556.18)] (282.247.314)

Л.В. ШЕВЦОВА[1], П.В. ГЛУХОВСЬКИЙ[2]

[1]Національний університет «Києво-Могилянська академія»
вул. Григорія Сковороди 2, Київ, 04655, Україна
[2]Національний Університет, Конкорс др. 100, 5245, Лос-Анжелос, CA90045-6905, США

ЕКОЛОГІЧНІ ЗАСАДИ УПРАВЛІННЯ РОБОТОЮ ГІДРОВУЗЛІВ НА РІЧЦІ ДНІСТЕР

Розроблено екологічні засади управління роботою гідровузлів на річці Дністер. Запропоновано засоби оптимізації роботи гідровузлів на Дністровському водосховищі з метою збереження водно-болотних угідь їх біорізноманіття та відтворення біологічних ресурсів в дельті Дністра

Ключові слова: водно-болотні угіддя, р. Дністер, екологічний режим роботи гідровузлів

Управління режимом роботи водосховищ в умовах їх комплексного використання здійснюють на багатьох зарегульованих річках. Розроблено екологічно обґрунтуванні рекомендації щодо роботи каскаду водосховищ на річках Дніпро (Україна), Міссурі (США), Мене (Німеччина) [1, 2, 7, 8]. Кожний водний об'єкт потребує індивідуального екологічного підходу, що базується на морфометричних, гідрологічних та гідробіологічних особливостях конкретної екосистеми.

На р. Дністер побудовано три водосховища, серед яких Дністровське є основним регулятором водного стоку. Внаслідок роботи водосховищ вирішуються соціально-економічні проблеми Придністровського регіону, створені умови запобіганню підтоплення територій, що розташовані нижче Дністровського водосховища. Але будівництво та експлуатація водосховищ на Дністрі призвело до руйнування природних екосистем річки та порушило єдність водотоку, перекрило міграційні шляхи гідробіонтам і, насамперед, рибам. Робота гідровузлів призвела до вирівнювання піків під час водопілля та паводків, зменшило об'єми надходження води в дельту та змінило водообмін в заплавній частині Дністра [4]. Це прискорило процеси евтрофікації, погіршило якість води та умови відтворення рибних запасів, поставило під загрозу існування генофонду рідкісних та зникаючих видів рослин і тварин і, в цілому, всього унікального ландшафту Дністровської заплави [6].

Ці проблеми виникли одразу з часу вводу в експлуатацію Дністровського водосховища. Але на вирішення цих проблем знадобилося декілька років, протягом яких був розроблений екологічний режим роботи Дністровського водосховища для найбільш важливого періоду розвитку біоти – весняного періоду [3].

В 90-х роках минулого сторіччя були проведені комплексні гідроекологічні дослідження під час яких були встановлені залежності екологічного стану екосистеми р. Дністер від величини водного стоку. Було науково обґрунтовано необхідність впровадження весняних еколого-репродукційних попусків, що забезпечували процес відтворення біологічної складової в найбільш екологічно чутливих екосистемах [4, 6].

Введення в експлуатацію ГЕС-2 та продовження будівництва ГАЕС на р. Дністер знову потребує нових розробок щодо оптимізації екологічного режиму роботи гідровузлів. Це обумовлює актуальність роботи, мета якої полягає в розробці основних екологічних засад роботи гідровузлів та вдосконалення системи екологічного управління в умовах роботи ГЕС-2 та ГАЕС.

Матеріал та методи досліджень

Протягом 2001-2014 рр. здійснювали моніторинг впливу еколого-репродукційних весняних попусків з Дністровського водосховища на екосистеми середньої частини та пониззя Дністра, з застосуванням методів гідроекологічного дослідження, що дало змогу оцінити ефективність еколог-репродукційних попусків в умовах різної водозабезпеченості року.

Результати дослідження та їх обговорення

В умовах середнього та високого припливу води у водосховище (2008, 2012-2014 рр.) встановлено, що при умові дотримання рекомендованого режиму, екологічні попуски сприяли заповненню водно-болотних угідь водою. Це позитивно вплинуло на процес нересту риб, гніздування птахів, розвитку рослин та безхребетних. В умовах недостатнього припливу води в водосховище (2002 та 2004 рр.), навіть при спрацюванні водосховища, були забезпечені тільки мінімальні потреби екосистем дельти Дністра.

Апробовані режими еколого-репродукційних попусків були використані при розробці Правил експлуатації Дністровського водосховищах [3], що включають слідуючи положення:

- щорічно в квітні-травні, незалежно від фактичної водності, виконується штучний паводок (еколого-репродукційний попуск) з Дністровського водосховища в нижню частину річки з метою обводнення/промивки дністровських плавнів і підтримання екологічної рівноваги в дельті Дністра;
- рішення про режим виконання екологічного паводку (гідрограф і загальний обсяг, терміни) приймається на засіданні Міжвідомчої комісії при Держводагентстві за участю всіх зацікавлених організацій України і Р. Молдови. Погоджують його всі учасники водогосподарського комплексу – водогосподарські, рибогосподарські, природоохоронні організації, органи державного управління та підприємства енергетики басейну Дністра;
- розрахунки загального обсягу скиду води та гідрограф виконуються з урахуванням гідрологічного прогнозу. Тривалість еколого-репродукційного попуску 25-30 діб;
- терміни початку паводка визначають з урахуванням фактичної температури води в нижній течії Дністра. Еколого-репродукційний попуск є ефективним, коли температура в пониззі річки досягає 8-10° С. Мінімальна величина витрат води на піку гідрографу еколого-репродукційного попуску повинна бути на рівні 450 $м^3$/с, бажана і ефективна – 650-700 $м^3$/с;
- при виборі величини витрат води і гідрографа попуску віддається перемаса вимогам рибного господарства пониззя Дністра. Але завжди головну роль при виборі гідрографу екологічного попуску має поточний і прогнозований приток води у водосховище ГЕС-1;
- визначається величина спрацювання водосховища ГЕС-1 (при відсутності необхідної величини припливу) та можливі коливання в його у верхньому б’єфі.

Ці розрахунки виконуються без застосування сучасних методів оперативного управління водним режимом водосховищ.

На сучасному етапі, для поліпшення оперативного керування режимом роботи Дністровських водосховищ, під егідою ОБСЄ та Європейської економічної комісії ООН (ЄЕК ООН) в рамках міжнародного проекту «Зміни клімату і безпека в басейні річки Дністер» у стані розробки знаходиться модель функціонування Дністровських водосховищ, де одним із пріоритетів є включення розроблених положень [3-6] щодо режиму еколого-репродукційних попусків [9]. Розрахунок гідрографа еколого-репродукційного попуску води з Дністровського водосховища для умов конкретного року з урахуванням прогнозу притока та вимог водокористувачів входить до моделі оперативного керування роботою водосховищ, що створюється на базі програмного забезпечення Центра гідрології та інженерії Армії мира США (HECReSim3.1) [10].

Висновки

Розробка екологічних засад управління режимом експлуатації Дністровських водосховищ передбачає комплекс послідовних досліджень спрямованих на оцінку екологічного стану р. Дністер.

На першому етапі необхідно визначити найбільш екологічно-чутливі екосистеми, проаналізувати толерантність гідробіонтів та орнітофауни до витрат та рівня води, розробити екологічно-репродукційні попуски та здійснити їх верифікацію до вимог біоти.

Наступні етапи пов'язані з узгодженням розроблених режимів екологічних попусків з потребами різних галузей господарювання.

Заключним етапом є включення екологічних вимог до режимів роботи водосховищ у Правила експлуатації та моделі оперативного керування.

1. *Оксиюк О. П.* Управление состоянием экосистемы и качеством воды в устьевом участке Днепра. / Оксиюк О. П., Тимченко В. М., Полищук В.С., О. А. Давыдов [и др.]. – К.: Ин-т гидробиологии НАНУ. 1996. – 60 с.
2. *Оксиюк О. П.* Экологические попуски Киевской ГЭС / О. П. Оксиюк, В. М. Тимченко, В. С. Полищук, О. А. Давыдов [и др.]. – К.: Ин-т гидробиологии НАНУ, 2003. – 72 с.
3. *Правила експлуатації Дністровського* водосховища. – К.: УНДІВЕП. – 2010. – 120 с.
4. *Шевцова Л. В.* Экологическое состояние реки Днестр / Л. В. Шевцова, К. А. Алиев, О. А. Кузько, Г.А. Жданова [и др.]. – К.: Ред. «Гидробиол. журн.», 1998. – 148 с.
5. *Шевцова Л. В.* Рекомендації щодо екологічного режиму роботи Дністровського водосховища / Л. В. Шевцова, К. А. Алієв. – К.: Держводгосп, 1997. – 30 с.
6. *Шевцова Л. В.* Экологически обоснованный режим работы Днестровского водохранилища как фактор сохранения экосистем дельты Днестра / Л. В. Шевцова, Н. Я. Бабич, В. В. Семченко / Гидробиол. журн. – 2003. – Т. 39, № 4. – С. 11–23.
7. *Richter B. D.* Ecologically Sustainable Water Management: Managing River Flows for Ecological Integrity / B. D. Richter, D. L. Harrison / The Nature Conservancy. – 2012. – 55 p.
8. *Environmental monitoring* and assessment program surface waters: Field Operations and Methods for Measuring the Ecological Condition of Non-wadeable Rivers And Streams / J. M. Lazorchak, B. H. Hill, D. K. Averill, D. V. Peck / ed. D. J. Klemm // Environmental Monitoring and Assessment Program – Surface Waters: Field Operations and Methods for Measuring the Ecological Condition of Non-Wadeable Rivers and Streams. – Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency, 2000.
9. Dniester River Reservoir Simulation Modelling Workshop (22-24 October 2014, Kyiv). – http://www.unece.org/
10. http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ressim/downloads.aspx

Л.В. Шевцова [1], П. В. Глуховський [2]

[1]Національний університет «Києво-Могилянська академія», Україна

[2]Національний Університет Лос-Анжелоса, США

ЕКОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ УПРАВЛЕНИЯ РАБОТОЙ ГИДРОУЗЛОВ НА РЕКЕ ДНЕСТР

Проанализированы экологические основы управления работой гидроузлов на реке Днестр. Предложены средства оптимизации работы гидроузлов на Днестровском водохранилище с целью сохранения водно-болотных угодий, их биоразнообразия и воспроизводства биологических ресурсов в дельте Днестра.

Ключевые слова: водно-болотные угодья, р. Днестр, экологический режим работы гидроузлов

L V. Shevtsova [1], P.V. Glukhovskiy[2]

National university "Kyivo-Mogylyanska academia", Ukraine

National university of Los-Angelos, USA

ECOLOGICAL MANAGEMENT METHODS OF WATERWORKS OPERATION ON THE DNIESTER RIVER

The ecological principles of management of the waterworks on the river Dniester were analyzed. Means of optimization of the hydroelectric dam on the Dniester to preserve wetlands, their biodiversity and reproduction of biological resources in the delta of the River Dniester were proposed.

Key words: wetlands, r. Dniester, ecological operation of waterworks

УДК [577.34:(582.52:575.2)] (285.33)

Н.Л. ШЕВЦОВА, Д.И. ГУДКОВ, З.О. ШИРОКАЯ, А.Е. КАГЛЯН
Институт гидробиологии НАН Украины
пр. Героев Сталинграда, 12, Киев, 04210, Украина

ФОРМИРОВАНИЕ МОЩНОСТИ ПОГЛОЩЕННОЙ ДОЗЫ НА *HELOPHYTA* ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

Изучали формирование мощности внутренней поглощенной дозы макрофитов водоемов Чернобыльской зоны отчуждения. Впервые проанализированы видовые особенности *Helophyta* при формировании внутренней поглощенной дозы с учетом соотношения радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs.

Ключевые слова: макрофиты, мощность внутренней поглощённой дозы, Чернобыльская зона отчуждения

Корректная оценка опасности техногенного радиационного загрязнения окружающей среды вследствие глобального распространения ядерных технологий может быть осуществлена только при одновременном проведении физико-химических и биологических методов контроля. Одним из краеугольных камней в фундаменте оценки радиационных рисков, нормирования и прогнозирования является поглощенная объектом доза ионизирующего излучения. В Институте гидробиологии НАН Украины, начиная с 1986 года, проводится регулярный мониторинг уровней накопления радионуклидов в растениях, отобранных в водоемах территорий, пострадавших от аварии на ЧАЭС – украинском Полесье, каскаде Днепровских водохранилищ, водоемах Житомирской, Ровенской и других областей. Обобщение и анализ результатов многолетнего мониторинга отражен в многочисленных статьях и монографиях [1–6]. В последние годы проблематика радиоэкологических исследований высших водных растений расширяется и охватывает многие радиобиологические аспекты и, в первую очередь, радиационные эффекты [5, 7, 8, 10]. Исследования эффектов радиационного воздействия требуют корректной оценки дозовой нагрузки на объект исследований.

Проблема оценки дозовых нагрузок на пресноводные растения в условиях хронического облучения малыми дозами в природных условиях, вследствие аварии на ЧАЭС, впервые была проанализирована в работах[1, 2, 4]. Однако многие аспекты этой проблемы, в частности, вопросы видовой специфичности в накоплении радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs и долевом участии этих радионуклидов в формировании внутренней дозы, исследованы неполно.

В данной работе, на примере воздушно-водных растений (ВВР), отобранных в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО), рассматриваются особенности формирования мощности внутренней поглощенной дозы, обусловленные разным долевым вкладом основных дозообразующих радионуклидов чернобыльского происхождения – ^{90}Sr и ^{137}Cs.

Материал и методы исследований

Высшие водные растения отбирали в вегетационные сезоны 1997-2014 гг. в водоемах правобережной и левобережной поймы р. Припять. Анализ проводили на пяти референтных для водоемов Полесья видах ВВР: тростник обыкновенный *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud, манник большой – *Glyceria maxima (C. Gartm.),* касатик болотный *Iris pseudacorus L.,* ежеголовник прямой – *Sparganium erectum L.,* рогоз узколистный *Typha angustifolia L.*.

Мощность внутренней поглощенной дозы ионизирующего излучения на растение рассчитывали с учетом только внутреннего облучения от инкорпорированных в тканях растения радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs. Для расчетов использовали усредненные данные удельной

радиоактивности растения в целом, рассчитанные на сырой вес, допуская гомогенное распределение радионуклидов и с использованием расчетных дозовых коэффициентов [9]. Статистический анализ данных выполнен с использованием программы “Microsoft Excell”.

Результаты исследований и их обсуждение

Результаты многолетнего мониторинга удельной активности основных дозообразующих радионуклидов позволил рассчитать среднюю за весь период наблюдения мощность внутренней поглощенной дозы для пяти референтных видов ВВР (табл.1).

Таблица 1

Средняя мощность внутренней поглощенной дозы на воздушно-водных растениях водоемов ЧЗВ за период 1997-2014 гг. (M±m)

Вид / Водоем	Мощность внутренней поглощенной дозы, мкГр/ч				
	Phragmites australis	*Glyceria maxima*	*Iris pseudacorus*	*Sparganium erectum*	*Typha angustifolia*
оз. Глубокое	0,4206± 0,0017	0,3933± 0,0013	3,4623± 0,0045	0,3291± 0,0023	0,3534± 0,001
оз. Далекое	0,1947± 0,0034	0,0871± 0,0006	0,1777± 0,0018	0,1529± 0,0049	*0,0680± 0,0004
оз. Азбучин	0,1948± 0,0034	0,1548± 0,0009	0,1465± 0,0023–	–	0,1167± 0,0012
Яновский затон	0,0446± 0,0022	0,0622± 0,0004	0,0999± 0,0037	0,0915± 0,0008	0,0778± 0,0002
р. Припять	0,0043± 0,0001	0,0037± 0,0001	0,0051± 0,0001	0,0097± 0,0001	0,0052± 0,0001
р. Уж	0,0047± 0,0001	0,0018± 0,0001	–	0,0011± 0,0001	0,0009± 0,0001

Примечания: * - измерения проводили в период 2005-2014 гг. “– “ измерения не проводили

Радиационные нагрузки на ВВР, представленные видами отдела покрытосеменные, класс однодольные, 3-х порядков и 4-х семейств, зарегистрированы в диапазоне от 0,0009 мкГр/ч у рогоза узколистного из р. Уж до 3,5 мкГр/ч у касатика болотного из озера Глубокое. В пределах одного водоема, отличие в дозовых нагрузках на разных виды, за некоторым исключением, было статистически недостоверным. Исключения из общей закономерности, мы связываем с неоднородностью горизонтального распределения дозообразующих радионуклидов в донных отложениях литорали исследуемых водоемов. Дозовые нагрузки на ВВР повышаются в ряду водоемов оз. Глубокое > оз. Далекое ≥ оз. Азбучин > Яновский затон > р. Припять > р.Уж.

Рассчитан вклад ^{90}Sr и ^{137}Cs в мощность внутренней дозы (рис. 1 а, б, в) с учетом коэффициента поглощения тканями растения, который для ^{137}Cs составляет $4{,}3\times10^{-5}$ и для ^{90}Sr – $6{,}3\times10^{-5}$ мкГр/час на Бк/кг.

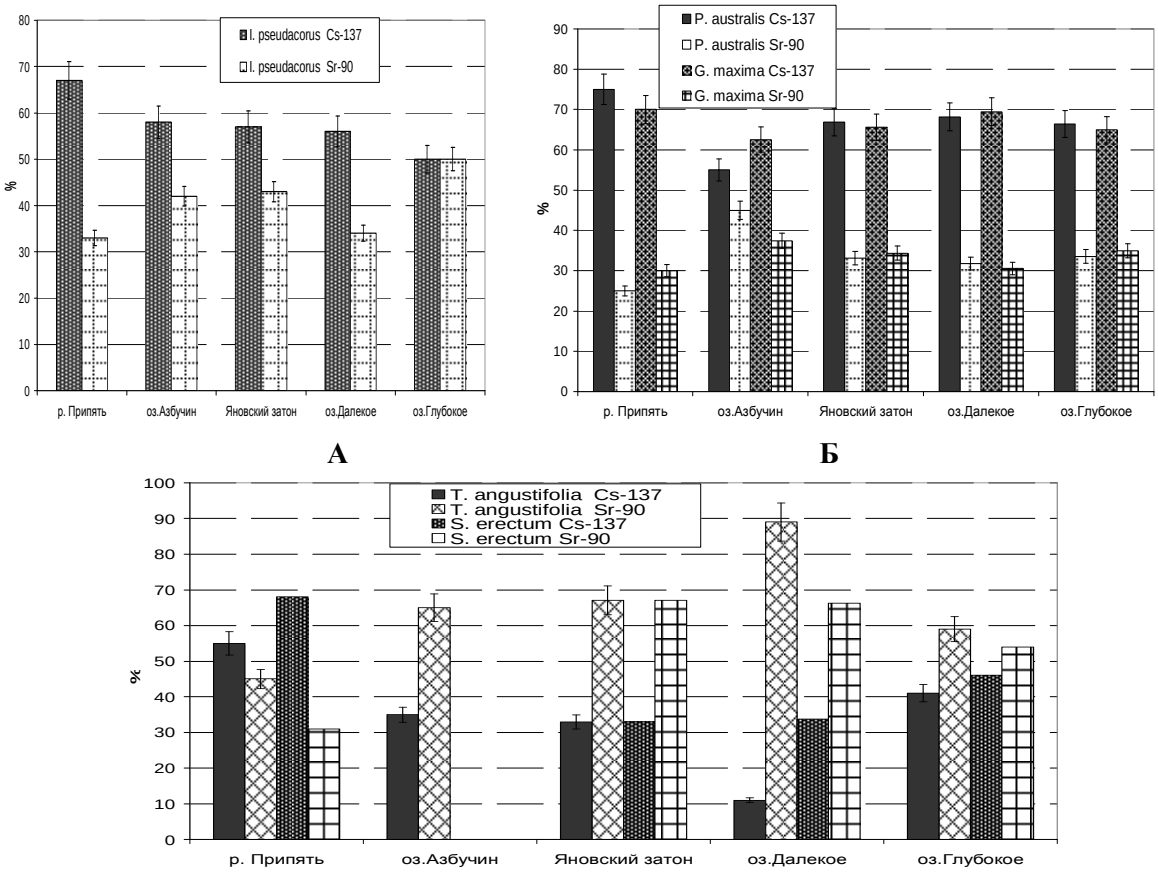


Рис. 1. Вклад радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в мощность внутренней поглощенной дозы: А – касатик болотный; Б – тростник обыкновенный; манник большой; В – рогоз узколистный, ежеголовник прямой

Выводы

Анализ формирования внутренней дозы у референтных видов ВВР выявил некоторые видовые особенности. У касатика болотного вклад во внутреннюю дозу обоих радионуклидов оказался равнозначным, с преимуществом ^{137}Cs . Обращает на себя внимание, что у видов порядка Poales – тростника и манника, основной вклад во внутреннюю дозу вносит ^{137}Cs , а вот у ежеголовника и рогоза, относящихся к одному порядку – Typhales – это ^{90}Sr.

Таким образом, при анализе биологических эффектов у растений с территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие Чернобыльской аварии, мы рекомендуем учитывать не только величину мощности внутренней поглощенной дозы, но и долевое участие радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs, которые характеризуются разными коэффициентами поглощения в тканях растений, и соответственно, различной эффективностью поражения.

1. *Беляєв В. В.* Формування дози опромінення очерету звичайного за умов водойми-охолоджувача ЧАЕС / В.В. Беляєв // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. Спец. вип. “Гідробіологія”. – 2010. – №2(43). – С. 20–23.
2. *Волкова О. М.* Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу. / О.М Волкова.. – Автореф. дис. доктора биол. наук / ІГБ НАНУ. – К.: ТОВ «Видавництво «Сталь», 2008. – 34 с.
3. *Кленус В. Г.* Залежність вмісту радіонуклідів у вищих водяних рослинах від вмісту радіонуклідів у воді та донних відкладах водоймі Києва / В. Г. Кленус, О. Є. Каглян, В. В. Беляев [и др.]. – Проблеми радіац. мед. та радіобіол. Зб наук. праць. – К.: 2005. – Вип 5. – С. 613–617.
4. *Радіонукліди* у водних екосистемах України / М. І. Кузьменко, В. Д. Романенко, В.В. Деревець [та ін.]. – К.: Чорнобильінтерінформ, 2001. – 318 с.

5. *Техногенні радіонукліди* у прісноводних екосистемах / М. І. Кузьменко, Д. І. Гудков, С. І. Кірєєв [та ін.]. – К.: Наукова думка, 2010. – 262 с.
6. *Радиоактивное* и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / В. Д. Романенко, М. И. Кузьменко, Н. Ю. Евтушенко [и др.]. – К.: Наукова думка, 1992. – 194 с.
7. *Шевцова Н. Л.* Цитогенетические нарушения у тростника обыкновенного Phragmites australis в водоемах зоны отчуждения ЧАЭС / Н. Л. Шевцова, Д. И.. Гудков // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, № 6. – С. 107–121.
8. *Шевцова Н. Л.* Вплив хронічної дії іонізуючої радіації на насіннєве потомство очерету звичайного у водоймах Чорнобильської зони відчуження / Н. Л. Шевцова, А. А. Явнюк, Д. І. Гудков // Доповіді НАН України. – 2012. – № 3. – С. 162–167.
9. *Handbook* for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / (Eds.) J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Børretzen. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. – Stockholm, Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. – 395 p.
10. *Shevtsova N. L.* Cytogenetic effects of long-term radiation on higher aquatic plants within the Chernobyl accident Exclusion Zone / N. L. Shevtsova, D. I. Gudkov // Radioprotection. – 2009. – Vol. 44, № 5. – P. 937–940.

Н.Л. Шевцова, Д.И. Гудков, З.О. Широкая, О.Є. Каглян
Інститут гідробіології НАН України, Київ

ФОРМУВАННЯ ПОТУЖНОСТІ ВНУТРІШНЬОЇ ПОГЛИНЕНОЇ ДОЗИ У *HELOPHYTA* ВОДОЙМ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Вивчали формування внутрішньої поглинутої дози у макрофітів водойм Чорнобильської зони відчуження. Вперше проаналізовані видові особливості співвідношення радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs у формуванні потужності внутрішньої поглиненої дози *Helophyta*.

Ключові слова: макрофіти, потужність внутрішньої поглиненої дози, Чорнобильська зона відчуження

N.L. Shevtsova, D.I. Gudkov, Z.O. Shiroka, A.E. Kaglyan
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

INTERNAL DOSE RATE FORMATION IN *HELOPHYTA* FROM THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

The internal absorbed dose rate formation from ionizing sources for representatives of macrophytes in water bodies of the Chernobyl Exclusion Zone is studied. First time it has been analyzed the species specificity of radionuclides ^{90}Sr and ^{137}Cs ratio in the internal absorbed dose formation in *Helophyta*

Keywords:. macrophytes, internal dose rate, Chernobyl exclusion zone

УДК 593.16(477.41/.42)

С.Ю. ШЕВЧУК

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

СЕЗОННІ ЗМІНИ ДОМІНАНТНОЇ СТРУКТУРИ УГРУПОВАНЬ ГЕТЕРОТРОФНИХ ДЖГУТИКОВИХ РІЧКИ ТЕТЕРІВ

Наведено результати дослідження сезонних змін структури домінування гетеротрофних джгутикових річки Тетерів. До „головних видів" протягом всього року віднесено *Bodo designis* Skuja, 1948 та *Spumella major* Zhukov, 1993.

Ключові слова: гетеротрофні джгутикові, структура угруповань, р. Тетерів

До безбарвних джгутикових або гетеротрофних флагелят відносять найпростіших, у яких відсутні функціонуючі хлоропласти, живлення тільки осмотрофне або фаготрофне, а джгутики слугують органелами локомоції [7]. Дослідження гетеротрофних джгутикових у фауні Україні носять фрагментарний характер, хоча це одна з найбільш чисельних та поширених груп найпростіших. Джгутикові мешкають у всіх типах водойм, у різних біотопах, здатні існувати в широкому діапазоні абіотичних чинників, таких як pH, солоність, температура, вміст розчинених у воді кисню та органічних речовин [4, 5].

Мало вивченою залишається екологія гетеротрофних джгутикових. Питання ж структури угруповань гетеротрофних флагелят фауни України є відкритим і потребує ґрунтовних досліджень. Саме тому метою нашої роботи було дослідити сезонні зміни домінантної структури угрупувань гетеротрофних джгутикових р. Тетерів.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для дослідження слугували 96 проби води, відібрані в період 2009-2010 рр. у р. Тетерів (м. Житомир). Проби відбирали зачерпуваннням води і транспортували в скляному посуді в лабораторію. Для визначення видового складу гетеротрофних джгутикових проби води об'ємом 5 $см^3$ розливали в чашки Петрі діаметром 6 см і проглядали під мікроскопом відразу після відбору без використання фіксатора. Для дослідження використовували мікроскоп МИКМЕД (окуляр ×15, об'єктив ×40 з водною імерсією). В кожній чашці Петрі розглядали 15 полів зору. Ідентифікацію видів проводили з допомогою робіт Б. Ф. Жукова [5], Н. Г. Косолапової [6], А. П. Мильникова з співавт. [9], Ворса [10] і З. І. Асаул [2].

Домінантну структуру угрупувань гетеротрофних джгутикових визначали за Етлем [8]. Розрахунок чисельності джгутикових в 1 $см^3$ визначали за формулою:

$$N=n\times S/V\times s,$$ де

N – кількість джгутикових в 1 $см^3$; n – кількість організмів в просторових полях зору; S – площа чашки Петрі; s – площа просторових полів зору; V – використаний об'єм проби [3].

Температуру води визначали калібровочним ртутним термометром з ціною поділки 0,1-0,5°С. Вимірювання pH здійснювали за допомогою pH-метра (pH-150M). Оксигенізацію води визначали за Вінклером [1]. Окиснювальність води – перманганатним методом [1].

При відборі проб води у р. Тетерів (м. Житомир) коливання гідрофізичних та гідрохімічних показників становили: t – 2-25 °С; pH – 6,14-7,25; вміст розчиненого у воді кисню – 3,06-9,35 $мг/дм^3$; вміст розчинених у воді органічних речовин – 6,4-33,6 $мгO_2/дм^3$.

Результати досліджень та їх обговорення

В р. Тетерів нами було ідентифіковано 38 видів гетеротрофних джгутикових. Найбільшим видовим різноманіттям відзначилися кластери **Excavata** та **Rhizaria** (16 та 10 видів відповідно), у **Chromalveolata** і **Opistocontha** видове багатство було нижчим (5 та 3 види), ще 4 види відносяться до групи невизначеного систематичного положення.

Протягом усього періоду досліджень до видів, що мали найбільшу чисельність (понад 1412 екз/$см^3$) належали: *Ancyromonas sigmoides* Kent, 1880, *B. designis*, *Monosiga ovata* Kent, 1880, *Rhynchomonas nasuta* (Stokes, 1888) Klebs, 1893. Загальна чисельність гетеротрофних джгутикових мала найвищі значення в квітні (10950 екз/$см^3$), травні (9183 екз/$см^3$) та вересні (13776 екз/$см^3$).

Зустрічністю, що прямувала до 80% охарактеризувався *B. designis*, найнижчі показники щодо цього мали *Katablepharis ovalis* Skuja, 1948, *Notosolenus sp,*. *Codonosiga botrytis* (Ehrenb.) Kent, 1880 та *Salpingoeca minor* Dangeard, 1910.

При з'ясуванні сезонних змін у домінантній структурі угрупувань гетеротрофних флагелят р. Тетерів вид вважали евдомінантом, якщо його чисельність складала 32-100% від загальної, домінантом − 10-31,9%, субдомінантом − 3,2-9,9%, реседентом − 1-3,1%, субреседентом − 0,32-0,99%, спорадичним видом − менше за 0,32%. „Головними видами" біоценозу є евдомінант, домінант та субдомінант. „Випадковими" є види, відсотковий вміст яких менше, ніж 3,20%, тобто реседент, субреседент, спорадичний вид [8].

У результаті проведених досліджень встановлено, що до „головних видів" протягом всього року можна віднести *B. designis* та *S. major* (таблиця).

Тільки в зимовий період були виділені евдоміманти *B. designis* та *S. major* (їх відсоток від загальної кількості був не менше 32). Кількість видів домінантів весною, влітку та восени відповідно становить 6, 5 та 9, причому *A. sigmoides*, *B. designis*, *Phyllomitus apiculatus* Skuja, 1948, *R. nasuta* є домінантами для кожного з вище вказаних сезонів. Спостерігається велика кількість видів субдомінантів в ті ж сезони – 16, 26 та 16; *Goniomonas truncata* (Fresenius) Stein, 1887, *M. ovata* та *P. apiculatus* зустрічалися у кожному з них.

Таблиця

Зміна складу „головних видів" гетеротрофних джгутикових (по сезонах)

	зима	весна	літо	осінь
Евдоміманти	*B. designis* *S. major*	-	-	-
Домінанти	*S. major* *P. vestita*	*A. sigmoides* *B. designis* *P. apiculatus* *P. simplex* *R. nasuta* *S. major*	*A. sigmoides* *B. designis* *M. ovata* *P. apiculatus* *R. nasuta*	*A. sigmoides* *A. vegetans* *B. designis* *B. ovatus* *G. truncate* *M. ovata* *P. apiculatus* *R. nasuta* *S. vivipara*
Субдоміманти	- -	*A. contorta* *B. ovatus* *B. saltans* *C. granulifera* *C. radiatus* *H. minima* *H. reniformes* *G. truncate* *K. ovale* *M. ovata* *P. fusiforme* *P. apiculatus* *P. minuta* *P. vestita* *S. major* *S. vivipara*	*A. tachyploon* *A. contorta* *A. sigmoides* *B. ovatus* *B. saltans* *C. amoebinus* *C. angustatus* *C. crassicauda* *C. granulifera* *Notosolenus sp.* *E. sulcatum* *H. minima* *H. reniformes* *G. truncate* *K. ovale* *M. ovata* *P. nitrophylus* *P. minuta* *P. pusilla* *P. apiculatus* *P. gemmifera* *P. simplex* *R. simius* *R. nasuta* *S. major* *S. vivipara*	*B. caudatus* *B. designis* *B. repens* *B. spora* *B. globosus* *C. botrytis* *E. sulcatum* *G. truncate* *M. ovata* *P. nitrophylus* *P. apiculatus* *P. gemmifera* *P. simplex* *R. nasuta* *S. minor* *S. major*

Висновки

Отже, в різні сезони року, окремі види, такі як *A. sigmoides*, *Anthophysa vegetans* (O.F.M.) Stein, 1878, *B. designis*, *Bodo ovatus* (Duj.) Stein, 1878, *G. truncata*, *M. ovata*, *P. apiculatus*, *Protaspis simplex* Vørs, 1992, *Paraphysomonas vestita* (Stokes, 1888) De Saedeleer, 1929, *R. nasuta*, *S. major* та *Spumella vivipara* (Ehrenb.) Pascher, 1912 змінювали свою роль в біоценозі, виступаючи в якості евдомінантів, домінантів, або субдомінантів. Це можна пояснити змінами впливу окремих чинників середовища, як абіотичних так і біотичних, на чисельність і видове багатство

джгутиконосців, бо різні види, які були головними в ті чи інші сезони, мають різні преферендуми по відношенню до чинників навколишнього середовища.

1. *Алекин О. А.* Руководство по химическому анализу вод суши / О. А. Алекин, А. Д. Семенов, Б. А. Скопинцев. – Л.: Гидрометеоиздат, 1973. – 269 с.
2. *Асаул З. І.* Визначник евгленових водоростей Української РСР / З. І. Асаул. − К.: Наукова думка, 1975. – 407 с.
3. *Жуков Б. Ф.* Бесцветные жгутиконосцы / Б. Ф. Жуков // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. − Л.: Наука, 1975. − С. 133–135.
4. *Жуков Б. Ф.* К биологии пресноводных зоофлагеллат / Б. Ф. Жуков // Антропогенные факторы в жизни водоемов. − Л.: Наука, 1976. – С. 139–148.
5. *Жуков Б. Ф.* Атлас пресноводных гетеротрофных жгутиконосцев (биология, экология и систематика) / Б. Ф. Жуков. − Рыбинск: ИБВВ РАН, 1993. – 160 с.
6. *Косолапова Н. Г.* Фауна планктонных гетеротрофных жгутиконосцев малых водоемов / Н. Г. Косолапова // Биол. внутр. вод. Информ. бюл. ИБВВ РАН. − 2005. − № 1. − С.11–17.
7. *Серавин Л. Н.* Простейшие. Что это такое? / Л. Н.Серавин. − Л.: Наука, 1984. − 176 с.
8. *Ettl M.* The Ciliate Community (Protozoa: Ciliophora) of a Municipal Activated Sludge Plant: Interactions between Species and Nvironmental Factors / M. Ettl // Protozoological Monographs. − 2000. − Vol. 1. − P. 1–63.
9. *Mylnikov A. P.* Planktonic Heterotrophic Flagellates of Small Water Bodies in the Yaroslavl Province / A. P. Mylnikov, N. G. Kosolapova, A. A. Mylnikov // Entomological Review. − 2002. −Vol. 82. № 1. − P. 271–280.
10. *Vørs N.* Heterotrophic amoebae, flagellates and Heliozoa from the Tvarminne Area, Gulf of Finland, in 1988-1990 / N. Vørs // Ophelia. − 1992. − Vol. 36, № 1. − P. 1–109.

С. Ю. Шевчук
Житомирский государственный университет имени Ивана Франко, Украина

СЕЗОННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ДОМИНАНТНОЙ СТРУКТУРЫ СООБЩЕСТВ ГЕТЕРОТРОФНЫХ ЖГУТИКОНОСЦЕВ РЕКИ ТЕТЕРЕВ

Приведены результаты исследования сезонных изменений в структуре доминирования гетеротрофных жгутиконосцев реки Тетерев. К «главным видам» в течении всего года отнесены *B. designis* Skuja, 1948 и *S. major* Zhukov, 1993. В разные сезоны года отдельные виды такие как *A. sigmoides, A. vegetans, B. designis, B. ovatus, G. truncata, M. ovata, P. apiculatus, P. simplex, P. vestita, R. nasuta, S. major и S. vivipara* меняли свою роль в биоценозе, выступая в роли эвдоминантов, доминантов или субдоминантов.

Ключевые слова: гетеротрофные жгутиконосцы, структура сообществ, река Тетерев

S.Yu. Shevchuk
Ivan Franko Zhytomyr State University, Ukraine

SEASONAL CHANGES ARE IN STRUCTURE OF PREVAILING COMMUNITIES OF HETEROTROPHIC FLAGELLATES RIVER TETERIV

Data on the seasonal changes in the structure of domination in heterotrophic flagellates in Teteriv River are presented in the article. As a result the group of the “principal species” during the year was considered consisting of *B. designis* Skuja, 1948 and *S. major* Zhukov, 1993. Different seasons such as certain species of *A. sigmoides, A. vegetans, B. designis, B. ovatus, G. truncata, M. ovata, P. apiculatus, P. simplex, P. vestita, R. nasuta, S. major and S. vivipara* changed their role in the ecological community, acting as either dominant or subdominant.

Keywords: heterotrophic flagellates, structure of communities, river Teteriv

УДК 574.5:57.017 (282)

Ю.С. ШЕЛЮК

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. В. Бердичівська, 42, Житомир, 10008, Україна

ПОРІВНЯЛЬНО-ФЛОРИСТИЧНИЙ АНАЛІЗ РІЗНОМАНІТТЯ ФІТОПЛАНКТОНУ МАЛИХ РІЧОК

У роботі представлені результати порівняльно-флористичного аналізу різноманіття фітопланктону 11 малих річок Українського Полісся і Лісостепу. Виділено три групи водоростевих угруповань: із домінуванням діатомових, зелених, із практично однаковою кількістю видів зелених і діатомових водоростей. Встановлено, що зв'язок альгофлористичних показників у річках із факторами середовища виражений досить слабко.

Ключові слова: фітопланктон, таксономічний склад, частота трапляння, флористична подібність

Досі пріоритетним напрямком альгологічних досліджень переважно є вивчення закономірностей формування фітопланктону річкових екосистем окремих головних водотоків України, але аналогічні питання щодо малих річок – часто залишаються поза увагою фахівців. Попри наявні в літературі відомості щодо структурної організації фітопланктону малих річок України, встановлення закономірностей формування і підтримання біорізноманіття автотрофної компоненти малих річок – необхідна умова для розробки стратегії охорони рослинного світу.

Метою роботи було встановити закономірності формування таксономічної структури фітопланктону малих річок Українського Полісся та Лісостепу.

Матеріал і методи досліджень

Відбір альгологічних проб здійснювали впродовж 2009-2014 рр. подекадно на стаціонарних станціях, розташованих на малих річках: Путятинка, Крошенка, Коднянка, Лісна, Зелена, Уж, Уборть (Житомирська обл.), Горинь, Корчик (Рівненська обл.), Деревичка, Ікопоть (Хмельницька обл.). Проби фіксували, згущували та камерально опрацьовували загальновідомими методами [4]. У роботі застосовано таксономічну систему водоростей, запропоновану у зведенні «Algae of Ukraine». Гідрохімічний аналіз проводили за стандартними методиками [4].

Результати досліджень та їх обговорення

У фітопланктоні досліджуваних малих річок було ідентифіковано 414 видів водоростей, представлених 436 внутрішньовидовими таксонами з номенклатурним типом виду, що належать до 8 відділів, 14 класів, 32 порядків, 74 родин, 182 родів. Найвище видове різноманіття було властиве річкам Деревичка – 165 видів (177 в. в. т.), Крошенка – 151 (153), Коднянка – 116 (119), Зелена – 104 (106), Корчик – 101 (108), менш насичений видами, різновидами та формами був планктон річок Путятинка – 89 (100), Лісна – 68 (84), Ікопоть – 76 (80), Горинь – 69 (78). У р. Уж ідентифіковано 56 видів (61 в. в. т.), в р. Уборть – 54 (56). Достовірного зв'язку між площею басейну річок та видовим багатством не виявлено.

Наступні 9 порядків є провідними за різноманіттям складу: Euglenales, Sphaeropleales, Chlorellales, Naviculales, Chroococcales**,** Fragilariales, Chlamydomonadales, Bacillariales і Peridiniales**.** Вони утворюють 70% усього видового різноманіття фітопланктону річок. На рівні родин відзначаємо Euglenacea, Scenedesmacea, Selenastracea, Chlorellacea, Fragilariacea, Naviculaceae, Bacillariacea. При оцінці родового складу фітопланктону малих річок виявлені 13 провідних за таксономічною значимістю родів. Положення перших родів за різноманіттям їх складу для всіх річок досить стабільне, пріоритет у видовому багатстві мають: *Trachelomonas*, *Euglena* Ehrenb., *Navicula* Bory, *Nitzschia* Hass. Родові коефіцієнти були в межах 1,3-2,1. Найнижчі значення родових коефіцієнтів відмічені у річках Путятинка (1,3) та Уж (1,6), що зазнають значного антропогенного навантаження за рахунок впливу міст – відповідно Житомира і Коростеня. У цих річках відмічається найвища частка одно- і двовидових родів (по 89%), що

властиво для водойм зі стресовими умовами існування [5]. Річки Уж і Уборть мали найбільшу серед досліджуваних річок кольоровість води. Ці дві річки мали й найнижче видове багатство.

Порівняння таксономічної структури фітопланктону досліджуваних річок із такою для планктонних водоростей приток Дніпра [2] дозволило встановити досить високу подібність не лише на рівні відділів та класів, а й за складом провідних родин та родів. Проте, у досліджуваних нами річках відзначаємо меншу роль десмідієвих водоростей, хоча у річках із досить помітним болотним живленням, як правило, фіксують велику кількість кон'югат.

До видів із максимальною частотою трапляння належали: *Chlamydomonas globosa, Cyclotella* meneghiniana, *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew., *Trachelomonas volvocina, Chrysococcus rufescens* G.A.Klebs, а в річках Уж та Уборть – *Fragilarioforma virescens*.

Ранжування видів водоростей за класами частоти трапляння показало, що в річках переважали види (44-76%), що зустрічалися «зрідка» (в 1–4% проб) та «нечасто» (29-44%) – (у 5-20% проб). Це свідчить про те, що на сучасному етапі розвитку їх екосистем сукцесія протікає за умов домінування природних чинників.

Порівняння водоростевого складу планктонних комплексів досліджених малих річок свідчить про своєрідність кожного з них (рис. 1).

Помічена висока подібність видового складу водоростей річок Путятинка і Лісна визначається не лише подібністю їх геоморфологічних, гідрологічних і гідрохімічних умов а, ймовірно, й впливом антропогенного навантаження м. Житомира. Р. Уж виділяється в окремий кластер, що свідчить про особливість і специфічність її водоростевих угруповань.

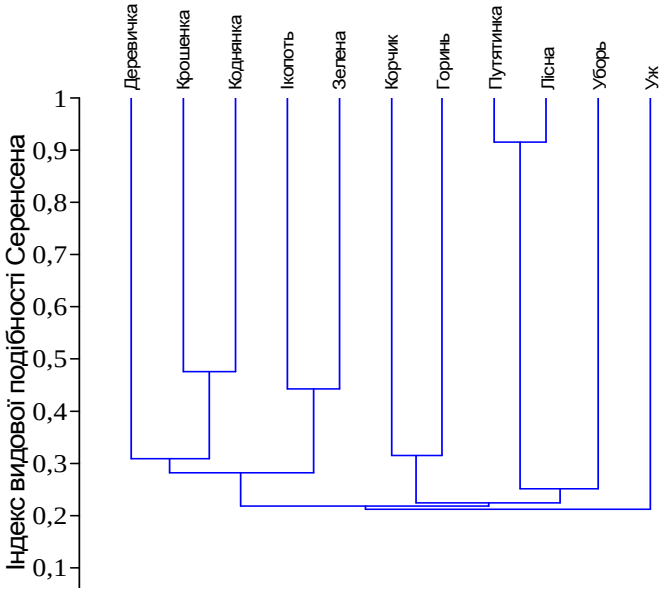


Рис. 1. Дендрограма подібності видового складу фітопланктону малих річок

З метою порівняння фітопланктону досліджуваних річок побудували зірчасті діаграми (рис. 2), як один із найінформативніших методів для аналізу різновеликих флор, що концентрує їх суттєві характеристики [1].

На зірчатих діаграмах помітно, що водоростеві угруповання кожної річки, попри певну індивідуальність і різну видову насиченість, можуть бути віднесені до однієї з трьох наступних груп. У першій (річки Лісна, Путятинка, Уж, Уборть) переважають діатомові. Друга група флор із переважанням зелених водоростей (річки Деревичка, Зелена, Крошенка, Ікопоть). Третя група (Коднянка, Горинь, Корчик) містить практично рівні кількості видів зелених і діатомових водоростей. Досить високе видове багатство евгленових усіх річок пов'язане з дією їх заболочених та заліснених водозборів, а також із впливом антропогенного чинника.

У річках Уж, Уборть, Лісна виявлено зростання вмісту загального заліза порівняно з іншими річками (0,24-0,33 мг/дм^3). Відомо, що найвимогливіші до його концентрації діатомові водорості [3].

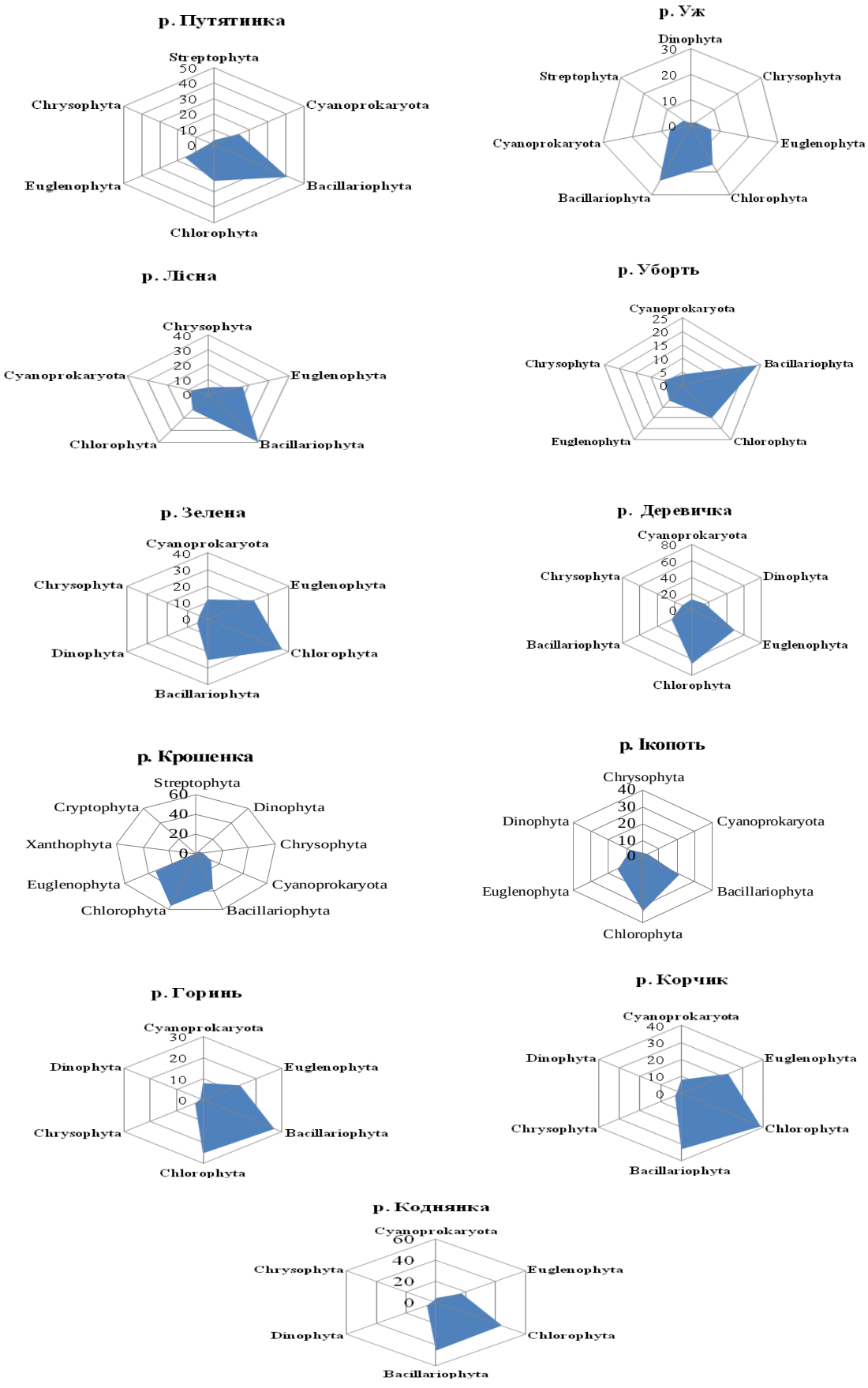


Рис. 2. Таксономічний склад фітопланктону малих річок

Отже, найбільша частка діатомових у складі фітопланктону цих річок, імовірно, обумовлена значною концентрацією у воді загального заліза.

В усіх річках відмічали значне накопичення нітратної форми азоту. У найбільшій мірі це стосувалося річок Коднянка, Крошенка, Горинь, Корчик і Деревичка (2,6–17,0 мг/дм^3), що є результатом антропогенного навантаження на досліджувані водні екосистеми, у них фіксували вищі частки зелених водоростей, в основному за рахунок вегетації хлорококових.

Проте, розраховані коефіцієнти кореляції між аналізованими флористичними показниками та параметрами середовища досить малі.

Висновки

Склад фітопланктону досліджених малих річок суттєво відрізняється, що свідчить про його своєрідність. Проведений флористичний аналіз дозволив виділити три групи планктонних комплексів: із домінуванням діатомових, зелених, із практично рівною кількістю видів зелених і діатомових водоростей. Для річок першої групи були властиві вищі концентрації загального заліза. В усіх річках відмічали значне накопичення нітратної форми азоту, особливо у річках другої та третьої груп. Зі зростанням кольоровості та дії значного антропогенного навантаження фіксували зниження видового багатства та насиченості родів видами. Проте, зв'язок альгофлористичних показників у малих річках із факторами середовища виражений досить слабко, що є загальною рисою лотичних екосистем.

1. *Баринова С. С.* Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды / С. С. Баринова, Л. А. Медведева, О. В. Анисимова. – Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. – 498 с.
2. *Клоченко П. Д.* Особенности видового разнообразия фитопланктона притоков Днепра (Украина) / П. Д. Клоченко, И. Ю. Иванова // Альгология. – 2009. – Т. 19, № 4.– С. 362–379.
3. *Лисицын А. П.* Осадкообразование в океанах / А. П. Лисицын. – М.: Наука, 1974. – 438 с.
4. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [За ред. В. Д. Романенка]. – К.: ЛОГОС, 2006. – С. 8–24.
5. *Охапкин А. Г.* Видовой состав фитопланктона как показатель условий существования в водотоках разного типа / А. Г. Охапкин // Ботан. журн. – 1998. – Т. 83. – С. 1–13.

Ю.С. Шелюк
Житомирский государственный университет имени Ивана Франко, Украина

СРАВНИТЕЛЬНО-ФЛОРИСТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ РАЗНООБРАЗИЯ ФИТОПЛАНКТОНА МАЛЫХ РЕК

В работе представлены результаты сравнительно-флористического анализа разнообразия фитопланктона 11 малых рек Украинского Полесья и Лесостепи. Выделено три группы водорослевых сообществ: с доминированием диатомовых, зеленых, с практически равным количеством видов зеленых и диатомовых водорослей. Вместе с тем, связь альгофлористических показателей с факторами среды в малых реках выражена очень слабо.

Ключевые слова: фитопланктон, таксономический состав, встречаемость, флористическое сходство

Yu.S. Shelyuk
Ivan Franco Zhytomyr State University, Ukraine

COMPARATIVE FLORISTIC ANALYSIS OF PHYTOPLANKTON IN SMALL RIVERS

The paper presents findings of the comparative floristic analysis of phytoplankton diversity in 11 small rivers of Ukrainian Polesye and Forest Steppe. Three groups of algal assemblages have been distinguished: with prevalence of diatoms, green algae, and with almost equal species diversity of green algae and diatoms. At the same time, the relation of algal floristic indices to environment factors in small rivers is feebly marked.

Keywords: phytoplankton, taxonomic composition, occurrence rate, floristic similarity

УДК [577.34:581.526.3] (26)477.41

З.О. ШИРОКА, В.Г. КЛЕНУС, О.Є. КАГЛЯН, Л.П. ЮРЧУК

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграду,12, Київ, 04210, Україна

ДИНАМІКА ВМІСТУ ^{90}Sr ТА ^{137}Cs У ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИНАХ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС

Проаналізовано радіонуклідне забруднення вищих водяних рослин та його зміни протягом 2007-2014 рр. У 2014 р. вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs у макрофітах водойм Чорнобильської зони відчуження лишався на високому рівні. Максимальний вміст радіонуклідів у вищих водяних рослинах спостерігався в оз. Глибоке (^{90}Sr та ^{137}Cs до 117580 і 23490 Бк/кг, відповідно), а найменший – у р. Прип'ять (^{90}Sr та ^{137}Cs 13–810 та 6–1034 Бк/кг, відповідно). В останні роки у біомасі вищих водяних рослин спостерігається підвищення питомої активності ^{90}Sr в порівнянні з ^{137}Cs, що спричиняє зростання співвідношення ^{90}Sr/^{137}Cs.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, вищі водяні рослини, ^{137}Cs, ^{90}Sr.

У прісноводних водоймах вищі водяні рослини відіграють важливу роль в еколого-біологічних процесах, зокрема у накопиченні в біомасі радіонуклідів та їх рециклінгу. В останні 10-15 років у ґрунтах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) відмічено тенденцію виходу рухливих форм ^{90}Sr, які з поверхневим стоком надходять у водойми і швидко включаються у біотичний кругообіг, що підтвердили і наші дослідження.

Процеси природного самоочищення водойм ЧЗВ відбуваються повільно, внаслідок чого екосистеми більшості замкнутих водойм і на сьогодні характеризуються достатньо високим рівнем радіонуклідного забруднення.

Матеріал і методи досліджень

Метою наших досліджень було вивчити та оцінити динаміку радіоекологічних процесів, що відображають здатність та тенденції прісноводних екосистем до відновлення. Радіоекологічні дослідження проводили в 2007-2014 рр. протягом вегетаційного періоду у водоймах ЧЗВ, до якої входять заплавні ділянки й межиріччя Прип'яті й Дніпра. На цій території розташована велика кількість водних об'єктів, що включають затони, стариці й озера, які сформувалися в результаті меандруючого руслового процесу [2].

Об'єктами досліджень були обрані типові водойми ЧЗВ – оз. Глибоке та Янівський затон розташовані на лівобережній та правобережній заплаві, відповідно, а також безпосередньо р. Прип'ять в районі м. Чорнобиль.

Вимірювання вмісту радіонуклідів у рослинах проводили стандартними методами гамма-спектрометрії й радіохімії, прийнятими в радіоекологічних дослідженнях [1]. Концентрацію радіонуклідів у рослинах розраховували в Бк/кг сухої маси. Похибка вимірів не перевищувала 20 %.

Результати досліджень та їх обговорення

Досліджено 10 видів повітряно-водяних (гелофіти), 8 видів занурених (гідатофіти) та 7 видів рослин із плаваючим на поверхні води листям (плейстофіти).

Виявлено, що у ЧЗВ найвищими концентраціями радіонуклідів у макрофітах характеризувались види з непроточних і слабко проточних водойм. Так у 2014 р. в оз. Глибоке вміст ^{90}Sr у вищих водяних рослинах знаходився в межах 294-234290 Бк /кг, а ^{137}Cs – 1449-11780 Бк/кг. Максимальний вміст ^{90}Sr зареєстровано в таких видах з оз. Глибоке – жабурник звичайний *Hydrocharis morsus-ranae* L. (29650 Бк/кг) і півники болотні *Iris pseudacorus* L. (28216 Бк/кг), а найбільший вміст ^{137}Cs – у стрілолиста стрілолистого *Sagittaria saggitifolia* L. (234290 Бк/кг). Високими концентраціями ^{137}Cs характеризувались, також, осока гостра *Carex acuta* Curt. (72570 Бк/кг) та півники болотні (71500 Бк/кг). Слід відмітити, що в 2014 р. у досліджених видах рослин з цієї водойми співвідношення ^{90}Sr/^{137}Cs перевищувало одиницю – у

рогоза вузьколистого *Typha angustifolia* L. – 1,5, глечиків жовтих *Nuphar lutea* (L.) Smith. – 1,85, їжачої голівки прямої – 2,3, куширу зануреного *Ceratophyllum demersum* L. – 3,0.

З початку 1990-х рр. відбувалося зниження питомої активності радіонуклідів у досліджуваних нами водних екосистемах водосховищ Дніпра та інших водойм України. Але в замкнених водоймах лівобережної заплави р. Прип'ять, за умов деякої стабілізації питомої активності ^{137}Cs у воді, в окремі періоди, зареєстровано істотне збільшення вмісту ^{90}Sr.

Тенденція до збільшення питомої активності ^{90}Sr була відмічена для вищих водяних рослин в озерах ЧЗВ. Наприкінці 1990-х рр. питома активність ^{137}Cs у рослинах досліджуваних водойм значно перевищувала таку для ^{90}Sr, тобто ^{137}Cs був основним дозоутворюючим радіонуклідом в рослинах водойм ЧЗВ. Проте у 2000-2010 рр. ці величини були зіставні, а нині питома активність ^{90}Sr є істотно більшою за ^{137}Cs особливо для деяких видів рослин в оз. Глибоке та Янівському затоні.

Зважаючи на те, що з 2011 р. вміст ^{90}Sr у тканинах вищих водяних рослин продовжував збільшуватись, як це відбувалось в більшості досліджуваних нами водойм, можна припустити, що і в наступні роки на території лівобережної заплави р. Прип'ять буде спостерігатись така ж тенденція. Динаміка цього процесу, можливо, залежатиме від інтенсивності переходу мобільних форм ^{90}Sr в розчинений стан та їх доступності для різних видів рослин.

В останні роки радіоекологічна ситуація у дослідженому регіоні не змінилася – спостерігалося підвищення питомої активності ^{90}Sr у вищих водяних рослинах, що спричинило зміну співвідношення ^{90}Sr/^{137}Cs у бік зростання цього показника. Проаналізовано динаміку питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах за 2007-2014 рр. з водойм зазначеного регіону. Так в оз. Глибоке, з 2009 р. питома активність ^{137}Cs у вищих водяних рослинах лишається сталою з незначними коливаннями. В той же час спостерігається підвищення питомої активності ^{90}Sr порівняно з рівнем забруднення ^{137}Cs, що спричиняє зміну співвідношення ^{90}Sr/^{137}Cs у бік зростання цього показника.

Максимальний, серед водойм ЧЗВ, вміст радіонуклідів у вищих водяних рослинах оз. Глибоке. Так у 2014 р. питома активність ^{137}Cs знаходилась у діапазоні 1449–117580 Бк/кг, а ^{90}Sr – 294–234290 Бк/кг (рис. 1). В рослинах з оз. Глибоке прослідковується вірогідне поступове зниження питомої активності ^{137}Cs і зростання ^{90}Sr.

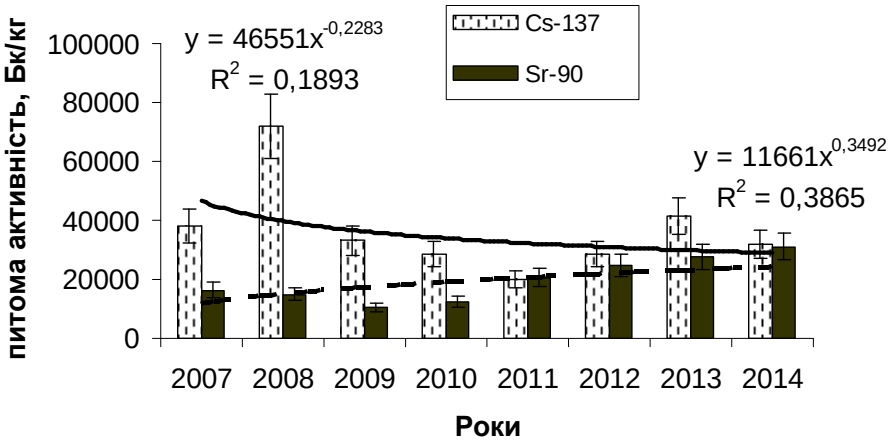


Рис. 1. Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослин оз. Глибоке вродовж 2007-2014 рр.

Дещо меншою була питома активність радіонуклідів у рослинах Янівського затону. Так вміст ^{90}Sr у макрофітах коливався в межах 23-8715, а ^{137}Cs –280-38100 Бк/кг (рис. 2).

Впродовж 2007-2014 рр. динаміка обох радіонуклідів в рослинності Янівського затону лишалася з незначними коливаннями майже на одному рівні.

Найменші рівні забруднення радіонуклідами водяних рослин відмічені в р. Прип'ять. Тут в останні роки у макрофітах реєстрували поступове зниження питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs, а

вміст цих радіонуклідів коливався у межах 13-810 та 6-1034 Бк/кг, відповідно. Але тренди ^{137}Cs та ^{90}Sr у рослинах р. Прип'ять мають тенденцію до поступового збільшення.

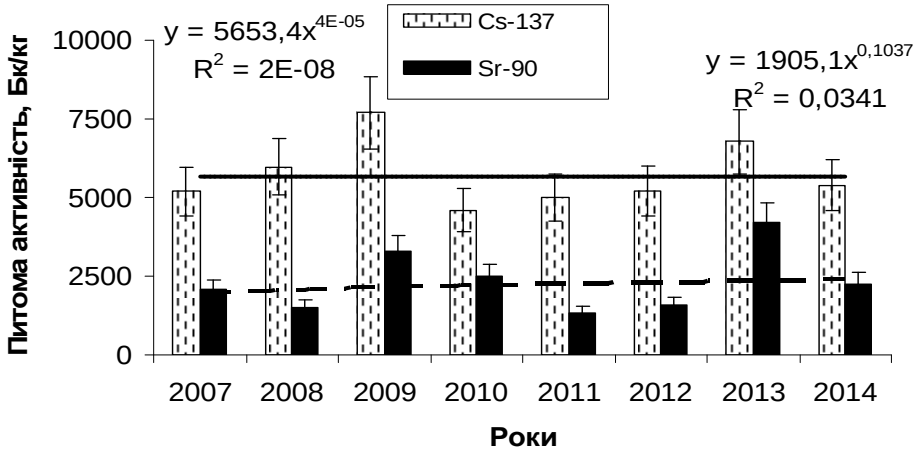


Рис. 2. Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослинах Янівського затону вродовж 2007-2014 рр.

Динаміка питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослин р. Прип'ять у 2007-2014 рр. наведена на рис. 3.

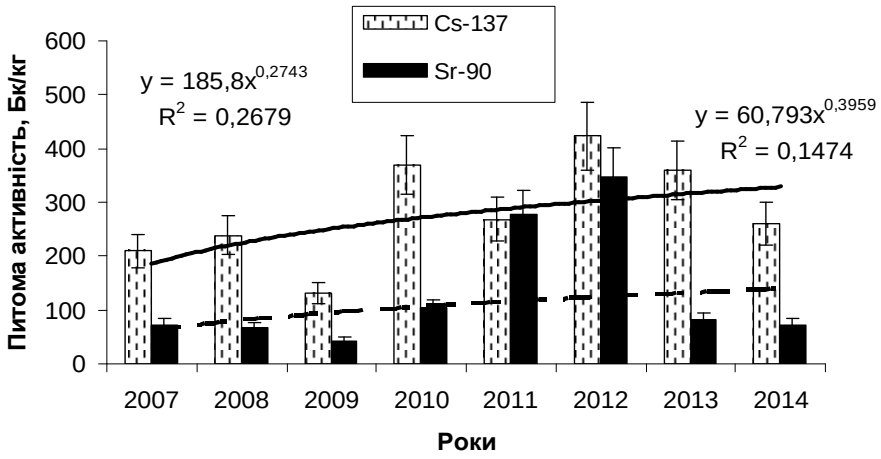


Рис. 3. Питома активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у вищих водяних рослин р. Прип'ять вродовж 2007– 2014 рр.

Висновки

У 2014 р. вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs у вищих водяних рослинах у водоймах ЧЗВ лишається на високому рівні і знаходиться у діапазоні 420 –117580 і 23 – 234290 Бк/кг, відповідно.

Максимальний вміст радіонуклідів у вищих водяних рослинах спостерігався у водоймах лівобережній (оз. Глибоке – ^{90}Sr та ^{137}Cs до 117580 і 23490 Бк/кг, відповідно), дещо менший – на правобережній заплаві р. Прип'ять (Янівський затон – ^{90}Sr 23-8715 та ^{137}Cs 280–38100 Бк/кг) і найменший – у р. Прип'ять (^{90}Sr та ^{137}Cs 13–810 та 6–1034 Бк/кг, відповідно).

Останнім часом радіоекологічна ситуація у водоймах ЧЗВ дещо змінюється – спостерігається підвищення концентрації в макрофітах ^{90}Sr, порівняно з такою ^{137}Cs, що спричиняє зміну співвідношення ^{90}Sr/^{137}Cs у бік зростання ^{90}Sr.

В оз. Глибоке помітна тенденція до зниження тренду ^{137}Cs з одночасним зростанням ^{90}Sr у макрофітах. У рослинах Янівського затону тренд обох радіонуклідів лишається на одному

рівні з незначними коливаннями. В рослинах р. Прип'ять упродовж останніх років відзначено деяке зростання питомої активності обох радіонуклідів.

1. *Кленус В. Г.* Визначення вмісту специфічних речовин радіаційної дії в гідробіонтах різного трофічного рівня / В. Г. Кленус. За ред. В. Д. Романенко. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – С. 321–326.
2. *Кузьменко М. І.* Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах / М. І. Кузьменко, Д. І. Гудков, С. І. Кірєєв та ін. – К.: Наукова думка, 2010. – 263 с.

З.О. Широкая, В.Г. Кленус, А.Е. Каглян, Л.П. Юрчук
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ ^{90}Sr И ^{137}Cs В ВЫСШИХ ВОДНЫХ РАСТЕНИЯХ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

В работе представлены результаты исследований особенностей накопления радионуклидов различными видами высших водных растений в водоемах Зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. Проанализировано содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в них с 2007 по 2014 гг. Дана оценка современного состояния радионуклидного загрязнения растений.

Ключевые слова: высшие водне растения, Зона отчуждения ЧАЭС, ^{90}Sr ,^{137}Cs

Z.O. Shiroka, V.G. Klenus, A.E. Kaglyan, L.P.Yurchuk
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

DINAMICS OF THE ^{90}Sr AND ^{137}Cs IN HIGHER AQUATIC PLANTS OF THE WATER BODIES OF THE CHORNOBYL EXCLUSION ZONE

Papers contain the results of study of the pecularities of radionuclides accumulation by higher aquatic plants of the water bodies of the Chornobyl exclusion zone. Content of ^{90}Sr and ^{137}Cs radionuclides were analyzed from 2007 to 2014. The modern state of radionuclides contamination of plants are estimated.

Keywords: highest aquatic plants, Chornobyl exclusion zone, ^{90}Sr, ^{137}Cs

УДК [577.4]

О.О. ШУГУРОВ

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара
пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49050, Україна

ВПЛИВ ЕЛЕКТРОМАГНІТНИХ ХВИЛЬ НА РУХОВУ АКТИВНІСТЬ ВОДНИХ ОЛІГОХЕТ

У дослідах на водних олігохетах – трубочниках (*Tubifex tubifex*) вивчали вплив надвисокочастотного (НВЧ) опромінення (λ=12 см) на потужність їхніх рухів при різному зовнішньому навантаженні. Показано, що НВЧ з енергією 80 мВт/см^2 здатне знижувати амплітуду механограми рухів та потужність скорочення на 50–65% на кожні 10 хвилин опромінення незалежно від зовнішнього навантаження. Зроблено висновок про негативний вплив електромагнітних НВЧ-полів на прості популяції олігохет.

Ключові слова: трубочники, електромагнітні хвилі, опромінення, рухи, потужність

Електромагнітні хвилі надвисокої частоти (НВЧ) все сильніше проникають в екологічне довкілля не тільки урбанізованих зон, але й місцеперебування диких тварин та рослин. З огляду на те, що при постійному розвитку побутової та промислової техніки спостерігається з одного боку – підвищення вихідної потужності антен та генераторів, і величини частоти кванту

хвиль – з другого, є небезпека пригнічення нормальної активності природних біоценозів. Розширення кола приладів, що використовують НВЧ, неодмінно буде впливати як на окремі біологічні об'єкти, так і біоту в цілому. Чуттєвий вплив НВЧ на клітинному рівні організму був помітний вже давно, та навіть використаний у практичній медицині [1].

Важливо, що такі хвилі можуть діяти не тільки як носії енергії та локально підвищувати температуру тканин при щільності потоку енергії (ЩПЕ) > 10 мВт/см^2 (теплові дози), але й проявляти специфічні ефекти при ЩПЕ < 10 мВт/см^2, включаючи інформаційні. У попередніх дослідах ми вивчали вплив НВЧ хвиль частотою 10 ГГц на водних черв'яків (*Tubifex tubifex*) при енергіях опромінення 0,3–1 мВт/см^2, що відповідає нетепловим дозам [4]. Однак вплив більш довгих НВЧ-хвиль (λ=12 см) з дозами, близькими до теплових, на такі об'єкти раніше не вивчався, що й стало предметом наших подальших досліджень.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили на агрегації олігохет клубка трубочників з 1200-1500 особин, який вміщували у склянку, зверху на нього встановлювали легкий рухливий поршень. Для контролю потужності скорочення черв'яків застосовували додаткові навантаження від 1 до 20 г з кроком 1 г. Для синхронізованої активації олігохет використовували механічній струс склянки за допомогою реле, приєднаного до стимулятора ЕСУ-2. Рухи поршня при скороченні клубка реєстрували за допомогою системи із світлодіода, фотодіода та дзеркальця. Синхроімпульс із стимулятора подавався на систему реєстрації на базі ПЕОМ та адаптора „Мультикон", що включав у себе 4 входи аналогово-цифрового перетворювача.

Опромінення трубочників хвилями НВЧ проводили генератором "Промінь-3" при загальній потужності у тракті 15 Вт, що складало 0,085 Вт/см^2 при експозиції 10 хв. Підвищення рівня опромінення робили шляхом повторення процедури.

Механограми рухів трубочників вивчали на прикладі поодиноких та парних подразнень. Зареєстровані сигнали оцифровували та обробляли прогресивними методами накопичення [3]. Завдяки визначенню часу підняття вантажу вираховували потужність, що приходилася на одного черв'яка. Отримані дані обробляли програмним засобом Statistics v.6.0., імпульсні послідовності були опрацьовані програмою AutoSignal 2.0.

Результати досліджень та їх обговорення

Трубочники (*Tubifex tubifex*) є важливим елементів бентосу, що бере участь у біологічному очищені річок і озер [5]. Вони мають просту нервову систему, яка утворена черевним нервовим ланцюжком. Окрім простих індивідуальних рухів трубочники здатні здійснювати складні групові реакції у вигляді скорочення клубка черв'яків у разі збудження одного з них. Саме такі скорочення клубку трубочників (рис. 1, *а*) були нами використані при аналізі впливу зовнішнього НВЧ-поля.

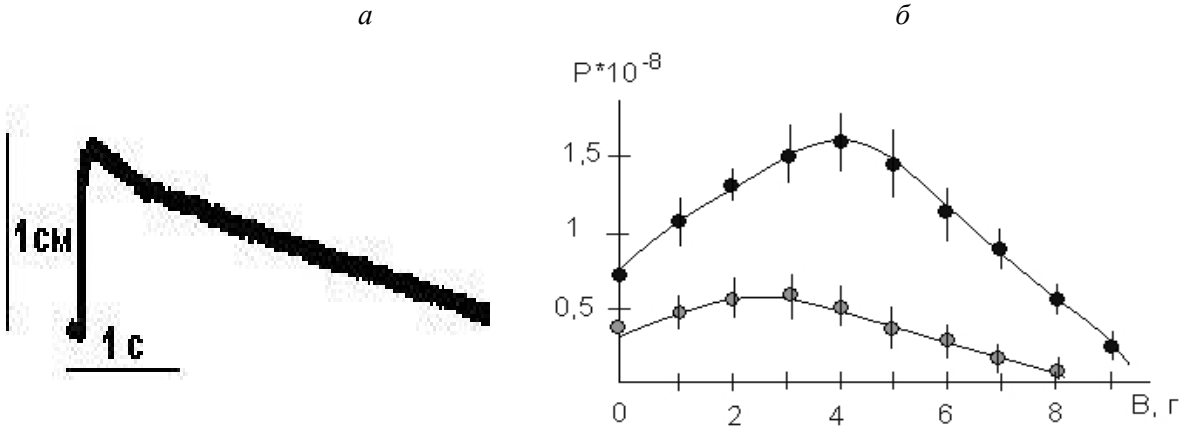


Рис. 1. Зразок механограми скорочення клубка трубочників (*а*) та графік зміни потужності скорочень трубочників від зовнішнього навантаження (*б*)

На *а*: 1 см та 1 с – калібровки пареметрів механограми за величиною (1 см) та тривалістю (1 с) сигналів; на *б*: на осі *Y* – потужність (*Дж*); на осі *X* – маса тягара, *г*. Наведено середньоквадратичні відхилення за даними 8 дослідів.

Попередньо реєстрували механограму клубка у нормі при стандартних значеннях зовнішнього навантаження (див. рис. 1, *а*), далі проводили його опромінення (10, 20 і 30 хв) при сумарній потужності 8,5 мВт/см^2 пристроєм Промінь-3. Через кожні 10 хв здійснювали реєстрацію рухів клубка без- та при різних навантаженнях.

У нормі збільшення вантажу вело до зменшення висоти підняття поршня при одночасному зростанні потужності скорочення кожного окремого трубочника, але було помітне збільшення часу досягнення максимальної потужності, що виражалося у підвищенні часу досягнення максимуму з 0,4–0,5 с (у нормі), до 0,8 – 0,9 с (при навантаженні). Після максимальної потужності відповіді у $1{,}5\times10^{-8}$ Дж (вантаж – 3–5 г), підвищення навантаження (5–10 г) йшло поступове зниження як амплітуди, так і сумарної потужності скорочень клубка. При значних навантаженнях (10–15 г) трубочники вже не могли виробляти синхронне скорочення своїх тіл, тому механограма знижувалася до нуля (рис. 1, *б*).

Після НВЧ-опромінення (10 хв) навіть без вантажу йшло зменшення на 30–40% як абсолютної величини механограми, так і часу відновлення клубка до моменту початку синхронного скорочення. Одночасно спостерігається суттєве зменшення потужності підняття вантажу на 50–70%. Відносно швидкий підйом вантажів відбувався лише при малих навантаженнях (1–3 г), при збільшенні вантажу (>5 г) підняття суттєво гальмувалося навіть відносно норми. При вантажу у 10–12 г активність клубка черв'яків повністю блокувалася.

Оцінка нагріву клубка при зовнішньому нагріванні склянки та за допомогою НВЧ показало, що простий нагрів не зменшував, а навіть збільшував механічну реакцію на 10–12%. Те, що головним чинником пригнічення активності була доза опромінення, свідчили досліди з підвищенням часу опромінення до 20 та 30 хв при вказаній ЩПЕ. При цьому помітне зменшення потужності, амплітуди, максимального тягаря на 50–65 % та 80–93% відповідно для 20 та 30 хв.

Отримані дані вказують на негативний вплив НВЧ-хвиль на нервово-м'язову систему олігохет, що проявляється як у зниженні їхньої максимальної м'язової активності, так і сумарної потужності руху. Показано, що причина такого пригнічення олігохет не може бути позв'язана із зміною температури, а відповідальність за знайдений ефект може належати нетепловій дії НВЧ, що відповідає загальноприйнятим даним [2].

Висновки

1. Зростання часу НВЧ-опромінення нелінійно проявляє ефекти зменшення потужності скорочень клубка при скроченні особин олігохет та, відповідно, призводитиме до зниження інтенсивностіїхніх рухів у процесі дихання й, відповідно, в процесі очищення водного середовища від органічного (спробного) забруднення;
2. Зовнішній нагрів трубочників під впливом електромагнітних хвиль відрізняється від чисто температурного впливу та включає специфічний компонент хвильової дії;
3. НВЧ-хвилі довжиною λ=12 см є чинником, що негативно впливає на фізіологічний стан тварин-очищувачів водного довкілля, якими є водні олігохети – трубочники.

1. *Бецкий О.В* . Миллиметровые волны в биологии и медицине / О. В. Бецкий, Т. И. Котровская, Н. Н. Лебедева // Материалы III Всерос. конф. «Радиолокация и радиосвязь» (26–30 окт. 2009 г.).– М.: ИРЭ РАН, 2009. – С. 146–150.
2. *Сусак И. П.* О первичных механизмах воздействия электромагнитных полей на биологические объекты / И. П. Сусак, О. А. Пономарев, А. С. Шигаев // Биофизика. – 2005. – Т. 50, № 2. – С. 367–370.
3. *Шугуров О. А*. Применение упреждающего усреднения при исследовании вызванных потенциалов мозга / О. А. Шугуров, О. О. Шугуров // Физиология человека (Росс). – 2006. – Т. 32, № 5.– С. 619–622.
4. *Шугуров О. О.* Мощностные характеристики трубочников при воздействии электромагнитных волн длиной 3 см / Материалы междунар. науч. конф. "Радиобиология: антропогенные излучения" (г. Гомель, 25–26 сент. 2014 г.).– Минск: Ин-т радиологии, 2014. – С. 213–215.

5. *Kaeser A. J.* The ecology of Tubifex tubifex in two myxobolus cerebralis enzootic streams in Pennsylvania / A. J. Kaeser, W. E. Sharpe // J. Freshwater Ecology. – 2008. – Vol. 23, № 4.– P. 575.

О.О. Шугуров
Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара, Украина

ВЛИЯНИЕ ЭЛЕКТРОМАГНИТНЫХ ВОЛН НА ДВИГАТЕЛЬНУЮ АКТИВНОСТЬ ВОДНЫХ ОЛИГОХЕТ

В исследованиях на водных олигохетах – трубочниках (*Tubifex tubifex*) изучали специфику влияния сверхвысокочастотного (СВЧ) облучения (λ=12 см) на мощностные характеристики их сокращений при различных внешних нагрузках. Показано, что СВЧ с плотностью потока 8,5 мВт/см^2 способно снижать амплитуду механограммы движений трубочников и мощность сокращений на 15–25 % на каждые 10 мин облучения независимо от внешней нагрузки. Сделан вывод о негативном влиянии электромагнитных СВЧ-полей на популяции олигохет.

Ключевые слова: трубочники, электромагнитные волны, облучение, сокращения, мощность

O.O. Shugurov
Oles Honchar Dnepropetrovsk National University, Ukraine

THE INFLUENCE OF ELECTROMAGNETIC WAVES ON THE LOCOMOTOR ACTIVITY OF AQUATIC OLIGOCHAETES

We investigated influence of electromagnetic super-high frequency (SHF) waves (λ=12 *sm*) on mechanical parameters of motility of bunch tubifex (1300–1500 units) at a different load and sequence of its mechanical stimulation. Is shown, that after a non-thermal wave- irradiation (8,5 *mWt/sm*^{2}) latency and forward front of mechanograms is increased on 5–10%, amplitude and duration of the answers simultaneously decreases. The maximal mass, which can lift single unit tubifex is decreased. The authors make conclusion about temporary negative influence SHF-waves on oligochaetes populations.

Keywords: Tubificidae, electromagnetic wave, irradiation, muscle contraction, power

УДК 001.73:582.261.2

Н.М.ШУРОВА, Г.В. ИВАНОВИЧ, А. В. КУРИЛОВ, Л.М. НИДЗВЕЦКАЯ
Институт морской биологии НАН Украины
ул. Пушкинская 37, Одесса, 65011, Украина

ПРОЦЕССЫ УТИЛИЗАЦИИ ВЫБРОСОВ ЗЕЛЕНЫХ ВОДОРОСЛЕЙ НА ПЕСЧАНОМ БИОТОПЕ

В ходе эксперимента по разложению водорослей выявлены соотношения средней численности и биомассы олигохет, содержания органического вещества в зеленых водорослях и подстилающем песке, с численностью инфузорий и сапротрофных бактерий.

Ключевые слова: органическое вещество, водоросли, инфузории, сапротрофные бактерии, олигохеты

Процесс утилизации органических веществ (ОВ), поступающих из водоема в виде штормовых выбросов зеленых водорослей, а также соотношение численности и биомассы одноклеточных и многоклеточных организмов, участвующих в разложении выбросов, практически не изучался, хотя характеристики этого процесса необходимы в оценках кругооборота ОВ в прибрежной зоне моря.

Материал и методы исследований

Для изучения процесса разложения ОВ, поступающих из водоема в виде выбросов водорослей-макрофитов, был поставлен полевой эксперимент. В качестве полигона выбран песчаный пляж

на побережье Григорьевского лимана, который судоходным каналом соединен с морем, в результате чего соленость вод лимана близка к уровню солености морских вод. Извлеченные из лимана водоросли-макрофиты (преимущественно *Ulva* spp.) были разложены узкой полосой на песке в зоне заплеска (от уреза до 0,5 м). Длительность эксперимента – с 20.05 по 19.06 2014 г. Периодически (с промежутком 2-3 дня) одновременно определяли численность (экз.·м$^{-2}$) и биомассу (г.·м$^{-2}$) олигохет, как в опыте (песок и водоросли), так и в контроле (участок песчаного пляжа без выложенных нами водорослей), а также содержание ОВ в водорослях (мг·г$^{-1}$) и песчаном грунте (г·см$^{-3}$), численность сапротрофных бактерий (КОЕ· см$^{-3}$) и инфузорий (экз.· см$^{-3}$).

Для выявления соотношений содержания ОВ в водорослях и в песчаном грунте с количественными характеристиками сапротрофных бактерий, инфузорий и олигохет использовали регрессионный анализ (STATGRPHICS 5.0).

Результаты исследований и их обсуждение

Известно [1], что олигохеты, которые обитают в песчаных грунтах различных водоёмов, потребляют мелкую часть ила, расположенную между песчинками, детрит растительного и животного происхождения. Немалую роль в питании олигохет играют микроорганизмы и бактерии, разлагающие растительные остатки. Олигохеты с мощной глоткой заглатывают также мелких ракообразных, коловраток, инфузорий. Однако количественные связи взаимоотношений олигохет с этими организмами ранее не изучались.

Поскольку первичная переработка ОВ штормовых выбросов происходит при участии бактерий, то первоначально был проведен анализ соотношений ОВ в водорослях с численностью сапротрофных бактерий. Такая связь, несмотря на малое количество данных, статистически значима на 95%-ном уровне ($F = 17{,}67$, $p = 0{,}025$, $r = -0{,}92$, SEE = 33927), характеризуя увеличение численности сапротрофных бактерий в процессе уменьшения ОВ разлагающихся водорослей (рис. 1). Статистически значимым на 99 %-ном уровне ($F = 42{,}71$, $p = 0{,}0073$, $r = 0{,}97$, SEE = 4070) было увеличение численности сапротрофных бактерий при повышении количества органического вещества в песчаном грунте.

Выявленные зависимости численности сапротрофных бактерий (Nmik, КОЕ ·см$^{-3}$) с органическим веществом водорослей (ORG, мг·г$^{-1}$) и грунта (orgGcm, г·см$^{-3}$),

$$Nmik = 761659 - 863{,}878 \cdot ORG;$$

$$Nmik = 21768{,}5 + 19934{,}8 \cdot orgGcm,$$

могут быть использованы для прогнозных оценок численности сапротрофных бактерий или ОВ в водорослях и в песчаном грунте.

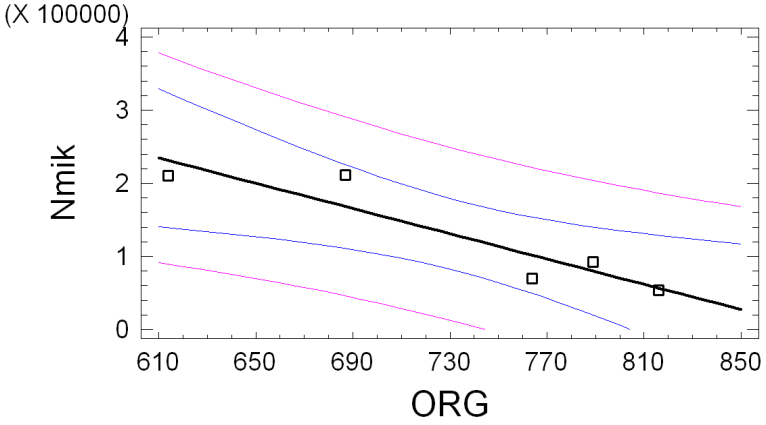


Рис. 1. Соотношения количества ОВ водорослей (ORG, мг·г$^{-1}$) с численностью сапротрофных бактерий (Nmik, КОЕ ·см$^{-3}$)

Связь численности инфузорий с ОВ зеленых водорослей оказалась статистически не достоверной. Однако связь численности инфузорий (Ninf, экз.·см$^{-3}$) с ОВ песчаного грунта

(orgGcm, г·см$^{-3}$) (рис. 2) достоверна на 95 %-ном уровне (F = 21,10, p = 0,0194, r = –0,947, SEE = 0,286):

$$LOG(Ninf) = 6{,}925 – 0{,}9843 \cdot orgGcm.$$

Данное уравнение может быть использовано для прогнозных оценок численности инфузорий в песчаном грунте.

Следует отметить, что отрицательный характер зависимостей численности инфузорий, как и сапротрофных бактерий, с ОВ песчаного грунта указывает на то, что эти одноклеточные организмы принимают участие в утилизации ОВ в прибрежной зоне моря.

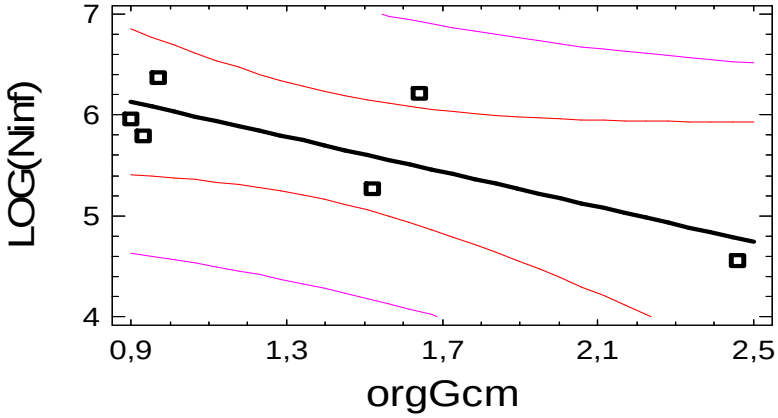


Рис. 2. Соотношение численности инфузорий (LOG(Ninf, экз.·см$^{-3}$)) с количеством органического вещества в песчаном грунте (orgGcm, г·см$^{-3}$)

Соотношение численности олигохет с содержанием ОВ в экспериментальных водорослях (рис. 3) статистически значимо на 95 %-ном уровне (F = 11,19, p = 0,044, r = 0,89, SEE =3471). Однако с биомассой олигохет связь с ОВ водорослей оказалась менее выражена – на 90 %-ном уровне (F = 5,9, p = 0,093, r = 0,81, SEE =20,47).

Увеличение биомассы олигохет при повышении количества ОВ в песчаном грунте (рис. 4), несмотря на немногочисленность данных, статистически значимо на 95 %-ном уровне (F = 14,52, p = 0,0318, r = 0,91, SEE = 5,6), хотя с численностью олигохет статистически достоверной связи не выявлено. Это может быть показателем того, что олигохеты увеличивают биомассу за счет потребления ОВ грунта.

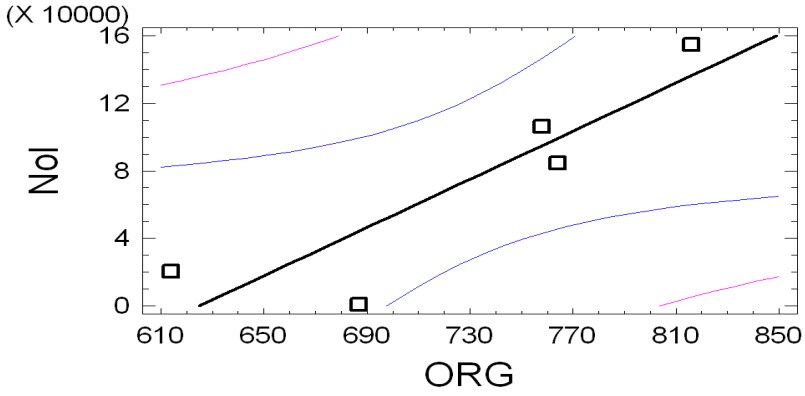


Рис. 3. Соотношение численности олигохет (Nol, экз.·м$^{-2}$) с количеством органического вещества водорослей (ORG, мг·г$^{-1}$).

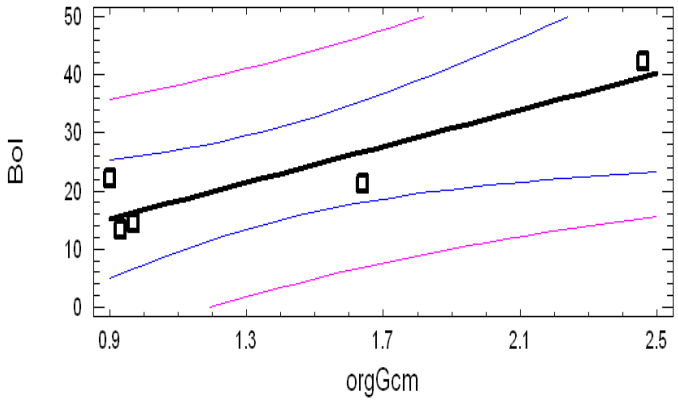


Рис. 4. Соотношение биомассы олигохет (Bol, г·м$^{-2}$) с количеством органического вещества песчаного грунта (orgGcm, г·см$^{-3}$)

Численность сапротрофных бактерий в данном эксперименте статистически достоверно (на 95%-ном уровне) уменьшается (рис. 5), как при увеличении количества олигохет (F = 11,13, p = 0,0103, r = –0,76, SEE = 0,6), так и их биомассы (F = 11,61, p = 0,0093, r = –0,77, SEE = 0,59).

Установленные отрицательные соотношения численности сапротрофных бактерий с биомассой и численностью олигохет свидетельствуют об использовании олигохетами сапротрофных бактерий в качестве пищевого объекта.

При анализе грунта и водорослей в опыте значимой связи численности олигохет с численностью инфузорий не наблюдалось. Однако при анализе проб контроля (участок пляжа без водорослей) выявлялась статистически значимая связь (F = 13,74, p = 0,0207, r = 0,88, SEE = 106,35) между этими показателями.

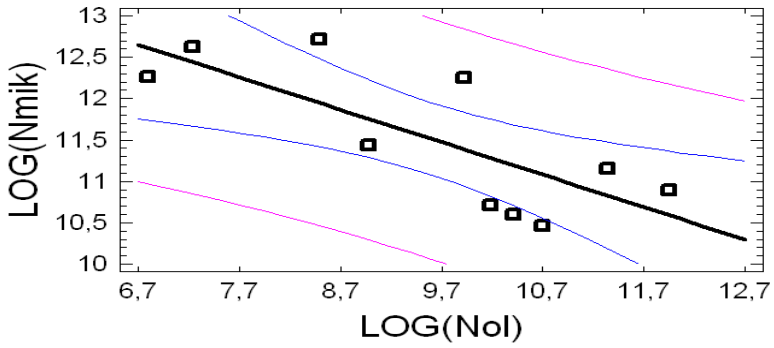


Рис. 5. Соотношение численности сапротрофных бактерий (LOG(Nmik, КОЕ·см$^{-3}$)) с численностью олигохет (LOG(Nol, экз.·м$^{-2}$))

Статистически значимой (p = 0,0028, F = 43,28, r = 0,96, SEE = 65,15), на 99%-ном уровне, характеризовалось и соотношение численности инфузорий с биомассой олигохет. Полученные уравнения зависимости численности инфузорий (Ninf, экз.· см$^{-3}$) на основе численности (Nolig, экз.· м$^{-2}$) и биомассы (Bol, г · м$^{-2}$) олигохет:

$$Ninf = 94{,}18 + 0{,}00443\ Nolig,$$

$$Ninf = 24{,}89 + 19{,}92\ Bol,$$

могут быть использованы для последующей прогнозной оценки численности инфузорий по данным о численности или биомассы олигохет.

Выводы

Таким образом, утилизация ОВ водорослей на прибрежных песчаных пляжах, в конечном итоге, определяется численностью и биомассой олигохет, которые, обитая в песчаных биотопах, не только потребляют ОВ, но и выступают регуляторами степени его утилизации сапротрофными бактериями и инфузориями.

1. *Чекановская О. В.* Водные малощетинковые черви фауны СССР / О. В. Чекановская – М.: Изд-во Академии наук СССР, 1962. – 411 с.

Н. М. Шурова, Г. В. Іванович, А. В. Курілов, Л. М. Нідзведска
Інститут морської біології НАН України, Одеса

ПРОЦЕСИ УТИЛІЗАЦІЇ ВИКИДІВ ЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ НА ПІЩАНОМУ БІОТОПІ

В ході експерименту по розкладу водоростей виявлені взаємозв'язки середньої чисельності і біомаси олигохет з вмістом органічної речовини, з біомасою та чисельністю інфузорій, з кількісними показниками сапротрофних бактерій.

Ключові слова: органічна речовина, інфузорії, сапротрофні бактерії, олигохети,водорості

N. M. Shurova, G.V. Ivanovich, A. V. Kurilov, L. M. Nidzvetskay
Institute of Marine of Biology of NAS of Ukraine, Odesa

RECYCLING PROCESSES OF GREEN SEAWEED ON SANDY BIOTOP

Correlation connections between average number and a biomass of oligohaets with organic substance, between a biomass and number of infusoria, number and a biomass of saprotrophne bacteria are found out during experiment on decomposition of seaweed.

Keywords: organic substance, infusoria, saprotrophne bacteria, oligohaeta seaweed.

УДК [581.526.325] (282.247.32)

В.І. ЩЕРБАК
Інститут гідробіології НАН України,
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

СУКЦЕСІЯ ФІТОПЛАНКТОНУ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ТА ОЦІНКА ЙОГО ТРАНСКОРДОННОЇ ДІЛЯНКИ

Проведено аналіз багаторічної сукцесії фітопланктону Київського водосховища, починаючи з лотичної екосистеми, переходу до лентичної і до сьогодення. Показано зміни в структурній організації фітопланктону і відповідну часову динаміку трофічного стану водосховища. Сучасний потенціал транскордонної ділянки водосховища оцінено як „добрий”.

Ключові слова: Київське водосховище, транскордонна ділянка, сукцесія, різноманіття фітопланктону

Згідно з Водною Рамковою Директивою (ВРД) [6], принцип інтегрального підходу до річкового басейну включає в себе спільний розгляд усіх типів вод з урахуванням їхньої взаємодії. Це дозволяє стверджувати про континуальність водних мас дніпровських водосховищ з відповідною біотою, яка формується інтегруванням дискретних антропогенно порушених чи непорушених екосистем: річка, притоки, стариці, заплавні озера, антропогенно створені в заплаві водойми тощо. Тому, оцінюючи транскордонні річкові басейни, зокрема, водосховища дніпровського каскаду, Київське водосховище відносимо до «антропогенно порушених річкових екосистем».

Стан біоти на всіх ділянках Київського водосховища визначається домінуванням антропогенних чи природних процесів. Вважаємо, що багаторічна робота Київської ГЕС у постійному піковому режимі адаптувала біоту до умов, характерних для антропогенно змінених водотоків. У весняний період багаточасовий, а часто і цілодобовий режим роботи ГЕС має екологічні наслідки, які наближаються до ефекту «промивання», що спостерігається під час повені в антропогенно не порушених великих річках. Тому на сучасному етапі генезису (сукцесії) антропогенно порушеної річки адаптація її екосистеми спрямована на наближення до екосистем нового типу, де за умов постійної дії техногенних чинників відбувається еволюція від природно-штучної до більш наближеної до специфічної природної екосистеми.

За аналізом літературних джерел [1–3] та результатів багаторічних власних досліджень, у межах просторово диференційованого континууму біоти Київського водосховища проведена типологізація водойми на окремі дискретні екосистеми. Кожна з конкретних ділянок водосховища характеризується високою просторово-часовою гетерогенністю абіотичних і біотичних компонентів, що фактично є надекосистемною організацією, до якої більш повною мірою підходить поняття біом. При цьому континуум живої матерії проявляється, в першу чергу, на рівні автотрофної ланки, основою якої є фітопланктон.

Українська транскордонна ділянка на межі із Республікою Білорусь – це сукупність різнопланових (багатоманітних) екологічних компонентів, утворених самою річкою Дніпро, його правою притокою р. Прип’ять, а також заплавно-річковими ландшафтами верхньої ділянки Київського водосховища.

Мета роботи: провести узагальнюючий аналіз багаторічної сукцесії фітопланктону від лотичної екосистеми, її переходу до лентичної та до сьогодення Київського водосховища, а також оцінити потенціал його транскордонної ділянки.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалами для даної роботи слугують результати досліджень фітопланктону Київського водосховища в липні-серпні 2007–2011 рр. в мережі стаціонарних станцій Інституту гідробіології НАН України [1–3, 5].

Фітопланктон відбирали і опрацьовували згідно з загальноприйнятими методами [4]. Станції відбору, їх географічні координати, глибину, температуру води визначали за допомогою $MS2_i$/S/GPS.

Дослідження фітопланктону як біологічного елементу якості водного середовища проводили на різних рівнях його біологічної організації: на популяційно-видовому, на рівні угруповання та на екосистемному рівні [5].

Результати досліджень та їх обговорення

У період досліджень літній фітопланктон Київського водосховища складав 484 види водоростей, представлені 510 видовими та внутрішньовидовими таксонами (в. в. т) із 8 відділів, 14 класів, 36 порядків, 165 родів. Провідне місце у фітопланктоні належить Chlorophyta – 200 в. в. т., Bacillariophyta – 147 в.в.т., Cyanophyta – 51 в. в. т. і Chrysophyta – 46 в. в. т. Розподіл водоростей за класами засвідчує перевагу Chlorophyceae (172 в.в.т), та Bacillariophyceae (92 в. в. т.), а за порядками – *Chlorococcales* (54 роди та 140 видів).

Середня наповненість родів – 3 види, що свідчить про низьку видову представленість більшості із них. Перевагу мали роди *Nitzschia*, *Desmodesmus*, *Chlamydomonas*, *Navicula*, *Trachelomonas*, *Oscillatoria*, в яких налічується від 11 до 21 виду. Але необхідно констатувати, що за аналізом родового спектра водоростей більшість родів (59%) налічували 1–2 види.

Порівняння таксономічного різноманіття водоростей річкової ділянки Дніпра до зарегулювання, у перші роки становлення Київського водосховища [3] із нашими даними, починаючи з 1977 р., виявило ряд характерних змін (таблиця).

Так, у процесі сукцесії спостерігається тендеція зміни таксономічного різноманіття, особливо порівняно з першими роками водосховища, а також зміни у видовому складі фітопланктону. За час наших досліджень список водоростей планктону Київського водосховища поповнився 108 в. в. т, передусім за рахунок представників Chlorophyta і Bacillariophyta. Також зростала з 2–4% до 9% частка золотистих водоростей, в основному за

рахунок дрібноклітинних представників роду *Chrysococcus*. Багато з цих видів є *χ*-, *o*-, *o*-*β*-сапробіонтами, що може свідчити про тенденцію до покращення сапробіологічної ситуації у водоймі.

Таблиця

Динаміка різноманіття фітопланктону Київського водосховища[1]

Відділи	Роки досліджень			
	1953–1963	1966–1967	1977–1984	2007–2011
Cyanophyta	45	35	53	51
Euglenophyta	73	42	34	29
Dinophyta	9	8	17	16
Cryptophyta	*	5	5	8
Chrysophyta	17	5	6	46
Bacillariophyta	149	54	87	147
Xanthophyta	12	7	25	13
Chlorophyta	187	144	162	200
Всього	492	300	389	510

Примітка. 1 – літературні дані 1953–1967 рр. [3].

Встановлено, що протягом всього періоду досліджень сукцесія фітопланктону водосховища характеризується як зелено-діатомово-синьозелена. До зарегулювання, в перші роки наповнення водосховища вагомою була частка евгленових і синьозелених водоростей. На подальших етапах сукцесії (1977–1998 рр.) більшу роль відігравали діатомові, а частка евгленових знижувалась. Необхідно зауважити, що у видовому різноманітті на рівні субдомінантів практично постійною була частка синьозелених водоростей (10–14%). Вважаємо, що це свідчить про домінування природних процесів у формуванні структурно-функціональної організації фітопланктону водосховища і, особливо, його верхньої транскордонної ділянки протягом усього періоду його багаторічної сукцесії.

Структура домінуючих комплексів водоростей визначається гетерогенними умовами ділянок водосховища. Так, полідомінантні угруповання верхньої частини та річкових районів водосховища формували: *Pediastrum duplex* Meyen, *Coelastrum sphaericum* Näg., *Microcystis pulverea* (Wood) Forti emend. Elenk., *Aulacoseira distans* (Ehr.) Sim., *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. та *Stephanodiscus hantzschii* Grun. in Cl. et Grun. У середній та нижній частині домінував вид-вселенець *Sceletonema subsalsum* (A. Cl.), а також *Cyclotella kuetzingiana* Thw., Bethge, *Chlamydomonas globosa* Snow, *Pandorina morum* (O. Müll.) Bory.

Кількісне різноманіття значно варіює, змінюючись у межах декількох порядків: від 0,20 до 41,66 млн. кл/дм^3 та від 0,25 до 24,40 мг/дм^3.

На лотичній транскордонній ділянці біомаса фітопланктону створюється, в основному, за рахунок зелених та діатомових. Заміна цих умов на лімничні, характерні для середньої та нижньої частин водосховища, відображається у зміні угруповань водоростей і співвідношенні основних таксономічних груп у біомасі фітопланктону, де зокрема зростає роль синьозелених водоростей та дрібноклітинних центричних діатомових.

Отримані натурні дані, а також порівняння з ретроспективними [3], показують, що за трофністю Київське водосховище по літньому фітопланктону відноситься до евтрофних, за сапробністю – до *β*-мезосапробних водойм. Отже, в сукцесії фітопланктону спостерігається перехід Київського водосховища із слабкоевтрофного у роки заповнення та мезотрофного на етапі становлення [3] до його сучасного стану як евтрофної водойми.

Узагальнюючий аналіз усього масиву натурних даних і екологічної ситуації української транскордонної ділянки р. Дніпро згідно з вимогами ВРД дозволив обрати як еталонний розріз ділянку водосховища, розташовану нижче кордону із Республікою Білорусь (нижче с. Н. Жари – вище с. Теремці).

Для еталонного розрізу характерні високі видове різноманіття, видова насиченість, порівняно з іншими ділянками водосховища, значно вища (в середньому 61 вид) чисельність

(12,50–69,00 млн. кл./м^3), біомаса (4,70–10,5 мг/дм^3) та досить низькі показники сапробності за індексом Пантле-Букк. Виділяються полідомінанті угруповання діатомових і зелених водоростей.

Висновки

Встановлено, що протягом усіх етапів багаторічної сукцесії фітопланктону, переходу лотичної екосистеми в лентичну, змін трофічного статусу Київського водосховища планктонні водоростеві угруповання характеризувалися високим таксономічним різноманіттям. Потенціал транскордонної ділянки Київського водосховища оцінюється як „добрий".

Вважаємо, що для збереження даного екологічного стану Київського водосховища необхідно постійне проведення низки гідроекологічних біоманіпуляцій на різних рівнях організації, починаючи з ландшафтного, екосистемного, і включно до популяційно-видового.

1. *Абіотичні* компоненти екосистеми Київського водосховища / [В. М. Тимченко, П. М. Линник, О. П. Холодько та ін.]. – К.: ЛОГОС, 2013. – 58 с.
2. *Денисова А. И.* Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования / А. И. Денисова. – Киев: Наук. думка, 1979. – С. 7–18.
3. *Литвинова М. О.* До вивчення фітопланктону верхнього Дніпра / М. О. Литвинова // Укр. бот. журн. – 1964. – Т. 21, № 3. – С. 43–52.
4. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [Арсан О. М., Давидов О. А., ... Щербак В. І. та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
5. *Щербак В. І.* Гідроекологічні аспекти вирішення проблеми оцінки та зменшення загроз біорізноманіттю континентальних водойм України В. І. Щербак // Оцінка і напрямки зменшення загроз біорізноманіттю України. – К.: Хімджест, 2003. – С. 273–348.
6. *Directive 2000/60/EC* of the European Parliament and of the Council, of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Offic. J. of the EC. – L 327, 22.12.2000. – 72 p.

В.И. Щербак
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

СУКЦЕССИЯ ФИТОПЛАНКТОНА КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И ОЦЕНКА ЕГО ТРАНСГРАНИЧНОГО УЧАСТКА

Проведен анализ многолетней сукцессии фитопланктона Киевского водохранилища, начиная от лотической экосистемы, перехода к лентической и до настоящего времени. Показаны изменения в структурной организации фитопланктона и соответствующая временная динамика трофического состояния водохранилища. Современный потенциал трансграничного участка водохранилища оценен как «хороший».

Ключевые слова: Киевское водохранилище, трансграничный участок, сукцессия, разнообразие фитопланктона

V.I. Scherbak
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

PHYTOPLANKTON SUCCESSION IN THE KYIV WATER RESERVOIR AND ASSESSMENT OF ITS TRANSBOUNDARY SECTION

The paper performs the analysis of the long-term phytoplankton succession in the Kyiv water reservoir, from a lotic ecosystem, through its transition to a lentic ecosystem, and till the present time. Changes in phytoplankton structure and the respective temporal dynamics of the reservoir's trophic state have been shown. The present potential of the reservoir's transboundary section has been assessed as "good".

Keywords: Kyiv water reservoir, transboundary section, succession, phytoplankton diversity

УДК 594.7:574.58

С.Д. ЩЕРБАК

Інститут гідробіології НАН України,
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ *PLUMATELLA EMARGINATA* (BRYOZOA, PHYLACTOLAEMATA) В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОГО БІОТОПУ

Конкурентна перемаса моховаток *P. emarginata* перед іншими організмами обростання гідротехнічних споруд Ірпінської насосної станції визначалась швидкими темпами освоєння субстратів колоніями, що розвинулись із пайптобластів. Сигналом для розвитку статобластів слугує підвищення температури субстрату, що передувало підвищенню температури води. Співіснування трьох генерацій протягом вегетаційного періоду дозволяє утримати вже зайнятий субстрат навіть за несприятливих умов та колонізувати поверхні, що вивільняються.

Ключові слова: Bryozoa, техногенні біотопи, життєвий цикл, прісноводний зооперифітон

Серед антропогенно модифікованих водойм найбільш дослідженими, завдяки працям О.О. Протасова та співавторів, є водойми-охолоджувачі теплових та атомних станцій та їхня біота [2]. Для представників одного із типів тварин, а саме для моховаток, умови, що виникли в антропогенно змінених водоймах, виявились настільки сприятливими, що подекуди їхня біомаса сягає найбільших значень, що спостерігалися в природі [1]. Вважається [4], що температура води є основним чинником, що визначає такий розвиток. Але, водночас, температура води в оптимальних межах сприяє розвитку й інших організмів-перефітонтів. Площа субстратів, придатних для первинної колонізації, зазвичай, обмежена, тому пояснення «життєвого успіху» моховаток в умовах конкуренції за субстрат слід шукати в їхній біології.

Plumatella emarginata Allman – один з широко розповсюджених видів сучасних прісноводних моховаток. Її ареал охоплює Європу, Азію (включаючи Японію та Південно-Східну Азію), Північну та Південну Америку. Два типи криптобіозних структур – статобластів – виконують у покриторотих моховаток, до яких належить і *P. emarginata* ті самі функції, що і гібернакули морських моховаток та гемули прісноводних губок. Пайптобласти залишаються в зооїді до його загибелі й забезпечують відновлення колонії на старому місці. Розселення відбувається за допомогою флотобластів – плаваючих статобластів, що генеруються протягом вегетаційного періоду та рухомими личинками.

На відміну від *Plumatella fungosa* (Pallas), еколого-енергетичним характеристикам якої присвячена низка ґрунтовних робіт [3, 4], детальні дослідження біології *P. emarginata* не проводились.

Метою роботи було вивчити особливості життєвого циклу *Plumatella emarginata* в умовах антропогенно модифікованого біотопу, дослідити вплив температури субстрату на терміни та динаміку колонізації їх моховаткою.

Матеріал і методи досліджень

Об’єктом дослідження була популяція моховатки *P. emarginata* на гідротехнічних спорудах Ірпінської насосної станції (50° 44′43” Пн 30° 22′03″ Сх) в 1998–2000 та 2013–2014 рр. Базою порівняння слугували дослідження моховаток водойм басейну середньої течії р. Дніпро (гирлова ділянка річки Стугна, р. Десенка, р. Вільшанка), що проводились в 1991–1993 [6] і 1999 рр., та власні експерименти з культивування моховаток роду *Plumatella*.

Проби угруповань зооперифітону збирались на гідротехнічних спорудах станції (шандорах, бетонних конструкціях) з кінця льодоставу до першої декади жовтня за допомогою шкребка та легководолазного спорядження. Проби оброблялись без попередньої фіксації. Встановлення видової приналежності моховаток проводилось за відповідними визначниками і авторськими таблицями [5].

Результати досліджень та їх обговорення

Шандори Ірпінської насосної станції – сталеві конструкції у шість метрів заввишки – відділяють водну масу Київського водосховища від заплави р. Ірпінь. Суха поверхня шандорів орієнтована на схід і більшу частину дня підігрівається сонцем. Проби, що були відібрані одразу після остаточного танення льоду, засвідчили відсутність живих колоній моховаток. Серед числених пайптобластів *P. emarginata* спостерігались менш численні статобласти *P. fungosa* (Pallas) та поодинокі *P. repens* L. Найбільші концентрації статобластів ($70\times10^5 \pm 15\cdot10^3$ м^2) зафіксовані на глибинах 0,5–1,8 м. Масове проростання статобластів на шандорах розпочалось при температурі води у водосховищі 8°С, а вже у другій половині травня при температурі води 14–16°С біомаса *P. emarginata* вже сягала 12±1,8 кг/м^2. В денний час температура субстрату – сталевих шандорів – підіймалась до 16–24, а подекуди і до 28°С. На бетонних стінках дамби, що обросли друзами молюсків *Dreissena bugensis* Andrusov, окремі колонії моховаток наприкінці травня складалися із 182±80 зооїдів, що відповідає діаметру колонії 0,5–3 см, а біомаса не перевищувала 0,01 кг/м^2 . Пік розвитку біомаси моховаток на бетонних субстратах (0,2–0,5 кг/м^2) припадає на кінець червня – середину липня, що відповідає температурі води 21–24°С. На шандорах протягом першої половини літа спостерігається перерозподіл біомаси моховаток у градієнті глибин. Максимальний розвиток зафіксовано на глибинах від 1 до 2,5 метрів. У деяких місцях товщина шару колоній сягає 4 см. На глибинах понад 3 м зустрічаються окремі, хоча й численні колонії, що не перекриваються. З середини липня, із збільшенням температури води до 28, а температури шандорів у сонячні дні й до 42°С спостерегається вивільнення надзвичайно великої кількості флотобластів, що при західномі вітрі утворюють приповерхневий (0–30 см) шар, який видно неозброєним оком. Концентрація флотобластів у першу декаду серпня 1999 р. становила 12000±600 екз/дм^3. Вочевидь, це свідчить про масове відмирання колоній, що контактують із розжареним субстратом. У 2013–2014 рр. масове відмирання моховаток в звязку із спекою розпочалось на двома тижнями раніше, ніж у період спостережнень в 1998–2000 рр. Цей факт демонструє вплив кліматичних змін на угруповання перифітону.

Оскільки статобласти зберігають здатність до проростання протягом кількох років [7], не завжди коректно робити висновок щодо розвитку колонії із статобластів тієї чи іншої генерації. Однак, натурні спостереження та наші експериментальні дані [6] дозволяють описати життєвий цикл *P. emarginata* на шандорах Ірпенської насосної станції наступним чином.

При прогріванні субстрату до 15–18°С починається проростання статобластів минулих вегетацій (як пайптобластів, так і флотобластів) з утворенням первинних колоній. Вже в середині травня трапляються знахідки флотобластів першої генерації в товщі води. При температурі вище 22°С у колоніях спостерігається значна кількість зооїдів без лофофору, що свідчіть про розвиток у них личинок, тобто про статтєве розмноження моховаток. Як лічинки, так і частина флотобластів, що осідають на живих колоніях та ще вільних субстратах в широкому градієнті глибин, вже наприкінці травня – на початку червня утворюють вторинні колонії які, в свою чергу, через 22–26 днів також генерують флотобласти. Із настанням літньої задухи та температурного екстремуму поверхні шандору колонії першої і частково другої генерації масово гинуть, вивільняючи велику кількість статобластів. Колонії, що залишились, уповільнюють або зупиняють вегетативний ріст. У другій половині серпня температура повертається до оптимальних рівнів, що стає сигналом для проростання статобластів і утворення 2+ та 3 генерації колоній, що гинуть із зниженням температури води до +7°С, або під час першого промерзання шандору.

Отже, первинні, вторинні і третинні колонії можуть співіснувати протягом одного вегетаційного періоду. Така особливість життєвого циклу відмічалась раніше лише для представників вищих покриторотих моховаток – *Lophopodella carteri (Hyatt)* та *Pectinatella magnifica* [7, 8].

Розвиток первинних колоній досліджених популяцій *P. emarginata* у водоймах з природним температурним режимом розпочинався на 2–3 тижня пізніше, ніж у біотопі, що досліджується [6]; масового відмирання колоній із вивільненням великої кількості

флотобластів в середині літа не спостерігається, що, в свою чергу, можливо, не дає поштовх до розвитку третинних колоній.

Висновки

У розглянутому випадку конкурентна перемаса моховаток перед іншим організмом обростання визначалась швидкими темпами освоєння субстратів колоніями, що розвинулись із пайптобластів. Сигналом для розвитку статобластів слугує підвищення температури субстрату, що передувало підвищенню температури води. Співіснування трьох генерацій протягом вегетаційного періоду дозволяє утримати вже зайнятий субстрат навіть за несприятливих умов та колонізувати поверхні, що вивільняються.

1. *Афанасьев С.А*. Пресноводные мшанки в системах водоснабжения тепловых и атомных электростанций / С.А. Афанасьев // VIII Всесоюз. коллокв. по ископаемым мшанкам: тезисы докл. – Таллин, 1990. –С. 54–56.
2. *Протасов А.А*. Пресноводные мшанки в условиях влияния сбросных подогретых вод тепловых и атомных электростанций / А.А. Протасов, С.А. Афанасьев // VII Всесоюз. коллокв. по ископаемым и современным мшанкам: тезисы докл. – М., 1986. – С. 47–49.
3. *Михаевич Т.В*. Эколого-энергетическая характеристика мшанки *Plumatella fungosa* из водоема-охладителя Березовской ГРЭС: автореф. дис. на соискание учён. степени канд. биол. наук: спец. 06.00.17 «Гидробиология» / Т.В. Михаевич. – Минск, 1990. – 22 с.
4. *Михаевич Т.В*. Стратегия жизни мшанки *Plumatella fungosa* (Phylactolaemata) в температурном градиенте / Т.В. Михаевич // Проблемы изучения сохранения и биологического разнообразия водних животных мира: материалы 7-й зоолог. конф. Беларуси. – Минск, 1994. – С. 82–84.
5. *Щербак С.Д.* Таблицы для определения пресноводных мшанок (Bryozoa, Phylactolaemata) Украины / С.Д. Щербак. – Минск, 1993. – 22 с. – Деп.в ОНП НПЭЦ «Верас-Эко» и ИЗ АН Беларуси 13.08.1993, 12.37, № 291.
6. *Щербак С.Д.* Мшанки малых рек Украины и их роль в формировании сообществ обрастания: автореф. дис. на соискание науч. степени канд. биол. наук: спец. 03.00.18 «Гидробиология» / С.Д. Щербак. – М., 1994. – 22 с.
7. *Shuzitu* Oda. Life cycle of Pectinatella magnifica, a freshwater bryozoan / Oda Shuzitu // Advances in Invertebrate Reproduction 5. – Elsevier Science Publishers B.V. (Biomedical Division. Sci Rep Tokyo KyoiKu Daigaku 1990 B 9:90–131.
8. *Shuzitu* Oda. Germination of the statoblasts *of Pectinatella magnifica*, a freshwater bryozoan/ S.Oda//Systematic association Special Volume № 13, “Advances in Bryozoology”, edited by G.P.Abbott. – Academic Press, London&New York.,1979. – P. 93–112.

С.Д. Щербак
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОСОБЕННОСТИ ЖИЗНЕННОГО ЦИКЛА *PLUMATELLA EMARGINATA* (BRYOZOA, PHYLACTOLAEMATA) В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННОГО БИОТОПА

Конкурентное преимущество мшанки *P. emarginata* перед другими организмами зооперифитона на гидротехнических сооружениях Ирпенской насосной станции определяется быстрыми темпами освоения субстратов первичными колониями, которые развиваются из перезимовавших статобластов, пайптобластов и флотобластов. Сигналом к началу прорастаня статобластов служит повышение температуры субстрата – стальних листов шандоров, предшествующее повышению температуры воды. Сосуществование трех поколений мшанок на протяжении периода вегетации позволяет удержать уже занятый субстрат даже при неблагоприятных условиях и заселить освобождающиеся поверхности.

Ключевые слова: Bryozoa, техногенные биотопы, жизненный цикл, пресноводный зооперифітон

S.D. Shcherbak
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

SPECIFIC OF LIFESTYLE OF *PLUMATELLA EMARGINATA* (BRYOZOA, PHYLACTOLAEMATA) IN TECHNOGENE BIOTOP

Competitive advantage of bryozoa *P. emarginata* over other zooperiphyton organisms on the hydraulic engineering facilities of Irpen' Pumping Station is characterized with the high rates of colonization of substrates with the primary colonies being developed on the overwintered statoblasts, both payptoblasts, and phlotoblasts. Increasing temperature of the substrate – on the steel sheets of the sub-water gates – preceding the water temperature increase works as a signal to the start of statoblasts germination. The co-existence of the three bryozoans generations during the vegetation period enables keeping of the captured substrate even under unfavorable conditions and colonizing of the surfaces that become free.

Keywords: Bryozoa, life cycle, freshwater zooperyphyton

УДК (576.89:594):502.51

В.І. ЮРИШИНЕЦЬ
Інститут гідробіології НАН України,
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

СТРУКТУРА СИМБІОЦЕНОЗІВ ГІДРОБІОНТІВ ЯК ПОКАЗНИК ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

На прикладі симбіоценозів молюсків і риб, досліджених у деяких водоймах урбанізованих територій (м. Київ), показано можливість використання структури симбіоценозів гідробіонтів у виявленні несприятливого впливу оточуючого середовища та встановленні екологічного стану водойм.

Ключові слова: симбіоценоз, екологічний стан, урбанізована територія

Надзвичайно високі темпи урбанізації, яка охоплює водні об'єкти, які є невід'ємною частиною територій мегаполісів чи населених пунктів менших за розмірами, визначають суттєву трансформацію водних екосистем. Водні об'єкти урбанізованих територій мають комплексне призначення і зазнають значного ступеню антропогенного впливу: гідроморфологічна трансформація, евтрофікація, забруднення токсикантами та радіонуклідами та ін. За таких умов суттєвого впливу зазнають і симбіоценози гідробіонтів - сукупності інтегрованих багатовидових комплексів факультативних та облігатних симбіонтів, що утворюють біоценотичні зв'язки різного типу на рівні організму, популяції гідробіонтів-хазяїв, різних складових біоценозу та екосистеми в цілому.

Метою дослідження було встановлення особливостей структури симбіоценозів молюсків та риб у водних об'єктах урбанізованих територій, які можуть бути використані в оцінці екологічного стану водних екосистем різного типу.

Матеріал і методи досліджень

Для спостереження за особливостями структури симбіоценозів гідробіонтів в умовах водойм урбанізованих територій було використано два озера в межах. Київ: Опечінь, Бабине. Період досліджень: 2005-2012 рр. За літературними даними оз. Бабине за індексом сапробності належить до категорії «чиста − достатньо чиста» (альфа-оліго-бета-мезосапробна зона, II – III категорії), а оз. Опечінь – «брудна – дуже брудна» (альфа-мезо-полісапробна зона, VI-VII категорія якості води) [9]. Досліджували симбіоценози молюсків *Viviparus viviparus* (L.), *Lymnaea stagnalis* (L.), *L. ovata* (Drap.), *Radix auricularia* (L.), *Theodoxus fluviatilis* (L.), *Bithynia*

tentaculata (L.), *Planorbarius corneus* (L.), *Unio pictorum* (L.), *Unio tumidus* Phil., *Anodonta piscinalis* Nils. Іхтіологічні дослідження в 2012 р. дозволили дослідити наступні види риб: карась сріблястий *Carassius gibelio* (Bloch), бичок-пісочник *Neogobius fluviatilis* (Pallas), окунь звичайний *Perca fluviatilis* L., лящ звичайний *Abramis brama* L., плоскирка європейська *Rutilus rutilus* (L.), краснопірка звичайна *Scardinius erythrophthalmus* (L.), щиповка звичайна *Cobitis taenia* L., риба-голка *Syngnathus nigrolineatus* Eichwald та ін.

Відбір та обробка матеріалу проводився відповідно до прийнятих методик [4]. Визначення симбіотичних організмів – за допомогою визначників та наукових робіт [3, 5-8, 11].

Результати досліджень та їх обговорення

В результаті паразитологічних досліджень модельних водойм у молюсків було знайдено загалом 15 видів симбіотичних організмів різних таксономічних груп – інфузорії (3 види), трематоди (11 видів), нематоди (табл. 1).

Таблиця 1

Симбіофауна молюсків урбанізованих водойм м. Києва

№	Водні об'єкти / Види симбіонтів	оз. Опечінь	оз. Бабине
1	*C. anodontae*		+
2	*C. curtus*		+
3	*C. unionis*		+
4	*Aspidogaster conchicola*		+
5	*Bucephalus polymorphus*		+
6	***Echinoparyphium echinatoides***	+	
7	***Cercaria bolshewensis***		+
8	*Echinostomatidae* gen. sp.	+	+
9	***Leucochloridiomorpha constantiae***		+
10	***Cercaria pugnax***	+	+
11	*Cotylurus brevis*		+
12	*Opisthioglyphe ranae*		+
13	***Opisthioglyphe* sp.**	+	+
14	***Bilharziella polonica***	+	
15	*Nematoda* fam. gen. sp.		+

Дослідженнями 2011 р. було встановлено, що близько 11% молюсків *Planorbarius corneus* з оз. Опечінь були інвазовані трематодами *Bilharziella polonica* – збудниками шистозоматозного дерматиту. Загалом симбіофауна черевоногих молюсків цього озера характеризувалась відносною бідністю видового складу трематодофауни, двостулкові молюски не були виявлені.

Іхтіопаразитологічні дослідження також встановили достовірну бідність паразитофауни риб в оз. Опечінь порівняно з оз. Бабине (табл. 2). Ця різниця є ще більш показовою у зв'язку з тим, що в оз. Бабиному нам вдалося виловити та дослідити лише 5 видів риб (карась сріблястий, щиповка звичайна, краснопірка, риба-голка, бичок-пісочник), а в оз. Опечінь – 9 видів іхтіофауни (карась сріблястий, щиповка звичайна, краснопірка, лящ, бичок-пісочник, окунь звичайний, судак звичайний, плоскирка європейська, щука).

Таку істотну відмінність можна пояснити лише суттєво гіршими умовами існування риб та їх симбіонтів, у симбіоценозах були відсутні переважно ектопаразити, які зазнають безпосереднього впливу несприятливих чинників оточуючого середовища.

Таблиця 2

Симбіофауна риб деяких водойм м. Києва

№	Водні об'єкти Види ендобіонтів	оз. Опечінь	оз. Бабине	Види хазяїв
1	*Costia necatrix*		+	Карась сріблястий
2	*Trichodina* sp.		+	Карась сріблястий, риба-голка
3	*Trichodinella epizootoca*		+	Карась сріблястий
4	*Trypanosoma cobitis*	+	+	Щиповка
5	*T. carassii*		+	Карась сріблястий
6	*Trypanoplasma borreli*	+	+	Щиповка
7	*Myxidium macrocapsularis*		+	Краснопірка
8	*Gyrodactilus elegans*		+	Карась сріблястий
9	*Dactylogyrus anchoratus*		+	Карась сріблястий
10	*Sphaerostomum bramae*		+	Краснопірка
11	*Diplostomum* sp.	+	+	*
12	*Trematoda* fam. gen. sp. I	+		Краснопірка

Примітка. * - зареєстровано у більшості виявлених видів.

Особливості біології симбіонтів гідробіонтів (характер локалізації, життєві цикли, особливості метаболізму та ін.) можуть бути використані для розробки нових методів біологічної індикації. При встановленні екологічного стану як елементи якості можуть бути використані структурні показники симбіоценозів поширених видів гідробіонтів (деякі види черевоногих та двостулкових молюсків, риб) видовий склад та характерні показники інвазії у яких добре відомі для різнотипних водних об'єктів. Таку можливість показали і наші попередні дослідження [10].

На нашу думку для встановлення екологічного стану серед структурних показників симбіоценозів гідробіонтів як дескриптори, можуть бути використані: 1) кількість видів епібіонтів (ектопаразитів), які зазнають безпосереднього впливу оточуючого середовища; 2) наявність та кількість автогенних видів симбіонтів (життєві цикли можуть повністю реалізовуватись в екосистемі), серед цієї групи – частка видів, які мають вільноживучі стадії (зазнають впливу зовнішнього середовища); 3) наявність та кількість алогенних видів (життєві цикли виходять за межі екосистеми, інвазійні стадії можуть надходити ззовні, серед цієї групи – частка видів, які мають вільноживучі стадії (зазнають впливу зовнішнього середовища).

Через значну гідроморфологічну трансформацію у більшості водних об'єктів урбанізованих територій у сенсі методології Водної рамковою директиви 2000/60/ЄС не може бути встановлений їх екологічний стан, а лише екологічний потенціал [1, 2]. Якщо водний об'єкт характеризується хімічним станом, – «нездатний досягти доброго», чи наявністю небезпечних збудників хвороб людини (у наших дослідженнях – збудник шистосоматозного дерматиту), інші елементи якості не можуть свідчити про «задовільний», чи кращий за «задовільний» стан, чи потенціал. На нашу думку, першим етапом у визначенні екологічного стану (потенціалу) водного об'єкту має бути санітарно-гідробіологічна оцінка його безпечності для водокористувачів. У випадку відсутності небезпечних забруднювачів та збудників хвороб, екологічний стан може бути встановлений відповідно до запропонованих елементів якості, в першу чергу – характеристик біоти. Структурні показники симбіотичних угруповань гідробіонтів також можуть бути використані у такій концепції оцінки, доповнюючи традиційні методи біологічної індикації.

Наші дослідження показали вразливість цілого ряду видів епі- та мезобіонтів молюсків та риб за значного антропогенного впливу. Більшість виявлених у молюсків та риб видів ендобіонтів, є або алогенними видами (паразити птахів), або автогенними, які передаються лише переносником (кровепаразити, які передаються п'явками), що також може свідчити про несприятливий вплив оточуючого середовища.

Висновки

Деякі види епі- та мезобіонтів молюсків та риб (інфузорії, моногенеї, паразитичні ракоподібні) за значного антропогенного впливу не спостерігаються в екосистемах водних об'єктів урбанізованих територій. Більшість виявлених видів ендобіонтів мають життєвий цикл, який виходить за межі екосистеми, або реалізується без вільноживучих життєвих стадій.

Санітарно-паразитологічні показники можуть бути використані у процедурі оцінки екологічного стану, або потенціалу. У разі встановлення безпечності середовища існування для людини, ці показники можуть бути використані для доповнення інших методів біологічної індикації.

1. *Биоиндикация* экологического состояния водоемов в черте г. Киева / [В.Д. Романенко, А.В. Ляшенко, С.А. Афанасьев и др.]. − Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, № 2. – С. 3–24.
2. *Водна* Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення / EU Water Framework Directive 2000/60/EC. Definitions of Main Terms. – Київ. – 2006. – 240 с.
3. *Здун В.І.* Личинки трематод у прісноводних молюсків України / В.І. Здун. – К.: Вид-во АН УРСР, 1961. – 143 с.
4. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
5. *Определитель* паразитов пресноводных рыб фауны СССР. Т.1: Паразитические простейшие – Л.: Наука, 1984. – 428 с.
6. *Определитель* паразитов пресноводных рыб фауны СССР. Т.2: Паразитические многоклеточные (Первая часть) – Л.: Наука, 1985. – 425 с.
7. *Определитель* паразитов пресноводных рыб фауны СССР. Т.3: Паразитические многоклеточные (Вторая часть) – Л.: Наука, 1987. – 583 с.
8. *Протисты*: Руководство по зоологи. Ч. 2 / под ред. А.Ф. Алимова. – СПб.: Наука, 2007. – 1144 с.
9. *Ситник Ю.М.* Еколого-токсикологічний стан деяких водойм міської зони Києва / Ю.М. Ситник, О.М. Арсан. − Риб. госп-во. – 2005. – № 64. – С. 154–160.
10. *Юришинець В.І.* Оцінка екологічного стану водних об'єктів із застосуванням паразитологічних показників // В.І. Юришинець, Н.В. Заіченко, Т.С. Рибка. – Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2012. – №2 (51). – С. 315–318.
11. *Raabe Z.* Ordo Thigmotricha (Ciliata − Holotricha) IV. Familiae Thigmophriidae / Z. Raabe. − Acta Protozool. – 1971. – V. 9. – P. 121–170.

В.И. Юришинец
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

СТРУКТУРА СИМБИОЦЕНОЗОВ ГИДРОБИОНТОВ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

На примере симбиоценозов моллюсков и рыб, исследованных в некоторых водоемах урбанизированных территорий (г. Киев), показана возможность использования структуры симбиоценозов гидробионтов в выявлении неблагоприятного воздействия окружающей среды и установлении экологического состояния водоемов.

Ключевые слова: симбиоценоз, экологическое состояние, урбанизированная территория

V.I. Yuryshynets
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE STRUCTURE OF HYDROBIONTS' SYMBIOTIC COMMUNITIES AS AN INDICATOR OF ECOLOGICAL STATE OF THE WATER BODIES IN URBAN AREAS

The ability of application of a structure of symbiotic communities for identification of adverse effects of the environment and the establishing of ecological status of the water bodies is shown on example of symbiocenosis of molluscs and fishes in some water reservoirs in urban areas (Kyiv City).

Keywords: symbiocenosis, ecological state, the urban area

УДК [574.583+574.587:504.61] (477.63)

В.О. ЯКОВЕНКО, В. В. БІЛИК

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара
вул. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ 49010, Україна

ЗООПЛАНКТОН І ЗООБЕНТОС САМАРСЬКОЇ ЗАТОКИ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Досліджені структурно-функціональні показники зоопланктону і зообентосу Самарської затоки Запорізького водосховища. Встановлено велику кількість у складі зоопланктону органотрофних коловерток, що свідчить про наявність органічного забруднення затоки. Серед досліджених біотопів найбільші показники розвитку зоопланктону відзначені в заростях рдесника, найменші – у біотопі очерету, щільні зарості якого алелопатично пригнічують представників планктофауни. Великий ступінь заростання верхньої частини затоки був причиною того, що біомаса зоопланктону всіх біотопів даної частини виявилась на 5% рівні значущості нижче біомаси нижньої частини. Ранжування ділянок Самарської затоки за показниками зообентосу показало найбільшу забрудненість стоку лівобережної станції аерації та зони його впливу. На даних ділянках були виявлені лише зообентонти, найбільш резистентні до впливу стічних вод – личинки мухи й олігохети. Для оптимізації екологічного стану затоки необхідне чітке регулювання надходження органічної речовини до її акваторії і зниження заростання її макрофітами шляхом зариблення білим амуром.

Ключові слова: Самарська затока, зоопланктон, зообентос, сапробність, заростання

Самарська затока є частиною Запорізького водосховища, яка зазнає вплив забруднень, що надходять з шахтними водами Західного Донбасу, господарсько-побутовими стоками м. Дніпропетровськ і промисловими стоками міст Павлограда, Новомосковська. Навантаження скидами шахтних вод зумовлює зростання мінералізації до 3,2 г/дм^3, а також збільшення концентрації важких металів у воді затоки [4]. Велика площа мілководь верхньої частини затоки (90%) призводить до заболочування [2]. Недоочищені стічні води лівобережних очисних споруд м. Дніпропетровська містять значну кількість фосфатів і нітратів, що викликає евтрофікацію затоки, обміління, погіршує якість води та сприяє цвітінню синьозелених водоростей [4]. У той же час Самарська затока є цінною в рибопромисловому відношенні. Для раціонального використання ресурсів затоки та вирішення її екологічних проблем необхідне вивчення структурно-функціональних рис та головних тенденцій трансформації зоопланктону та зообентосу, які є чутливими індикаторами стану гідробіоценозу та надають характеристику кормової бази риб затоки.

Матеріал і методи досліджень

Відбір проб зообентосу проводили на 5 станціях Самарської затоки, у тому числі у зоні впливу стоку лівобережної станції аерації (рис. 1).

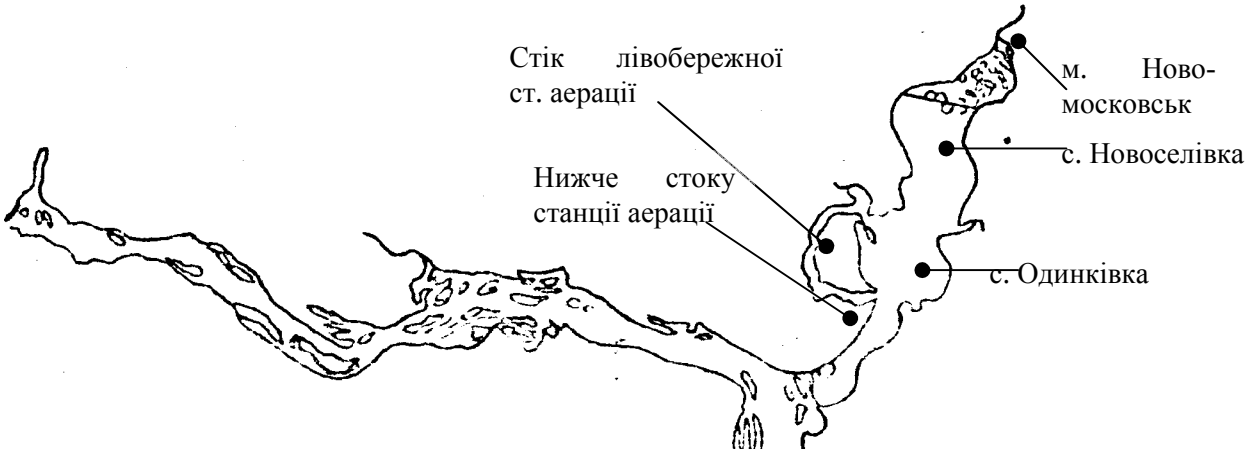


Рис. 1. Станції відбору проб у Самарській затоці

Проби зоопланктону відбирали влітку 2014 р. на 4 біотопах Самарської затоки у верхній і нижній частині затоки. Відбір та обробку проб зоопланктону та зообентосу здійснювали за загальноприйнятими методиками [3]. Оцінку ступеня чистоти води досліджених станцій давали на підставі категорій якості води, які визначали згідно з рекомендаціями [3] та комбінованого індексу стану угруповання [1]. КІСУ = (2 СС + 1,5 ОІП + 1,5 В + N + H + S), де СС – середня сапробність, ОІП – олігохетний індекс Пареле, В – біомаса, N – чисельність, Н – індекс Шенона, S – кількість видів. До формули входять не абсолютні значення показників, а їхні ранги.

Результати дослідження та їх обговорення

Упродовж періоду дослідження у складі зоопланктону Самарської затоки було відзначено 97 видів, з них 57 видів коловерток, 11 – веслоногих, 28 – гіллястовусих ракоподібних, а також велігери дрейсени. Серед досліджених біотопів відсоток коловерток був найбільшим у пелагіалі, а ракоподібних – у заростях рдеснику. У заростях рдеснику відзначене також найбільше різноманіття фітофільних ракоподібних. У пелагіалі інтенсивно розмножувались коловертки родів *Asplanchna, Brachionus, Ascomorpha, Filinia*; багато видів з цих родів зустрічаються тільки в умовах високої концентрації органічної речовини.

Біомаса зоопланктону Самарської затоки коливалась від 675,9 до 1379 мг/м^3, у середньому – 988,3 мг/м^3 (рис. 2).

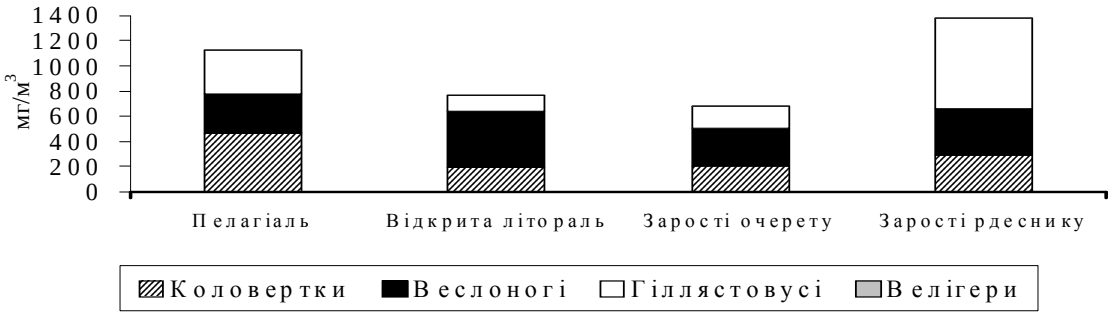


Рис. 2. Біомаса зоопланктону біотопів Самарської затоки

Біомаса зоопланктону в пелагіалі та в заростях рдеснику виявилась схожою, але якщо в пелагіалі ця біомаса утворювалась здебільшого численними коловертками, то в заростях рдеснику – більш масивними ракоподібними. Найменшою біомаса планктофауни виявилась у заростях очерету – 675,9 мг/м^3, що, вірогідно, пов'язане з алелопатичним пригніченням зоопланктону в умовах щільних заростей очерету [5]. Біомаса зоопланктону на всіх біотопах нижньої частини Самарської затоки виявилась на 5% рівні значущості вищою порівняно з біомасою біотопів верхньої частини, що пояснюється пригніченням зоопланктонтів в умовах щільних заростей очерету та заболочування верхньої частини затоки.

За індексом сапробності найбільш забрудненою виявився біотоп відкритої літоралі, де цей показник дорівнював 2,41, дещо меншим індекс був у пелагіалі. Саме в цих біотопах спостерігались численні сапробіонти *Asplanchna priodonta, Filinia longiseta, Brachionus calyciflorus, Br. diversicornis.* У заростях рдеснику та очерету сапробіонти також мешкали, але їхня частка тут була меншою. У середньому індекс сапробності затоки за зоопланктоном складав 2,04±0,14, що відповідає 4 категорії якості й ступеню чистоти води "помірно забруднені" [3].

Середня чисельність «м'якого» зообентосу у відкритій літоралі Самарської затоки складала 4,4 тис. екз/м^2, а біомаса – 5,7 г/м^2 (рис. 3).

На станціях Самарської затоки поза впливом стоку, де переважає замулений пісок, домінували хірономіди родів *Tanytarsus* і *Cricitopus*, олігохети *Limnodrilus hoffmeisteri* та представники понто-каспійського комплексу: *Dreissena polymorpha, D. bugensis, Dikerogammarus villosus, Chaetogammarus ischnus*. Жодна з груп зообентосу не мала явного домінування. Різко змінювалось співвідношення груп зообентосу в стоці очисних споруд і у зоні його впливу. На тлі пригнічення розвитку більшості груп бентофауни, у стоці біомаса

зообентосу зростала до 7,3 г/м^2 за рахунок розвитку тут резистентної до нестачі кисню личинки мухи *Eristalis tenax*. На ділянці 300 м нижче стоку збільшувалась частка пелофільних видів олігохет, які є індикаторами органічного забруднення: *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Ilyodrilus hammoniensis*. Також слід відзначити відсутність на ділянках впливу стоку молюска *Dreissena*, який є фільтратором і тому є дуже чутливим до забруднення та замулення.

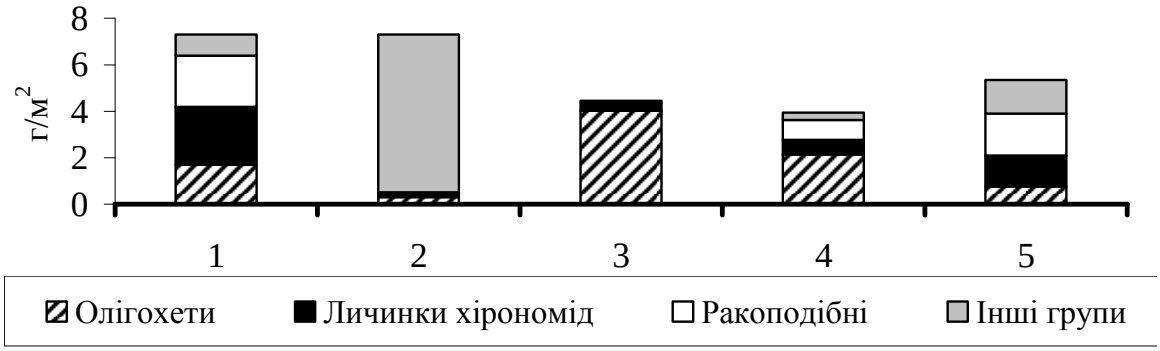


Рис. 3. Біомаса зообентосу Самарської затоки: *1* – біля с. Одинківка, *2* – стік лівобережної станції аерації, *3* – 100 м нижче стоку лівобережної станції аерації, *4* – біля с. Новоселівка, *5* – м. Новомосковськ

На підставі показників структури зообентосу досліджені станції були ранжирувані за комбінованим індексом стану угруповання (КІСУ) і за категоріями якості води (табл. 1). На підставі обох класифікацій найбільш забрудненим виявився стік лівобережних очисних споруд – «дуже брудні» (7 категорія якості), а найбільш чистою – ділянка біля с. Одинківка.

Таблиця 1

Показники зообентосу ділянок Самарської затоки

Станції	Ранг станції за КІСУ	Сапроб-ність (*S*)	Індекс Шенона (*H*, біт/екз)	Домінуючі види зообентосу	Ступінь чистоти
біля с. Одинківка	1	2,05–2,30	2,60–2,80	*Dikerogammarus villosus, Polypedilum convictum*	помірно забруднені
стік лівобережної станції аерації	5	3,48–3,70	0,70–1,45	*Eristalis tenax, Chaoborus sp.*	дуже брудні
300 м нижче стоку лівобережної станції аерації	4	3,27–3,46	1,53–1,93	*Limnodrilus hoffmeisteri, Tubifex tubifex*	брудні
біля с. Новоселівка	3	3,03–3,35	1,92–3,02	*Cricotopus silvestris, Limnodrilus hoffmeisteri*	помірно забруднені
біля м. Новомосковськ	2	2,45–2,97	1,83–2,04	*Chaetogammarus ischnus, Tanytarsus exiguus*	помірно забруднені

Висновки

1. Видовий склад зоопланктону Самарської затоки включає багато коловерток-сапробіонтів, що зумовлено високою концентрацією органічної речовини, яка також стимулює заростання макрофітами, що веде до накопичення детриту на дні та пригнічення життєдіяльності фільтраторів, які є агентами процесу самоочищення.
2. Найменшою біомаса планктофауни виявилась у заростях очерету – 675,9 мг/м^3, що, вірогідно, пов’язане з алелопатичним пригніченням зоопланктону в умовах щільних заростей очерету. Біомаса зоопланктону на всіх біотопах нижньої частини Самарської

затоки виявилась на 5% рівні значущості вищою порівняно з біомасою біотопів верхньої частини, де ступінь заростості макрофітами є вищим.

3. У районі безпосереднього впливу стічних вод лівобережних очисних споруджень Самарської затоки знижувалось видове різноманіття та біомаса зообентосу за рахунок пригнічення донних безхребетних. В умовах мулонакопичення й дефіциту кисню домінували личинки мухи *Eristalis tenax* та олігохети. Ранжування станцій за комбінованим індексом стану угруповання виявило найбільше забруднення стічних вод лівобережних очисних споруджень Самарської затоки.
4. Для зниження триваючого заростання затоки рекомендується знизити навантаження затоки органічною речовиною, збільшити очищення стоків і провести додаткове зариблення затоки рибами-планктофагами.

1. *Баканов А.И.* Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов (обзор) / А.И. Баканов // Количественные методы экологии и гидробиологии. – Тольятти, 2005. – С. 68–78.
2. *Барановский Б.А*. Растительность руслового равнинного водохранилища / Б.А. Барановский – Днепропетровск: Днепропетр. нац. ун-т, 2000. – 172 с.
3. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [ред. В.Д. Романенко] – К., 2006. – 628 с.
4. *Федоненко О.В*. Сучасні проблеми гідробіології. Запорізьке водосховище / О.В. Федоненко, Н.Б. Єсіпова, Т.С. Шарамок, Т.В. Ананьєва, В.О. Яковенко, В.О. Жежеря. – Дніпропетровськ: Вид-во Дніпропетровського ун-ту, 2012. – 280 с.
5. *Харнборн И.* Экологическая биохимия / И. Харнборн; [пер. с англ.]. – М.: Мир, 1986. – 386 с.

В.А. Яковенко, В.В. Билык
Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара, Украина

ЗООПЛАНКТОН И ЗООБЕНТОС САМАРСКОГО ЗАЛИВА ЗАПОРОЖСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Исследованы структурно-функциональные показатели зоопланктона и зообентоса Самарского залива Запорожского водохранилища. Установлено большое количество в составе зоопланктона органотрофных коловраток, что свидетельствует о наличии органического загрязнения залива. Среди исследованных биотопов наибольшие показатели развития зоопланктона отмечены в зарослях рдеста, наименьшие – в биотопе тростника, заросли которого аллелопатически угнетают представителей планктофауны. Большая степень зарастания верхней части залива была причиной того, что биомасса зоопланктона всех биотопов данной части оказалась на 5% уровне значимости ниже таковой нижней части. Ранжирование участков Самарского залива по показателям зообентоса показало наибольшую загрязненность стока левобережной станции аэрации и зоны его влияния. На данных участках были обнаружены лишь зообентонты, наиболее резистентные к влиянию сточных вод – личинки мухи и олигохеты. Для оптимизации экологического состояния залива необходимо строгое регулирование концентрации органического вещества в воде и снижение зарастания макрофитами путем зарыбления белым амуром.

Ключевые слова: Самарский залив, зоопланктон, зообентос, сапробность, зарастание

V. O.Yakovenko, V. V. Bilyk
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine

ZOOPLANKTON AND ZOOBENTHOS OF SAMARA BAY OF ZAPORIZHKE RESERVOIR

Structural and functional characteristics of zooplankton and zoobenthos of Samara Bay of Zaporizhke Reservoir have been investigated. Large numbers of organotrofic rotifers in the composition of zooplankton were established, that indicates the presence of organic pollution in the bay. Among the studied biotopes most greatest figures of zooplankton observed in the growth of pondweed, the lowest ones – in dense reedbed, that inhibits planktofauna by allelopathic way. A greater degree of overgrowth in upper part of the bay was the reason that the zooplankton biomass in all biotopes of this part was on the 5% significance level lower than that of the bay lower part. Based on zoobenthos

indexes ranking of Samara Bay areas it was showed that left-bank water aeration station and its zone of influence had the greatest level of contamination. In these areas only those zoobentonts were most resistant to the effects of wastewater such as brim flies larvaes and oligochaetes were observed. In order to optimize the ecological state of Samara Bay it's necessary to adhere strict regulation of organic matter influx to the bay water area and to reduce the macrophytes overgrowth by stocking grass carp.

Keywords: Samara Bay, zooplankton, zoobenthos, saprobity, overgrowing

УДК 574:591.5:504:597.6/9

Б. В. ЯКОВЕНКО, О. П. ТРЕТЯК, О. Б. МЕХЕД, О. В. ЛЕНЬКО

Чернігівський національний педагогічний університет імені Т.Г. Шевченка
Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14037, Україна

ВПЛИВ НАТРІЙ ЛАУРИЛСУЛЬФАТУ НА ДЕЯКІ БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ КРОВІ КОРОПА

Досліджено вплив натрій лаурилсульфату (чистого та у складі синтетичного миючого засобу) на комплекс біохімічних показників крові коропа лускатого (*Cyprinus carpio L.*). Відмічено зниження вмісту загального білку та альбумінової фракції в сироватці крові, підвищення концентрації холестерину та рівня тригліцеридів.

Ключові слова: короп лускатий, натрій лаурилсульфат, біохімічні показники крові

Великі обсяги виробництва, широке використання населенням поверхнево-активних речовин (ПАР) ставлять перед вченими задачі розробки та обґрунтування високочутливих методів визначення біологічної активності детергентів та методів оцінки стану екосистем і здоров'я населення, що контактує з ПАР. Вирішення цих питань потребує глибокого вивчення молекулярних механізмів, які полягають в основі формування структурно-метаболічних порушень при дії на організм компонентів ПАР. Виходячи із зазначеного, у даний час питання розкриття й систематизації молекулярних механізмів дії синтетичних ПАР на організм тварин і людини, прогнозування біологічних властивостей детергентів, визначення можливих проявів системи "ксенобіотик-організм" залишаються актуальними. *Метою роботи* було з'ясувати вплив натрій лаурилсульфату (чистого та у складі синтетичного миючого засобу) на комплекс біохімічних показників крові риб.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили на дволітках коропа масою 400-450 г. За даними іхтіопатологічних спостережень на рибах збудників паразитичних хвороб не виявлено. Досліди з вивчення впливу токсикантів проводили в 200-літрових акваріумах з відстояною водопровідною водою, у якій рибу розміщували з розрахунку 1 екземпляр на 40 дм^3 води. Період адаптації складав 3 доби, впливу токсикантів – 14 діб. Температурний режим води відповідав природному. Рибу утримували у трьох варіантах: контроль, дія синтетичного мийного засобу (СМЗ), дія чистого натрію лаурилсульфату (НЛС). Концентрація досліджуваних токсикантів у акваріумах (2 гранично допустимі концентрації в перерахунку на лаурилсульфат), створювалися шляхом внесення розрахованої кількості гранул СМЗ та НЛС. Загальний білок та альбумін визначали за допомогою набору реактивів «BioSystems» згідно інструкції. Визначення сечовини проводили за допомогою уреазного методу (набір реактивів «BioSystems»), вимірювання оптичної густини реакційного розчину здійснювали при 540 нм. Креатинін крові визначали за методикою Яффе-Поппера (реактиви «Bio Systems»), згідно інструкції. Визначення загального білірубіну у сироватці крові здійснювали за методом Ендрашика (набір реактивів «Філісіт»). Дослідження холестерину в сироватці крові коропа проводили ферментативним методом за допомогою набору реагентів «Філісіт». Тригліцериди досліджували ферментативним методом за

допомогою набору реактивів «BioSystems». Статистична обробка результатів проводилася загальноприйнятими методами за стандартними комп'ютерними програмами, а вірогідне розходження між середніми арифметичними величинами визначали за допомогою t-критерію Стьюдента. Відмінності між порівнюваними групами вважали вірогідними при *-P<0,05.

Результати досліджень та їх обговорення

Білковий обмін є основним процесом структурного метаболізму, фізіологічна роль якого полягає в постійній підтримці та оновленні структури тіла [3]. На рис. 1 показані зміни вмісту загального білка в сироватці крові під дією токсикантів.

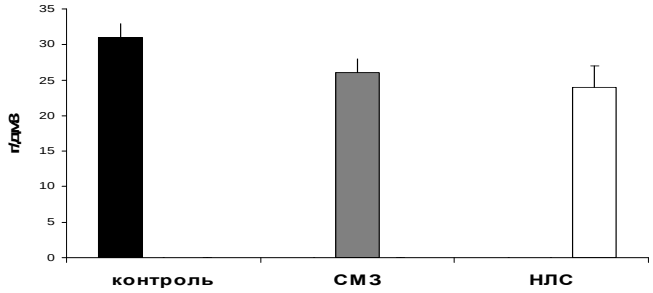


Рис.1. Вміст загального білку в сироватці крові риб, г/дм^3 (M± m, n=5)

Максимальні зміни показника виявлено за дії чистого НЛС (22%), а за дії синтетичного мийного засобу – на 16%. Зниження вмісту білка в сироватці крові можна пояснити особливостями процесів їх детоксикації, пов'язаної з додатковими енерговитратами, для відновлення яких, крім вуглеводів та ліпідів, необхідні певні фракції білків [4], а також порушенням білок-синтезуючої функції печінки риб. Дані, наведені на рис.2, свідчать про зміни альбумінової фракції крові коропів в групах з НЛС та СМЗ порівняно з контролем (на 33% та 20% відповідно).

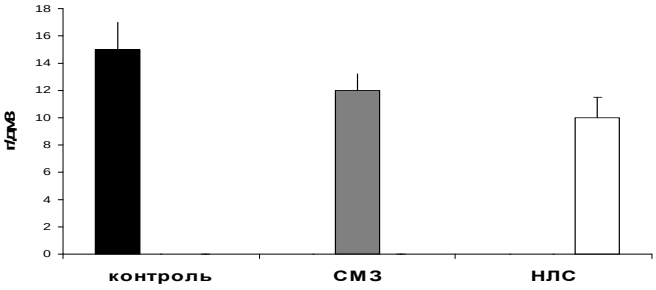


Рис. 2. Вміст альбумінової фракції в сироватці крові риб, г/дм^3 (M± m, n=5)

Це можна пояснити тим, що за дії токсичних речовин альбуміни в першу чергу використовуються на енергетичні потреби коропа.

На рис.3 показано, що дія токсикантів знижує виведення сечовини нирками та сприяє накопиченню її в крові коропів.

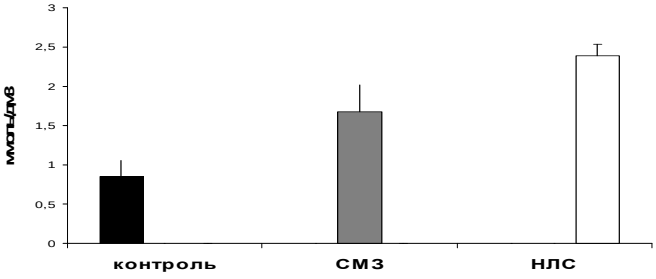


Рис 3. Вміст сечовини в сироватці крові риб, ммоль/дм^3 (M± m, n=5)

Креатин та креатинфосфат – важливі азотвмісні речовини м'язів, які беруть участь в хімічних процесах, пов'язаних зі скороченням м'язів. В сироватці крові присутній в основному креатинін [1]. Встановлено (рис. 4), що вміст креатиніну в сироватці крові корпа при дії чистого НЛС вірогідно зменшується на 28%, а СМЗ – на 14%.

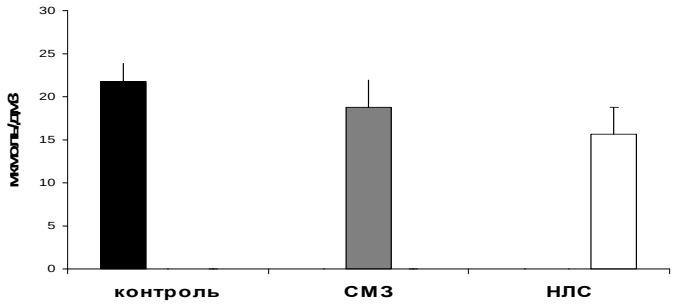


Рис.4. Вміст креатиніну в сироватці крові коропа,мкмоль/дм^3 (M± m, n=5)

Одержані показники свідчать про порушення креатин-креатинінового обміну і можуть бути пояснені даними про патологію м'язів риб. Коливання цього показника крові відображають функціональний стан м'язової тканини, нирок і порушення вуглеводного обміну, зменшення кількості АТФ.

Також для визначення стану печінки піддослідних риб нами було визначено кількісний вміст білірубіну в сироватці крові коропів (рис. 5).

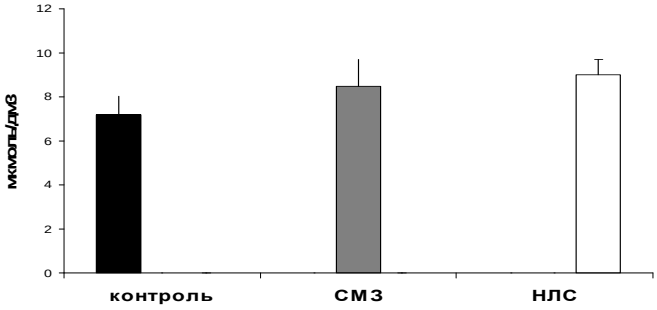


Рис. 5. Вміст білірубіну в сироватці крові риб, мкмоль/дм^3 (M± m, n=5)

Згідно отриманих результатів за дії токсикантів кількість білірубіну підвищується приблизно на 25%. Це свідчить про погіршення функцій гепатоцитів (клітин печінки), оскільки саме вони, завдяки властивостям своїх мембран та наявності в цитоплазмі спеціального білку – лігандину, беруть участь в утилізації білірубіну з крові та виведення його з жовчі у травний тракт. Також збільшується і вміст холестерину у всіх експериментальних групах (рис.6).

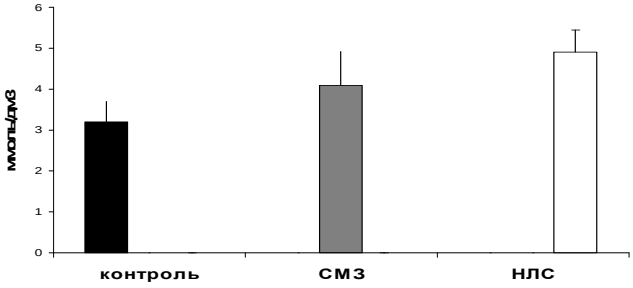


Рис. 6. Вміст холестерину в сироватці крові риб, ммоль/дм^3, (M± m, n=5)

Залежно від хімічної будови токсичних речовин у процеси їх перетворення можуть залучатися різні ланки обміну речовин, у тому числі пов'язані з обміном ліпідів. Це знаходить часткове підтвердження у дослідженнях, спрямованих на вивчення обміну ліпідів в організмі коропа при дії раундапу та зенкору [2].

На рис. 7 показано, що вміст тригліцеридів, як і холестерину за дії токсикантів збільшується, особливо у крові тварин групи, що перебувала за дії чистого натрій лаурилсульфату (зміни сягають 40%).

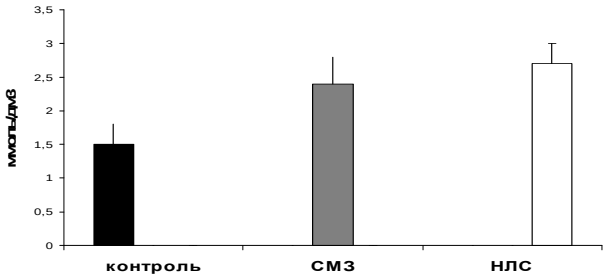


Рис. 7. Вміст тригліцеридів в сироватці крові риб, ммоль/дм^3 (M± m, n=5)

Подібні зміни вмісту тригліцеридів можуть призвести до порушення обміну вуглеводів, сприяти ліполізу та викликати розлади водно-сольового обміну з порушенням функції нирок.

Висновки

Зміни біохімічних показників, зареєстровані у тварин експериментальних груп, що перебували за дії натрій лаурилсульфату (чистого та у складі синтетичного миючого засобу), свідчать про загальне виснаження організму, порушення механізмів, які підтримують гомеостатичні характеристики.

1. *Иванов А. А.* Физиология рыб / А. А. Иванов. – М. : изд-во Мир, 2003. – 284с.
2. *Міщенко Т. В.* Зміни вмісту холестеролу та активності ліпази в організмі коропа різного віку як показники токсичного впливу гербіциду зенкор / Т. В. Міщенко, А. О. Жиденко // Озера та штучні водойми України. – Луцьк : РВВ «Вежа», 2008. – с. 360–363.
3. *Особа І. А.* Концентрація білка та співвідношення окремих білкових фракцій у сироватці крові дволіток коропів несвицького зонального типу / І. А. Особа // Рибогосподарська наука України. – 2011. – вип. 1, с. 107–109.
4. *Сидоров В. С.* Аминокислоты рыб / В. С. Сидоров – Петрозаводск : Карельский ф-л. АН СССР, 1985 – с. 103–137.

Б. В. Яковенко, А. П. Третяк, О. Б. Мехед, Е. В. Ленько
Черниговский национальный педагогический университет имени Т.Г. Шевченко, Украина

ВЛИЯНИЕ НАТРИЙ ЛАУРИЛСУЛЬФАТА НА НЕКОТОРЫЕ БИОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ КРОВИ КАРПА

Исследовано влияние натрий лаурилсульфата (чистого и в составе синтетического моющего средства) на комплекс биохимических показателей крови карпа чешуйчатого *(Cyprinus carpio L.)*. Отмечено снижение содержания общего белка и альбуминовой фракции в сыворотке крови, повышение концентрации холестерина и триглицеридов.

Ключевые слова: карп чешуйчатый, натрий лаурилсульфат, биохимические показатели крови

B. Yakovenko, A. Tretiak, O. Mekhed, E. Lenko
T.G. Shevchenko Chernihiv National Pedagogical University, Ukraine

EFFECT OF SODIUM LAURYL SULFATE ON SOME BIOCHEMICAL PARAMETERS OF BLOOD CARP

The influence of sodium lauryl sulfate (pure and composed of synthetic detergent) on a complex biochemical blood carp *(Cyprinus carpio L.)*. A decrease in total protein and albumin in the serum fraction, increase the concentration of cholesterol and triglycerides.

Keywords: carp flake, sodium lauryl sulfate, blood biochemistry

УДК 574.5(28):285.3

В.М. ЯКУШИН, Г.М. РОМАНИШИН, К.П. КАЛЕНІЧЕНКО, М. І. ЛІНЧУК

Інститут гідробіології НАН України
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ГІДРОХІМІЧНА ТА МІКРОБІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ОЗ. БАБИНОГО, РОЗТАШОВАНОГО В М. КИЄВІ

Досліджено сезонну динаміку кількісного розвитку бактеріопланктону (загальної чисельності, вмісту сапрофітних (на РПА) протеолітичних і амілолітичних бактерій з посівом на молочний та крохмальний агари) у зв'язку з фізико-хімічними умовами в оз. Бабиному, розташованому в м. Києві. Встановлено, що на сезонні зміни деяких гідрохімічних та мікробіологічних показників суттєво впливали стрімкі зміни метеоумов, що свідчить про потенційну вразливість водойми щодо впливу природних і антропогенних чинників.

Ключові слова: озеро Бабине, фізико-хімічні умови, сезонна динаміка бактеріопланктону

В межах м. Києва розташовано понад 400 водних об'єктів, багато з яких зазнають постійного впливу комунальних і промислових стоків. Надходження у водойми забруднюючих речовин різної природи призводить до погіршення екологічного стану, а отже, до зниження (або втрати) естетичної і рекреаційної цінності цих водних об'єктів.

Бактеріопланктон відіграє дуже важливу роль у процессах самоочищення водойм, формуванні їхнього екологічного стану. Однак, відомості про бактеріальне населення і мікробіологічні процеси у водоймах м. Києва на сьогодні вкрай обмежені [5, 7].

Метою нашої роботи було дослідити сезону динаміку кількісного розвитку бактеріопланктону в озері Бабиному, розташованому в м. Києві, у зв'язку з фізико-хімічними умовами у водоймі.

Матеріал і методи досліджень

Озеро Бабине розташоване на Трухановому острові м. Києва і входить до складу заплавних водойм лівого берега Канівського водосховища. Площа водного дзеркала водойми становить 47,2 тис.м^2, середня глибина – 2 м, максимальна – 5 м.

Дослідження на озері проводили у квітні, серпні та жовтні 2014 р. Проби води для аналізу відбирали по акваторії і глибині водойми (з поверхневого (0,25 м) і придонного шарів). Абіотичні умови функціонування бактеріопланктону досліджували за комплексом гідрохімічних показників. Концентрацію розчиненого у воді кисню визначали методом Вінклера, вміст неорганічних сполук азоту і фосфору – колориметричним методом [6]. Деструкцію органічної речовини (ОР) і величини $БСК_5$ в озерній воді визначали згідно [2].

Загальну чисельність бактерій обліковували методом епіфлуоресцентної мікроскопії в використанням флуорохрома DAPI і чорних полікарбонатних мембранних фільтрів Millipor ($d_{пор}$ – 0,22 мкм) [9]. Препарати продивлялись під епіфлуоресцентним мікроскопом AxioImager A1 (Німеччина). Для кількісного обліку сапрофітних бактерій використовували поживне середовище РПА, бактерій з протеолітичними і амілолітичними властивостями – молочний і крохмальний агари [3, 4].

Результати досліджень та їх обговорення

Фізико-хімічні показники. Температура поверхневого і придонного шарів води озера в сезонному аспекті змінювалась в межах 9,4 – 24°С, досягаючи максимальних значень у серпні і мінімальних – у жовтні (табл. 1). У квітні відмічалася пряма вертикальна температурна стратифікація водних мас, у серпні і жовтні – гомотермія.

Концентрація розчиненого кисню у поверхневому шарі води озера була найбільшою у квітні (в середньому 10,41 мг O_2/дм^3) і знижувалася до мінімуму в серпні (в середньому 5,74 мг O_2/дм^3). У придонному шарі води вміст розчиненого кисню у квітні і жовтні істотно не відрізнявся, у серпні – знижувався до 4,05 мг O_2/дм^3. У серпні за декілька днів до початку робіт на озері, випадали рясні дощі, внаслідок чого у водойму з поверхневим стоком надходила

алохтонна ОР. Активізація процесу деструкції ОР в цей час спричинила виникнення значного дефіциту розчиненого у воді кисню. Деструкція ОР у серпні (під час наших робіт на озері) становила у поверхневому і придонному шарах в середньому 1,47 і 1,85 мг O_2/дм^3·доба відповідно, і була в 3,5 – 5,8 разів більшою, ніж в інші сезони.

Дефіцит розчиненого у воді озера кисню, що сформувався у серпні, позначився на абсолютних показниках і сезонній динаміці $БСК_5$. Найбільш високі велиини $БСК_5$ в поверхневому і придонному шарах води (в середньому 4,06 і 3,56 мг O_2/дм^3 відповідно) реєструвалися у квітні і досягали мінімальних значень у серпні (в середньому 2,40 і 2,30 мг O_2/дм^3 відповідно). В умовах дефіциту розчиненого у воді кисню у серпні процес $БСК_5$ загальмовувався.

Концентрація амонійного і нітратного азоту в поверхневому і придонному шарах води озера змінювалася в межах 0,095 – 0,337 і 0,028 – 0,055 мг N/дм^3 відповідно, тобто не досягала значних величин і характеризувалась рівномірним розподілом по акваторії і глибині водойми. Відмічено поступове зниження їх вмісту від квітня до жовтня. Незначний вміст неорганічних форм азоту в озерній воді, очевидно, пов'язаний з їх асиміляцією первиннопродуцентами, включно вищою водяною рослинністю, що розвивається у прибережній зоні, а також фітобентосом. Вміст фосфору фосфатів в поверхневому і придонному шарах води озера істотно не відрізнявся і досягав максимальних значень у серпні, в період інтенсивної деструкції ОР у воді, становив в середньому 0,030 мг Р/дм^3, і знижувався до мінімуму у квітні – в середньому до 0,003 мг Р/дм^3.

Таблиця 1

Сезонна динаміка фізико-хімічних показників води оз. Бабиного

Показники	Квітень	Серпень	Жовтень
Температура води, °С	15,5 12,4	24,0 22,9	9,6 10,0
O_2, мг/дм^3	10,41 7,44	5,74 4,05	8,05 7,99
NH_4^+, мг N/дм^3	0,265 0,256	0,267 0,219	0,121 0,104
NO_3^-, мг N/дм^3	0,053 0,054	0,045 0,047	0,029 0,030
PO_4^{3-}, мг Р/дм^3	0,002 0,003	0,021 0,030	0,016 0,015

Примітка. Над рискою – поверхневий шар води, під рискою – придонний (в середньому по акваторії і глибині водойми)

Мікробіологічні показники. Загальна чисельність бактерій в поверхневому і придонному шарах води озера в сезонному аспекті коливалася в близьких межах – 1,73 – 3,85 млн.кл/см^3. Найвища їх кількість відмічалася у серпні, як у поверхневому, так і в придонному шарах води, мінімальна – у квітні в придонній воді (табл. 2).

Вміст сапрофітних бактерій (на РПА) в поверхневому шарі води протягом вказаних сезонів характеризувався близькими величинами з незначним підвищенням у жовтні (в середньому до 540 кл/см^3). Очевидно, спалах чисельності сапрофітних бактерій відбувався у серпні під час надходження у водойму разом з поверхневим стоком алохтонної ОР (за неділю до початку наших робіт на озері). В придонному шарі води чисельність сапрофітних бактерій в усі сезони досягала значних величин і була в 2,3 – 4,0 разів вищою, ніж у поверхневому. У квітні та жовтні вона становила в середньому близько 1700 кл/см^3, у серпні – знижувався до мінімуму. На підвищений вміст сапрофітних бактерій в придонному шарі води, очевидно, впливали весняне водопілля, а влітку і, особливо, осінню – осадження на дно відмерлого фітопланктону та детритних часток. Відомо, що у глибоководних водоймах фітопланктон майже повністю розкладається у товщі води [1]. Враховуючи мілководність оз. Бабиного, значна частина відмерлого фітопланктону розкладається в придонному шарі води і в донних відкладах водойми.

Таблиця 2

Сезонна динаміка чисельності гетеротрофних бактерій у воді оз. Бабиного

Показники	Квітень	Серпень	Жовтень
ЗЧБ, млн.кл/см^3	2,32±0,12 1,96±0,12	3,16±0,13 3,63±0,15	2,13±0,24 2,37±0,08
СБ, кл/см^3	428±45 1718±295	430±71 976±223	540±91 1689±148
ПБ, кл/см^3	61±5 191±55	173±15 422±50	81±7 136±20
АБ, кл/см^3	28±1 26±1	149±17 227±23	12±3 27±5

Примітка: ЗЧБ – загальна чисельність бактерій, СБ – сапрофітні бактерії (на РПА), ПБ – протеолітичні бактерії, АБ – амілолітичні бактерії. Над рискою – поверхневий шар води, під рискою – придонний.

Кількісний розвиток протеолітичних і амілолітичних бактерій досягав максимальних значень у серпні: для протеолітичних бактерій – в середньому 173 і 422 кл/см^3, для амілолітичних – 149 і 227 кл/см^3 в поверхневому і придонному шарах води відповідно. В інші сезони їхня чисельність істотно знижувалася. Сезонні змін чисельності протеолітичних та амілолітичних бактерій, очевидно, визначалися інтенсивністю деструкції у воді ОР та наявністю в ній відповідних субстратів (білків і полісахаридів), а також чутливістю ферментів, що їх гідролізують, до температури води [8].

Висновки

За результатами досліджень, проведених на оз. Бабиному, встановлено, що за гідрохімічними та мікробіологічними показниками водойма не зазнає помітного антропогенного впливу. Разом з тим відмічено, що екосистема озера чутливо реагує на екстремальні прояви погодних умов. Випадання у серпні рясних дощів істотно вплинуло на кисневий режим озера, перебіг процесів деструкції ОР і величини $БСК_5$. Отже, можна вважати, що озеро є потенційно вразливим щодо впливу природних та антропогенних чинників.

1. *Горленко В. М.* Экология водних микроорганизмов / В. М. Горленко, Г. А. Дубинина, С. И. Кузнецов. – М.: Наука, 1977. – 289 с.
2. *Кузнецов С. И.* Методы изучения водных микроорганизмов / С. И. Кузнецов, Г. А. Дубинина. – М.: Наука, 1989. – 288 с
3. *Олейник Г. Н.* К методике выделения гетеротрофних бактерий из воды / Г. Н. Олейник, Л. Г. Ленчина, П. И. Новикова // Мат-лы IV науч. конф. мол. ученых Ин-та гидробиол. АН УССР. – К., 1972. – С. 37–39.
4. *Родина А. Г.* Методы водной микробиологии / А. Г. Родина. – М.: Наука, 1965. – 363 с.
5. *Романишин Г. М.* Бактеріопланктон озера, розташованого в межах мегаполіса та його сезонні зміни/ Г. М. Романишин, В. М. Якушин, К. П. Калениченко, М. І. Лінчук// Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2014. – №1 (58). – С. 25–31.
6. *Руководство* по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А. Д. Семенова. – Л.: Гидрометеоиздат, 1977. – 542 с.
7. *Санитарно*-гидробиологическое состояние озер и заливов жилого массива Оболонь г. Киева / [С. А. Афанасьев, М. П. Колесник, Т. В. Давиденко и др.] // Гидробиологические проблемы внутренних водоемов Украины. – К.: Наук. думка, 1991. – С. 98–109.
8. *Cunha A.* Bacterial extracellular enzymatic activity in globally changing aquatic ecosystems/ A. Cunha, A. Almeida, F. J. R. C. Coelho et al. // Microbiology Book Series. – 2010. – Vol. 2: Current research, technology and education topics in applied microbiology and microbial biotechnology. – P. 124–135.
9. *Porter K. G.* The use of DAPI for identifying and counting of aquatic micro flora / K. G. Porter, Y. S. Feig// Limnol. Oceanogr. – 1980. – V. 25, №5. – P. 943–948.

В.М. Якушин, Г.М. Романишин, К.П. Калениченко, М.И. Линчук
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ГИДРОХИМИЧЕСКАЯ И МИКРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ОЗ. БАБЬЕ, РАСПОЛОЖЕННОГО В Г. КИЕВЕ

Исследована сезонная динамика количественного развития бактериопланктона (общей численности, содержания сапрофитных (на РПА), протеолитических и амилолитических бактерий с посевом на молочный и крахмальный агары) в связи с физико-химическими условиями в оз. Бабье, расположенного в г. Киеве. Выявлено, что на сезонные изменения некоторых гидрохимических и микробиологических показателей существенно влияли стремительные изменения метеоусловий, что свидетельствует о потенциальной уязвимости водоема относительно к влиянию природных и антропогенных факторов.

Ключевые слова: озеро Бабье, физико-химические условия, сезонная динамика бактериопланктона

V.M. Yakushyn, H.M. Romanyshyn, K.P. Kalenichenko, M.I. Linchuk
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

HYDROCHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL CHARACTERISTIC OF THE BABYNE LAKE LOCATED IN KYIV CITY

Seasonal dynamics of the quantitative development of bacterioplankton (total number, saprophytic, proteolytic and amylolytic bacteria number) has been investigated. The physical and chemical conditions in the lake Babyne (Kyiv) have also been noted. We have revealed that the rapid changes in weather conditions cause seasonal changes in some hydrochemical and microbiological parameters, which shows the potential vulnerability of the lake to the impact of natural and anthropogenic factors.

Keywords: Babyne Lake, physical and chemical conditions, the seasonal dynamics of bacterioplankton

УДК 582.26/.27:267.37

N.M. AL-ABRI[1], Yu.V. BRYANTSEVA[2]

[1] Marine Science & Fisheries Center of Ministry Agriculture & Fisheries wealth, Muscat, Oman
[2] M.G.Kholodniy Institute of botany National Academy of Sciences of Ukraine, 2, Tereschenkivska str., 01601, Kyiv, Ukraine

DIVERSITY OF THE PHYTOPLANKTON IN THE COASTAL WATERS OF OMAN (ARABIAN SEA)

The Center of the Marine Science and Fisheries since December 2013 are started the complex monitoring investigations of the marine ecosystem in the Omani coastal waters. For the research period (9 months) the 231 phytoplankton names (186 – to the species level and 44 to genus level) were identified, which belonged to 11 Classes and to one composite group - Small flagellates. Additionally, 10 species have been identified from net samples. The five classes of microalgae – Ebriophyceae, Euglenophyceae, Prasinophyceae, Prymnesiophyceae, Rhaphydophyceae, for the Omani coastal waters were identified in first time. Totally the check-list of phytoplankton, mentioned for the region earlier and identified within our monitoring, includes 409 scientific names, only 255 names that were identified in the region earlier (before our research period). The list of toxic species includes 25 names, 16 toxic species were identified early and 9 – in the first time.

Keywords: monitoring, coastal zone of Oman, microalgae, species richness

The Sultanate of Oman works toward sustainable adaptive management of marine resources and conservation of biological diversity of the Gulf of Oman (Arabian Sea). However in recent decades,

frequent “red tides” have become a serious environmental problem, causing hazards to human health, impairment of water quality, and hence losses to economy and tourism.

Reports on the species composition of phytoplankton on the basis of studies carried out in coastal Oman are very few and covers a short period of time (from 1986) [3]. More detailed studies of phytoplankton were made in Bandar Khayran, Gulf of Oman in 2002 [2] and 2008 [1] years.

Most of the ‘red tides’ are caused by harmful microalgae including toxic species. It is therefore particularly important to continuously monitor the status of the phytoplankton communities. Therefore, the complex monitoring investigations of the marine ecosystem are started since December 2013 in the Omani coastal waters by The Center of the Marine Science and Fisheries.

In the works of Al-Khashmi and Al-Abri are lists the toxic and HAB species, however, the classification was performed by [4], so it was necessary to revise this list on the basis of current data (according to IOC-UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Microalgae: http://www.marinespecies.org/hab/).

Material and methods

Water samples (500 ml) near Muscat and on the stations Ashkarah, Sohar, Doqum, Khasab were collected since December 2013 till August 2014 once a month at 1, 15 and 30 m depths.

Samples taking near Muscat from December to April were concentrated using inverse filtering thought the membrane-type filter of pore size 2 µm and fixed by Lugol's solution, the cells were counted in the counting chambers: large cells in chambers 0.74 ml volume and small cells in chambers 0.2 ml volume. Since April, were concentrated using UtermÖhl sedimentation chambers (10 ml). Other samples were fixed by the formaldehyde solution 4 % and were concentrated using UtermÖhl sedimentation chambers (2 – 5 ml). For the investigated period 33 samples taken near Muscat and 27 samples (60 in total) from other regions were processed.

Results and discussion

The check-list of phytoplankton, mentioned for the region earlier and identified within monitoring, includes 409 scientific names, 332 identified to species level and 77 to genus and higher levels. Only 267 names (198 species level and 52 genus level) that were identified in the region earlier (before our research period). Therefore the list of species is not complete and investigations of the phytoplankton taxonomic composition must be continuous.

For the research period (9 months) on 5 stations of Omani coastal waters the 231 phytoplankton names were identified, which belonged to 11 Classes and to one composite group – Small flagellates (table 1.). The Bacillariophyceae and Dinophyceae classes had the highest species richness, their share in total had 205 names. Other classes were represented by a small number of the names because of their poor knowledge and the complexity of their species identification.

Table 1

The taxonomic composition of the phytoplankton samples by the main Classes in the Omani waters (from December 2013 to August 2014)

N	Classes	species	genus and higher	Total
1	Bacillariophyceae	103	19	122
2	Chlorophyceae	0	1	1
3	Cryptophyceae	1	2	3
4	Cyanophyceae	1	4	5
5	Dictyochophyceae	3	0	3
6	Dinophyceae	69	14	83
7	Ebriophyceae	2	1	3
8	Euglenophyceae	0	1	1
9	Prasinophyceae	2	1	3
10	Prymnesiophyceae	4	1	5
11	Rhaphydophyceae	1	0	1
	Undefined Small Flagellates	0	0	1
	Total	186	44	231

The five classes of microalgae – Ebriophyceae, Euglenophyceae, Prasinophyceae, Prymnesiophyceae, Rhaphydophyceae, for the Omani coastal waters were identified in first time. From all name of microalgae, 186 have been identified to the species level and 44 to genus level.

Additionally, 10 species have been identified in net samples. From all 196 species (186 + 10), 129 species were identified for the first time in Omani waters and 66 were identified in the region earlier period. However, 62 of them require additional studies for clear species identification.

Along with the water warming the species richness in samples increased from 16-24 at the beginning of the year (December–January) and reached maximum during bloom on March 6 (up to 50 taxa in the sample, see figure). After this, gradually was decreasing to minimum at June, and then a new increasing of the species richness was beginning due to increasing number species of the dinoflagellates, which reached level of diatoms.

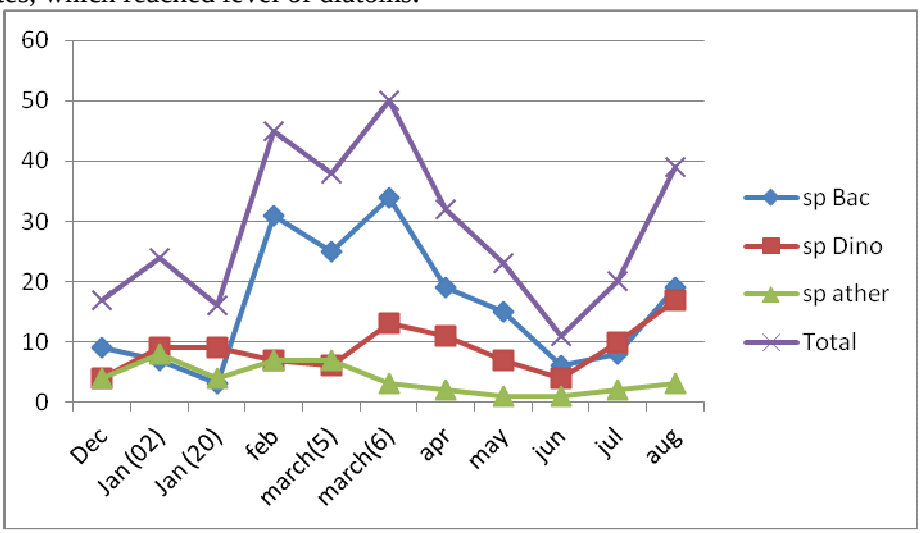


Figure. The seasonal dynamics of the number species of the Bacillariophyceae (Bac), Dinophyceae (Dino) and other (all rest taxa) microalgae in the surface layer, near Muscat

The list of toxic species includes 25 taxons (Table 2) (http://www.marinespecies.org/hab), 16 toxic species were identified early and 9 - in the first time. During the research period the highest species richness was identified in diatoms and dinoflagellates while the remaining groups were represented slightly.

Table 2

Check-list of the toxic species identified in Omani waters

N	Class	Species	Mus-cat	Ashkarah	Docum	Khasab	Sohar	yes/not record befor
1	Bacillariophyceae	*Pseudo-nitzschia delicatissima*	+	+	+	+	-	-
2	Bacillariophyceae	*Pseudo-nitzschia pungens*	+	-	+	+	+	+
3	Bacillariophyceae	*Pseudo-nitzschia seriata*	+	+	+	+	+	-
4	Dinophyceae	*Alexandrium cohorticula*	-	-	-	-	-	+
5	Dinophyceae	*Alexandrium pseudogonyaulax*	-	-	-	-	-	+
6	Dinophyceae	*Amphidinium klebsii*	-	-	-	-	-	+
7	Dinophyceae	*Cochlodinium polykrikoides*	-	-	-	-	-	+
8	Dinophyceae	*Dinophysis acuminata*	-	-	-	+	-	+
9	Dinophyceae	*Dinophysis caudata*	-	-	-	+	-	+
10	Dinophyceae	*Dinophysis miles*	*	-	-	-	-	+
11	Dinophyceae	*Dinophysis ovum*	-	-	-	-	-	+

Table continuation

12	Dinophyceae	*Gonyaulax spinifera*	+	-	-	+	-	+
13	Dinophyceae	*Gymnodinium catenatum*	-	-	-	-	-	+
14	Dinophyceae	*Lingulodinium polyedrum*	*	-	-	-	-	+
15	Dinophyceae	*Phalacroma mitra*	-	-	-	-	-	+
16	Dinophyceae	*Prorocentrum concavum*	-	-	-	-	-	+
17	Dinophyceae	*Prorocentrum cordatum*	+	+	+	+	-	+
18	Dinophyceae	*Protoceratium reticulatum*	-	-	-	+	+	+
19	Dinophyceae	*Karenia mikimotoii*	+	-	+	+	+	-
20	Dinophyceae	*Pyrodinium bahamense*	-	-	-	+	-	-
21	Dinophyceae	*Karenia cf. brevis*	-	-	-	+	+	-
22	Dinophyceae	*Karenia cf. seliformis*	-	-	-	+	-	-
23	Dinophyceae	*Karenia papilionacea*	-	-	-	+	+	-
24	Prymnesiopphyceae	*Phaeocystis pouchetii*	-	+	-	-	-	-
25	Raphydophyceae	*Heterosigma akashiwo*	+	+	+	+	+	-

* - in added samples

Diatom species richness dominated during all months except January and July, when the highest species richness was identified for dinoflagellates. The species richness of Diatom was maxima at 6 March, when the bloom event has been detected. The species richness of Dinoflagellates was maxima in August.

Conclusion

For the first time the analysis of the taxonomic composition of phytoplankton in coastal waters of Oman was made. The check-list of phytoplankton for the particular region mentioned earlier and identified within monitoring, includes 409 scientific names. Only 255 names were identified before our research. During monthly monitoring for the 9 month research period, on 5 stations of Omani coastal waters, the 231 phytoplankton names were identified. They belonged to 11 Classes and to one composite group - Small flagellates.

From the determined variety of microalgae, 186 have been identified to the species level and 44 to genus level. Additionally, 10 species have been identified in the net samples. From all 196 species (186 + 10), 129 species were identified for the first time in Omani waters and 66 were identified in the region earlier period. The list of toxic species includes 25 taxons, 16 toxic species were identified early and 9 – in the first time.

1. *Ali Al-Abri N. M.* A project/thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the Degree of Master of Science in Marine Science and Fisheries / N. M. Ali Al-Abri // Sultan Qaboos University, 2010. – 90 pp.
2. *Al-Khashmi K. A.* Biomass, Phytoplankton Composition and Species Dynamics in Bandar Khyran Bay, Gulf of Oman. A thesis submitted in partial fulfillment of the requirement for Degree of Master of Science in Marine Science / K. A. Al-Khashmi // Department of Marine Science and Fisheries, Sultan Qaboos University, Sultanate of Oman, 2004 – 111 pp.
3. *Dorgham M.* Environmental conditions and phytoplankton distribution in the Arabian Gulf and Gulf of Oman, September 1986 / M. Dorgham, A. Moftah // Journal of Marine Biology Association, 1989. – 31(1-2): 36–53.
4. *Hallegraeff G. M.* Manual on Harmful Marine Microalgae. G. M. Hallegraeff, D. M. Anderson, A. D. Cembella // UNESCO, 1995 – pp .1–22.

Н. Ал-Абри[1], Ю.В. Брянцева[2]
[1]Морской центр рыбохозяйственных исследований Министерства здоровья сельского и рыбного хозяйства, Мускат, Оман
[2]Институт ботаники им. М.Г. Холодного НАН Украины, Киев, Украина

РАЗНООБРАЗИЕ ФИТОПЛАНКТОНА В ПРИБРЕЖНЫХ ВОДАХ ОМАНА (АРАВИЙСКОЕ МОРЕ)

В центре рыбохозяйственных исследований с декабря 2013 года начался постоянный мониторинг за состоянием сообществ фитопланктонан в прибрежных водах Омана. За период исследований (9 месяцев) на 5 станциях были определены 231 наименование микроводорослей, принадлежавших к 11 классам и одной сборной группе – мелких жгутиковых. Пять классов микроводорослей – Ebriophyceae, Euglenophyceae, Prasinophyceae, Prymnesiophyceae, Rhaphydophyceae, были указаны впервые для прибрежья Омана. Из всего количества микроводорослей, 186 были определены до уровня вида и 44 до уровня рода и выше. Кроме того, 10 видов были определены в сетных пробах. Чек-лист видов фитопланктона, упоминавшиеся раньше и определенные нами в период мониторинга, включает 409 наименований (255 наименований были определены до наших исследований). В прибрежье Омана было определено 25 токсичных видов, 16 – указывали ранее, и 9 – впервые.

Ключевые слова: мониторинг ,прибрежье Омана, микроводоросли, видовое богатство

Н. Ал-Абри[1], Ю.В. Брянцева[2]
[1]Морський центр рибогосподарских досліджень Міністерства здоров´я сільского та рибного господарства, Мускат, Оман
[2]Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, Київ, Україна

РІЗНОМАНІТТЯ ФІТОПЛАНКТОНУ У ПРИБЕРЕЖНИХ ВОДАХ ОМАНУ (АРАВІЙСЬКЕ МОРЕ)

У центрі рибогосподарских досліджень з грудня 2013 року почався постіний моніторинг за станом угропувань фітопланктону у прибережних водах Оману. За період досліджень (9 місяців) на 5 станціях було виявлено 231 найменування мікроводоростей, які належать до 11 класів та однієї збірної групи - дрібних джгутикових. П'ять класів мікроводоростей – Ebriophyceae, Euglenophyceae, Prasinophyceae, Prymnesiophyceae, Rhaphydophyceae, були визначені вперше для узбережжя Оману. Із усієї кількості мікроводоростей, 186 були визначені до рівня виду та 44 – до рівня роду й вище. Крім того, 10 видів були визначені в мережних зразках. Список видів фітопланктону, згаданих раніше і визначених нами в період моніторингу, включає 409 назв (255 – були визначені раніше наших досліджень). Із 25 токсчних видів, які були визначені нами біля узбережжя Оману, 16 були відомі раніше, а 9 – були виявлені у цьому районі вперше.

Ключові слова: моніторинг, узбережжя Омана, мікроводорості, видове багатство

UDC 577.352.38:577.64

H.I. FALFUSHYNSKA[1,2], L.L GNATYSHYNA[1,2], O.O. FEDORUK[1], O.B. STOLIAR[1]

[1] Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine
Kryvonosa Str., 2, Ternopil 46027, Ukraine
[2]I.Ya. Horbachevsky Ternopil State Medical University
Maydan Voli, 1, Ternopil 46001, Ukraine

VITELLOGENESIS AND BIOTRANSFORMATION ACTIVITIES IN FROGS EXPOSED TO COBALT, ZINC AND THEIR ORGANIC COMPLEXES

Frogs are susceptible to absorption of toxicants in water through all life stages. The aim of this study was to evaluate the effect of waterborn engeneering nanocomposites (NCs) – Co-NC and Zn-NC, correspondent concentrations of Co^{2+} (50 µg/L), Zn^{2+} (100 µg/L), or utilised polymeric substance (PS) on male frog *Rana ridibunda* during 14 days. Levels of vitellogenin and nuclear lesions (NL) in the blood, cytochrome P450-dependent monooxygenase (CYP450) and glutathione *S*-transferase (GST) as well as the distribution of Zn, Co, Cu, Cd in the liver were determined. Zn, Zn-NC and PS caused toxic manifestations: oesrogenic effect (Zn and PS), GST downregulation (Zn-NC), NL elevation (Zn-NC and PS). Co-NC only upregulated CYP450, while all other exposures inhibited it. The ratio (Cu+Co)/(Zn+Cd) in metallothionein was increased by the exposures to Co and Co-NC, whyle Zn, Zn-NC and PS increased it in other compounds. This remarkable selectivity distinguished frog from studied previously Carassius sp.

Keywords: cobalt, zinc, nanoscale composite, Rana ridibunda, vitellogenin, metallothionein, cytotoxicity

Frogs are susceptible to absorption of toxicants in water through all life stages. However, they represent the least studied for biochemical adaptations group of animals [1, 5]. Rapidly developing production and growing scales of the application of engineering metal-contained nanoscale materials (Me-NCs) in industry and medicine could cause their potential risks for human and wildlife, primarily for the aquatic ecosystems [2, 6]. For the present study we select the organic nanoscale composites (NCs) of cobalt (Co) and zinc (Zn), highly utilized in industry and medicine, to elucidate the ability of frogs to release these ions from NCs by the comparison of the effect of these NCs, free Co and Zn and correspondent organic polymeric substance (PS) *per se*. Owing to the reconstruction of environmentally relevant situations, concentrations of Co^{2+} and Zn^{2+} corresponding to the limits found in freshwater areas were applied [6].

Materials and methods

Male frogs *Rana ridibunda* were collected from a rural site and studied with permission of the Ministry of Environment Protection of Ukraine, No. 466/2013. One group was used as a control and five other groups were exposed to Co^{2+}- or Zn^{2+}-containing nanoscale polymeric composites (Co-NC, or Zn-NC), corresponding concentrations of Co (50 $\mu g \cdot L^{-1}$), or Zn (100 $\mu g \cdot L^{-1}$) or polymeric substance (PS) during 14 days in laboratory tanks [3,6]. Levels of Vtg-LP in the blood, cytochrome P450-dependent monooxygenase (CYP450 by ELISA) and glutathione *S*-transferase (GST) as well as the distribution of Zn, Co, Cu, Cd and nuclear lesions (NL (nuclear abnormalities (NA) and micronuclei (MN)) in the liver were determined. Characteristic of Co- and Zn-NCs and applied assays are given in [3, 6]. All statistical calculations were performed with Statistica v 8.0 and Excel programs for Windows-2000.

Results and discussion

The comparison of the exposed groups had shown (Fig. 1) that Zn, Zn-NC and PS caused plural toxic manifestations. The elevated Vtg-LP level in blood witnessed oesrogenic effect of Zn and PS. The activity of CYP450 was typically downewgulated (except of its elevation caused by Co-NC), and GST was downregulated by Zn-NC. Hense, the metabolic activity in general and ability to transform NCs was inhibited.

Zn was most abundant within the determined metals in the tissue and MTs (Table). The exposures caused the changes in the metal concentration and composition in the liver. The most typical feature of these changing was the avoidance of Zn and Cu accumulation. When the molar ratio of redox-active metals (Cu and Co) and redox-stable metals (Zn and Cd) was compared, the (Cu+Co)/(Zn+Cd) ratio in MTs was increased from 0.06 till 0.14–0.19 in Co-, Co-NC- and PS-groups and was not changed in Zn- and Zn-NC-groups. In opposite, in Zn-, Zn-NC- and PS-groups, this ratio increased from 0.08 till 0.10 – 0.14 in other tissue compounds and did not change in MTs.

Table

Concentrations of zinc, cobalt, copper and cadmium in the liver, hepatic metallothioneins (nmol/g DW), (M±SD, n=8)

Parameters	C	Co	Co-NC	Zn	Zn-NC	PS
Cu-MT	3,3±0,4^{a}	7,1±0,7^{b}	2,4±0,2^{c}	7,6±0,8^{b}	3,9±0,3^{d}	33,6±3,9^{e}
Zn-MT	237,6±19,7^{a}	155,7±18,9^{b}	94,0±9,9^{c}	378,2±41,9^{d}	132,7±11,7^{b}	261,1±27,2^{a}
Cd-MT	0,9±0,1^{a}	6,5±0,6^{b}	1,9±0,2^{c}	2,7±0,3^{d}	3,0±0,3^{d}	0,9±0,1^{a}
Co-MT	13,4±1,5^{a}	18,2±1,5^{b}	15,2±1,4^{c}	20,9±2,1^{b}	6,8±0,6^{d}	20,8±2,1^{b}
Cu (other)	74,9±8,1^{a}	64,8±6,1^{a}	55,5±5,2^{b}	73,7±7,1^{a}	72,6±7,1^{a}	16,4±1,5^{c}
Zn (other)	2006±197^{a}	1923±167^{a}	1683±176^{b}	1142±111^{c}	1337±126^{d}	722±65^{e}
Cd (other)	10,7±1,2^{a}	8,6±0,9^{b}	21,3±1,7^{c}	19,6±2,0^{c}	14,8±1,5^{d}	7,1±0,8^{b}
Co (other)	100,1±9,3^{a}	125,8±11,2^{b}	73,0±6,9^{c}	84,2±7,1^{d}	127,1±13,2^{b}	64,0±6,2^{e}

The same letters indicate the values of biomarkers that do not differ significantly ($p > 0.05$)

The genotoxicity was detected in the exposures to Zn-NM and PS. In the case of Zn, the decrease of their values could be explained by the activation of apoptosis [6]. Pearson correlation analysis revealed the relationships between the studied characteristics across all experimental groups ($r > 0.4$; $p<0.05$). Characteristic of monooxygenases had the highest number of correlations, including positive correlations with the Vtg-LP, level of metals in the tissue (Zn, Cu, Co) and negative correlations with the markers of genotoxicity.

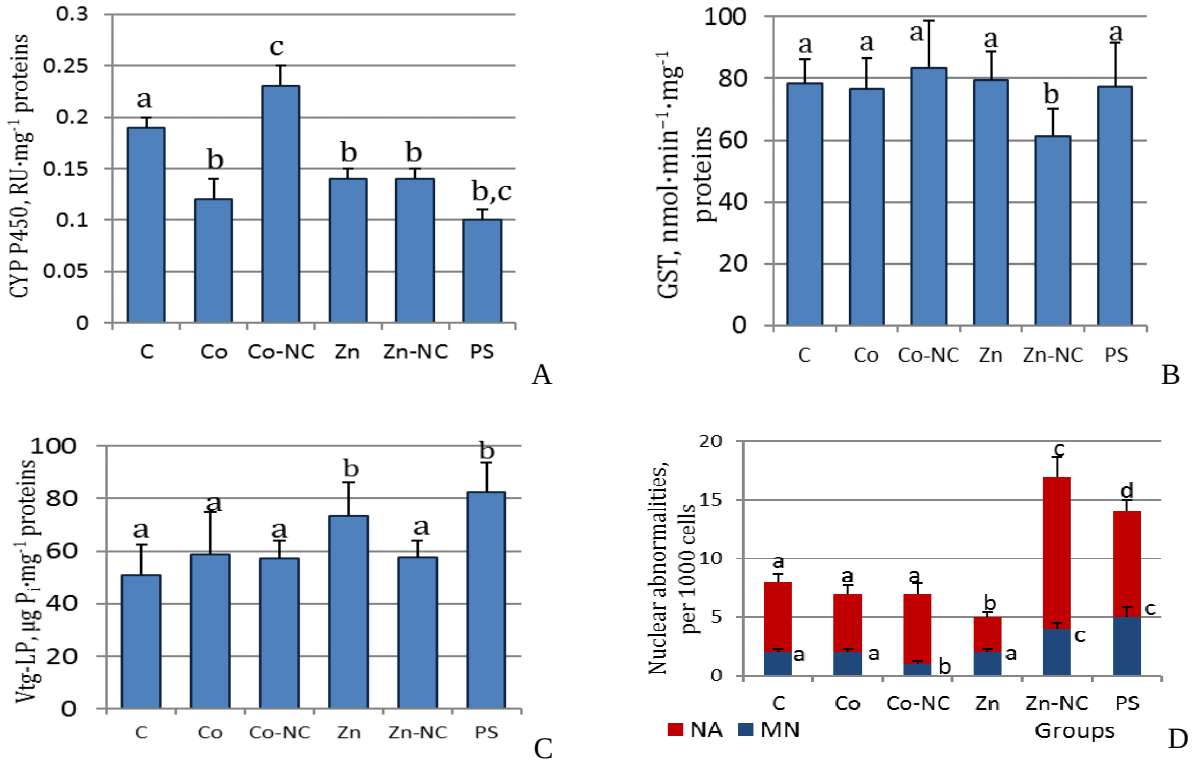


Fig. 1. Biomarkers in the liver (A, B) and plasma (C, D) of frog *Rana sp.*, loaded by Co- and Zn-NCs and their constituents, (M±SD, n=8). A, CYP450 activity; B, GST activity; C, Vtg-LP level; D, Cells with nuclear abnormalities (NA) and micronuclei (MN). The same letters indicate the values of biomarkers that do not differ significantly ($P > 0.05$)

To generalise, specific effects of each exposure proved the low ability to release metals from NCs in frog. Low CYP450 activity confirmed this conclusion. Moreover, the opposite influences on vitellogenesis and metal distribution demonstrated low toxicity of Co-contained substances and high vulnerability of frogs to Zn, Zn-NC and PS. These data are well adjusting with our previous studies of redox-active copper and redox-stable Zn on frog [1, 4] demonstrating unusual for most animal models regularities. For example, the comparison of the responses of three aquatic species in the case of Vtg shows different sensitivity for Co-related exposures: whereas in frog this activity was nonsensitive to the effect of Co, in the mollusk vitellogenesis was activated by Co and in fish – by Co-and Co-NC.

Conclusion

High specificity and sensitivity of frog to trace metals and their nanocomposites was indicated. Biomarkers of endocrine activity, biotransformation and toxicity withstood with hepatic metal distribution.

1. *Comparison* of metal bioavailability in frogs from urban and rural sites of Western Ukraine / O. B. Stolyar, N. S. Loumbourdis, H. I. Falfushinska, L. D. Romanchuk // Arch. Environ. Contam. Toxicol. – 2008. – Vol. 54. – P. 107–113.
2. *Evaluation* of biotargeting and ecotoxicity of Co^{2+}-containing nanoscale polymeric complex by applying multi-marker approach in bivalve mollusk *Anodonta cygnea* / H. Falfushynska, L. Gnatyshyna, O. Stoliar [et al.] // Chemosphere. – 2012. – Vol. 88. – P. 925–936.
3. *Falfushinska H. I.* Different responses of biochemical markers in frogs (*Rana ridibunda*) from urban and rural wetlands to the effect of carbamate fungicide / H. I. Falfushinska, L. D. Romanchuk, O. B. Stolyar // Comp. Biochem. Physiol. – 2008. – Vol. 148 C, N 3. – P. 223–229.
4. *Falfushynska H. I.* Reactivity of metallothioneins in frog *Rana ridibunda* treated by copper and zinc ions / H. I. Falfushynska, L. D. Romanchuk, O. B. Stoliar // Ukr. Biochem. J. – 2010. – Vol. 82, N 3. – P. 17–26.
5. *Falfushynska H. I.* Seasonal and spatial comparison of metallothioneins in frog *Rana ridibunda* from feral populations / H. I. Falfushynska, L. D. Romanchuk, O. B. Stolyar // Ecotoxicology. – 2008. – Vol 17, N 8. – P. 781–788.
6. *Responses* of hepatic metallothioneins and apoptotic activity in *Carassius auratus gibelio* witness a release of cobalt and zinc from waterborne nanoscale composites / H. Falfushynska, L. Gnatyshyna, O. Turta [et al.] // Comp. Biochem. Physiol. – 2014. – Vol. 160 C. – P. 66–74.

Г.І. Фальфушинська[1,2], Л.Л. Гнатишина[1,2], О.О. Федорук[1], О.Б. Столяр[1]

[1]Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка, Україна

[2]ДВНЗ «Тернопільський державний медичний університет імені І.Я. Горбачевського», Україна

ВІТЕЛОГЕНЕЗ ТА БІОТРАНСФОРМАЦІЙНА АКТИВНІСТЬ У ЖАБ ЗА ВПЛИВУ КОБАЛЬТУ, ЦИНКУ ТА ЇХ ОРГАНІЧНИХ КОМПЛЕКСІВ

Жаби сприйнятливі до абсорбції токсикантів з води протягом всіх життєвих стадій. Метою цього дослідження стало оцінити вплив промислових нанокомпозитів (NC) – Co-NC та Zn-NC, відповідних концентрацій Co^{2+} (50 мкг/дм^3), Zn^{2+} (100 мкг/дм^3), або полімерного матеріалу (PS) на самців жаби *Rana ridibunda* протягом 14 діб. Визначали рівень вітелогеніну та ядерні ушкодження (NL) у крові, активність цитохром P450-залежної монооксигенази (CYP450) та глутатіон *S*-трансферази (GST), а також розподіл Zn, Co, Cu, Cd у печінці. Zn, Zn-NC та PS викликали токсичні прояви: ксеноестрогенну дію (Zn та PS), пригнічення GST (Zn-NC), збільшення кількості NL (Zn-NC та PS). Активність CYP450 зростала лише за дії Co-NC, тоді як інші чинники пригнічували її. Дія Co та Co-NC призводила до збільшення співвідношення кількості (Cu+Co)/(Zn+Cd) у металотіонеїнах, тоді як Zn, Zn-NC та PS викликали його збільшення у інших компонентах тканини. Ця визначна чутливість відрізняла реакції жаби від риби Carassius sp., дослідженої попередньо.

Ключові слова: кобальт, цинк, нанорозмірний композит, Rana ridibunda, вітелогенін, металотіонеїн, цитотоксичність

Г.И. Фальфушинская[1,2], Л.Л. Гнатишина[1,2], О.А. Федорук[1], О.Б. Столяр[1]
[1]Тернопольский национальный педагогический университет имени Владимира Гнатюка, Украина
[2]ГВУЗ «Тернопольский государственный медицинский университет имени И.Я. Горбачевського», Украина

ВИТЕЛЛОГЕНЕЗ И БИОТРАНСФОРМАЦИОННАЯ АКТИВНОСТЬ ЛЯГУШКИ ПРИ ВОЗДЕЙСТВИИ КОБАЛЬТА, ЦИНКА И ИХ ОРГАНИЧЕСКИХ КОМПЛЕКСОВ

Лягушки восприимчивы к абсорбции токсикантов из воды на протяжении всех жизненных стадий. Целью этого исследования стало оценить влияние промышленных нанокомпозитов (NC) – Co-NC и Zn-NC, соответствующих концентраций Co^{2+} (50 мкг/дм^3), Zn^{2+} (100 мкг/дм^3), или полимерного материала (PS) на самцов лягушки *Rana ridibunda* на протяжении 14 суток. Определяли уровень вителлогенина и ядерне повреждения (NL) в крови, активность цитохром P450-зависимой монооксигеназы (CYP450) и глутатион *S*-трансферазы (GST), а также распределение Zn, Co, Cu, Cd в печени. Zn, Zn-NC и PS вызывали токсические проявления: ксеноэстрогенный эффект (Zn и PS), угнетение GST (Zn-NC), увеличение числа NL (Zn-NC и PS). Активность CYP450 возростала только при действии Co-NC, тогда как другие воздействия угнетали ее. Действие Co и Co-NC приводило к увеличению соотношения количесттва (Cu+Co)/(Zn+Cd) в металлотионеинах, тогда как Zn, Zn-NC и PS вызывали его увеличение в других компонентах ткани. Эта исключительная чувствительность отличала реакции лягушки от рыбы Carassius sp., изученной предварительно.

Ключові слова: кобальт, цинк, наноразмерный композит, Rana ridibunda, вителлогенин, металлотионеин, цитотоксичность

UDC [504.064:577.25](564.3+564.141)

H.I. FALFUSHYNSKA[1,2], L.L. GNATYSHYNA[1,2], I.V. YURCHAK[1], O.B. STOLIAR[1]
[1] Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine
Kryvonosa Str., 2, Ternopil 46027, Ukraine
[2]I.Ya. Horbachevsky Ternopil State Medical University
Maydan Voli, 1, Ternopil 46001, Ukraine

ENDOCRINE DISRUPTION AND CYTOTOXICITY IN BIVALVE MOLLUSK UNDER THE COMPLEX EXPOSURE TO ZINC NANOOXIDE

Despite metal-contained nanoparticles (n) represent novel kind of environmental pollution, their toxicity to aquatic habitats is unclear with regards to multiple stress exposures. In present study, male *Unio tumidus* were exposed for 14 days to n-ZnO (3.1 μM), Zn^{2+} (3.1 μM), Ca-channel blocker nifedipine (Nfd, 10 μM), combinations of n-ZnO and Nfd or n-ZnO and thiocarbamate fungicide Tattoo (Ta, 91 μg L^{-1}) at 18°C, and n-ZnO at 25°C. Activities of vitellogenesis (Vtg), stress and detoxification systems (Mn- and Cu,Zn-superoxide dismutase, metallothionein (MT), EROD), nuclear lesions (NL) and choline esterase (ChE) activity) were analysed. Vtg and NL were elevated in most exposures. N-ZnO *per se* did not provoke any other changes of indices unlike Zn. In combine exposures, the activation of stress-responses, EROD and phenoloxidase activities were detected. Nfd caused the most prominent modulations of n-ZnO effect on Vtg and MT. Only Zn and Nfd caused ChE depletion.

Keywords: bivalve mollusk, zinc nanooxide, heating, nifedipine, thiocarbamate, combine exposure, biomarker

Nanoparticle toxicity is a growing concern in freshwater habitats; however, understanding of the nanoparticle effects on aquatic organisms is impeded by the lack of the studies of the nanoparticles effects in the environmentally relevant context of multiple stress exposures. Metal-contained nanoparticles can be transformed in aquatic organisms by reactions with biological macromolecules,

redox reactions, aggregation, and dissolution. Therefore, in order to use bivalves as bioindicators of nanoparticle toxicity, it is important to distinguish between the physiological and cellular responses to nanoparticles compared to the effects of their constituent metals, as well as assess the nanoparticle toxicity in the context of other common stressors in aquatic habitats [1, 6]. In the polluted environments, the cumulative effects of the various stressors that act on similar pathways (such as oxidative stress, apoptosis) or on the same molecular targets can complicate the interpretation and assessment of responses to nanoparticles [1, 2, 3, 7]. Therefore, it is important to study the effects on nanoparticles such as n-ZnO in the context of other common environmental stressors. Elevated temperature is a common stressor in temperate aquatic habitats that has profound effects on all physiological functions of aquatic organisms [4, 5]. In this study, we evaluated the effects of n-ZnO in a model organism, a mussel *Unio tumidus*, and the potential modulation of these effects by common co-occurring environmental stressors

Materials and methods

Adult *Unio tumidus* (Unionidae) (~ 6 years old, 8±1 cm length, and 42±5 g weight) were collected in a pristine site located in the basin of Dniester River, (Ukraine). Specimens were preacclimated to the laboratory conditions. One group was exposed to the aquarium water only and was considered control (C). Other groups were exposed to zinc nanooxide (n-ZnO, 3.1 μM), zinc ions (Zn, 3.1 μM), pharmaceutical Ca-channel blocker nifedipine (Nfd, 10 μM), combinations of n-ZnO with Nfd (n-ZnO+Nfd) or with thiocarbamate fungicide Tattoo (n-ZnO+Ta, 91 μg L^{-1}) at 18°C, and to n-ZnO at 25°C (n-ZnO+t^o). The utilized methods for the determining of the biomarkers of stress, endocrine disruption (vitellogenesis in male specimens) and cytotoxicity are described in our previous articles [1-7].

Results and discussion

Data are represented in Tables 1, 2. Most common responses to the exposures were the elevation of vitellogenin-like proteins (Vtg-LP) in the gonads of male mussels that reflect xenooestrogenic effect in males.

Table 1

Endocrine disruption and stress responses in *U. tumidus*, M±SD, N=8

Parameters	Groups						
	K	ZnO	Zn	ZnO+t^o	Nif	Nif+ ZnO	ZnO+ Ta
Mn-SOD, (RU·mg^{-1} proteins)	2,7± 0,3	2,6± 0,3	4,5± 1,1*	3,8± 0,3*	2,9± 0,5	2,6± 0,4	4,5± 0,6*
Cu,Zn-SOD, (RU·mg^{-1} proteins)	1,0± 0,2	2,4± 0,3*	1,8± 0,3*	0,6± 0,1*	2,6± 0,9*	4,0± 0,5*	3,0± 0,5*
MT (from Cu,Zn,Cd), μg·g^{-1} FW	16,2± 1,7	14,9± 1,7	13,0± 1,4*	12,9± 1,3*	36,3± 2,8*	30,4± 2,7*	13,1± 1,3*
Vtg-LP in gonads, μg P_i·mg^{-1} proteins	10,0± 1,1	17,3± 3,2*	42,8± 5,1*	25,3± 6,2*	12,8± 3,5	10,9± 2,7	27,3± 4,6*
Vtg-LP in hemolymph, μg P_i·mg^{-1} proteins	2,9± 0,1	6,5± 1,3*	3,1± 0,4	4,0± 1,3	2,9± 0,5	1,7± 0,2*	3,0± 0,5

In tables 1, 2: * – indicate values significantly different from control (P<0.05). The abbreviations are presented in the text.

In the hemolymph the alteration were different and less appeared. Nuclear lesions (the elevated number of hemocytes with micronuclei and nuclear abnormalities) were detected in most exposures. N-ZnO *per se* did not provoke any other changes of indices. On the other hand, exposure to Zn and Nfd demonstrated the signs of neurotoxicity (choline esterase (ChE) depletion). In combine exposures, the activation of stress-responses, microsomal biotransformation (EROD and phenol

oxidase activities) was detected. Nfd caused the most prominent modulations of n-ZnO effect on Vtg-LP and metallothionein (MT). These data prove the low evidence of the release of Zn from n-ZnO in the mussels due to different mechanisms of n-ZnO and Zn effects and confirm our previous conclusions [6].

Table 2

Markers of toxicity in *U. tumidus*, M±SD, N=8.

Parameters	Groups						
	K	ZnO	Zn	ZnO+t^o	Nif	Nif+ ZnO	ZnO+ Ta
EROD, pmol min^{-1}· mg^{-1} proteins	2,9± 0,1	2,8± 0,1	1,8± 0,2*	3,1± 0,2*	3,6± 0,4*	3,1± 0,3*	5,2± 0,3*
Phenoloxidase, nmol/(min·mg protein)	24,2± 2,5	22,9± 3,9	24,6± 3,1	28,7± 3,2*	44,1± 8,2*	24,5± 2,3	29,2± 4,2*
Phenol oxidase + CTAB, nmol/(min·mg protein)	6,0± 0,9	6,5± 1,2	12,7± 2,3*	13,8± 2,4*	1,5± 0,3*	1,1± 0,2*	14,4± 2,4*
ChE, nmol· min^{-1} mg^{-1} proteins	2,8± 0,3	3,2± 0,3*	2,0± 0,4*	2,9± 0,2	1,9± 0,4*	2,4± 0,4	2,3± 0,3
Hemocytes with micronuclei, (per 1000)	1,5± 0,3	4,5± 0,4*	1,5± 0,3	1,5± 0,3	3,5± 0,4*	4,2± 0,6*	1,5± 0,3
Hemocytes with nuclear abnormalities (per 1000)	7,0± 0,8	10,5± 1,3*	11,0± 1,4*	7,0± 0,9	7,2± 0,9	9,1± 1,1	11,0± 1,4*

Besides, high sensitivity of vitellogenesis in male mussels that was also detected for other novel pollutants [7] needs special concern. The key biomarkers that showed differential responses to different single and combined stressors in this study were the concentration of MT (metal-bound (Cu, Zn, Cd)-form, phenol oxidase and Mn-superoxide dismutase (SOD) activities. At 25°C, exposures to n-ZnO led to a prominent down-regulation of MT and Cu,Zn-SOD.

Conclusion

These data indicate that n-ZnO toxicity to freshwater organisms is modulated by organic pollutants and enhanced by elevated temperatures.

1. *Diversity* of the molecular responses to separate wastewater effluents in freshwater mussels / H. I. Falfushynska, L. L. Gnatyshyna, O. Yu. Osadchuk [et al.] // Comp. Biochem. Physiol. – 2014. – Vol. 164 C. – P. 51–58.
2. *Falfushynska H.* Effect of *in situ* exposure history on the molecular responses of bivalve mollusks to trace metals./ H. Falfushynska, L. Gnatyshyna, O. Stoliar // Ecotoxicol. Environ. Saf. – 2013. – Vol. 89. – P. 73–83.
3. *Falfushynska H.* In situ exposure history modulates the molecular responses to carbamate fungicide Tattoo in bivalve mollusk / H. Falfushynska, L. Gnatyshyna, O. Stoliar // Ecotoxicology. – 2013. – Vol. 22. – P. 433–445.
4. *Habitat* pollution and thermal regime modify molecular stress responses to elevated temperature in freshwater mussels (*Anodonta anatina*: Unionidae) / H. Falfushynska, L. Gnatyshyna, I. Yurchak [et al.] // Sci. Total. Environ. – 2014. – Vol. 500–501. – P. 339–350.
5. *Sokolova I. M.* Interactive effects of metal pollution and temperature on metabolism in aquatic ectotherms: Implications of global climate change / I. M. Sokolova, G. Lannig // Clim. Res. – 2008. – Vol. 37. – P. 181–201.
6. *The effects* of zinc nanooxide on cellular stress responses of the freshwater mussels *Unio tumidus* are modulated by elevated temperature and organic pollutants / H. Falfushynska, L. Gnatyshyna, I. Yurchak [et al.] // Aquat. toxicol. – 2015. - Vol. 162 – P. 82–93.

7. *Vulnerability* of biomarkers in the indigenous mollusk *Anodonta cygnea* to spontaneous pollution in a transition country / H. I. Falfushynska, L. L. Gnatyshyna, A. Farkas [et al.] // Chemosphere. – 2010. – Vol. 81. – P. 1342–1351.

Г.І. Фальфушинська[1,2], Л.Л. Гнатишина[1,2], І.В. Юрчак[1], О.Б. Столяр[1]
[1]Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка, Україна
[2]ДВНЗ «Тернопільський державний медичний університет імені І.Я. Горбачевського», Україна

ЕНДОКРИННІ РОЗЛАДИ ТА ЦИТОТОКСИЧНІСТЬ У ДВОСТУЛКОВОГО МОЛЮСКА ЗА КОМБІНОВАНОГО ВПЛИВУ НАНООКСИДУ ЦИНКУ

Було досліджено вплив на самців *Unio tumidus* наночастинок n-ZnO (3,1 мкМ), Zn^{2+} (3,1 мкМ), а також блокатора Са-каналів ніфедипіну (Nfd, 10 мкМ) спільно із n-ZnO та тіокарбаматного фунгіциду Татту (Та, 91 мкг·л$^{-1}$) спільно із n-ZnO при 18^{o}С та n-ZnO при 25^{o}С. Визначали характеристики вітелогенезу (Vtg), систем стресу та детоксикації (Mn- та Cu,Zn-супероксиддисмутаз, металотіонеїну (МТ), EROD), частку гемоцитів із ураженнями ядра (NL) та холінестеразну активність (ChE). За впливу більшості чинників спостерігали зростання рівню Vtg та NL. N-ZnO не викликав інших змін, на відміну від Zn. За поєднаного впливу відзначали активацію стрес-реакцій, EROD та фенолоксидази. Найпомітніше вплив n-ZnO на Vtg та МТ залежав від поєднання із Nfd. Пригнічення ChE викликали лише Zn та Nfd.

Ключові слова: двостулковий молюск, нанооксид цинку, тепловий ефект, ніфедипін, тіокарбамат, комбінована дія, біомаркер

Г.И. Фальфушинська[1,2], Л.Л. Гнатишина[1,2], И.В. Юрчак[1], О.Б. Столяр[1]
[1]Тернопольский национальный педагогический университет имени Владимира Гнатюка, Украина
[2]ГВУЗ «Тернопольский государственный медицинский университет имени И.Я. Горбачевського», Украина

ЭНДОКРИННЫЕ НАРУШЕНИЯ И ЦИТОТОКСИЧНОСТЬ У ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ ПРИ КОМПЛЕКСНОМ ВОЗДЕЙСТВИИ НАНООКСИДА ЦИНКА

Исследовали влияние на самцов *Unio tumidus* наночастичек n-ZnO (3,1 мкМ), Zn^{2+} (3,1 мкМ), а также блокатора Са-каналов нифедипина (Nfd, 10 мкМ) совместно с n-ZnO и тиокарбаматного фунгицида Татту (Та, 91 мкг л$^{-1}$) при 18^{o}С, а также n-ZnO при 25^{o}С. Определяли характеристики вителлогенеза (Vtg), систем стресса и детоксикации (Mn- та Cu,Zn-супероксиддисмутаз, металлотионеина (МТ), EROD), долю гемоцитов с ядерными повреждениями (NL) и активность холинэстеразы (ChE). При действии большинства факторов наблюдали увеличение уровня Vtg и NL. N-ZnO не вызывал, в отличие от Zn, других изменений. При совместном воздействии отмечали активацию стресс-реакций, EROD и фенолоксидазы. Наиболее заметно на действие n-ZnO на Vtg та МТ влияла комбинация с Nfd. Угнетение ChE вызывали только Zn и Nfd.

Ключевые слова: двустворчатый моллюск, нанооксид цинка, тепловой эффект, нифедипин, тиокарбамат, комбинированное воздействие, биомаркер

UDC 574.583 (477-25)

L.V. SAMCHYSHYNA, YU.V. DUBROVSKY
Institute of Evolutionary Ecology of NAS of Ukraine, Kyiv
Akad. Lebedeva 37, Kyiv-03143, Ukraine

CLADOCERAN ASSEMBLAGE OF KYIV SMALL WATER BODIES: RESULTS OF MONITORING IN 2010-2011

Twenty species of cladocerans (Crustacea, Cladocera) were identified from ten lentic water bodies of Kyiv city. The biggest species richness along with the lowest saprobity index is revealed for Rusanivske lake (water quality class – II, clean). The quality of water of most studied Kyiv lakes, which has been evaluated by Pantle-Buck saprobiological method using modification of Sladeček, is regarded as moderately polluted, water quality class – III. The collection of cladoceran species photos at the IEE NASU web page is launched.

Keywords: saprobity index, water quality class, Kyiv water bodies, Cladocera

Cladocerans are one of the common and abundant groups of aquatic organisms in water bodies of urban territories. Providing a great role in food webs, they are important grazers on algae and detritus, and recognized as useful ecological indicator [3]. Being filtraters, they are greatly involved in biological self-purification of polluted waters [4]. In such big city as Kyiv, these crustaceans are still not completely integrated into water quality monitoring programs. As capital grows (appearing new apartment complexes, industrial buildings, infrastructure development etc) as negative anthropogenic influence increases on natural water bodies (euthrophication, destroying, drainage). Hence, periodical overview and monitoring of zooplankton is needed to understand sanitary situation in city's water bodies.

Material and methods

Zooplankton samples were collected in summer time in 2010-2011 in lakes Vyrlitca, Zaplavne, Nyzhnij Telbin, Berizka, Sonjachne, Radunka, Rusanivske, Verbne, Opechen, Feofania pond caskade, by throw net with 63 μm mesh size and preserved in 4% formaldehyde. Laboratory analysis for taxonomic composition, abundance and photography of cladocerans was performed at IEE NASU using Olympus BX51 equipped by camera Olympus E-410 Camedia. We launched the collection of cladoceran species photos at the IEE NASU web page, which we are planning to use for planktonic crustaceans photoatlas (http://www.ieenas.org/index.php?option = com_datsogallery & Itemid = 42 & func = viewcategory & . catid=6). Cladocerans were identified using the key and figures of Manujlova [5]. The quality of water at studied sites was evaluated by Pantle-Buck saprobiological method using modification of Sladeček [6].

Results and discussion

Twenty species (table 1) from 14 genera and 2 orders (Ctenopoda and Anomopoda) were found in the studied water bodies in summer time. Rusanivske lake, which is most close to Dnipro river and affected by, has the biggest species richness. In the same time, it has the lowest value of the saprobity index - 1.3 and water of quality class II (clean). Recreational lakes, Berizka and Sonjachne, have 5 species each, however, by saprobity index using modification of Sladeček [6] they belong to β-mesosaprobic (moderately polluted). By the way, Sonjachne lake had the biggest cladoceran abundance - 1700 ind/m^3, the dominant species was *Chydorus sphaericus*.

In Radunka lake no cladocerans were recorded between zooplankton groups. High density of blue-green algae filaments was observed in that sample. Well known, what cyanobacteria can produce toxins into the water. This may inhibits development of planktonic crustaceans.

The lowest cladoceran abundance was observed in Zaplavne lake - 400 ind/m^3, but the species composition was dominated by bioindicators of oligosaprobity and water quality shows class II - pure. In opposite, where are two lakes, Opechen and Feofania pond cascade, characterized by the highest value of saprobity index 1.9-2.0 between studied water bodies. Opechen lake has been shown a high

saprobity value during long time [1]. The water bodies mainly (40 % of total number) had low number of cladoceran species each (see table).

Species composition of cladocerans is not specific in Kyiv water bodies and consists from widespread taxa. The biggest number of species was found in Rusanivske lake. *Chydorus sphaericus* and *Scapholeberis mucronata* were very common species in studied water bodies. This may indirectly indicates the presence of water-coastal vegetation and bacterial film on the water surface. Other species have low and sporadic occurrence (possibly because of the seasonality of samples).

Table 1

Cladoceran species composition of Kyiv small water bodies

Water body / Species	Vyrlytcja	Zaplavne	Nyzhnij Telbin	Sonjachne	Berizka	Rusanivske	Opechen	Verbne	Feofanija ponds	Individual saprobic value
Sida crystallina			+							*1.3*
Diaphanosoma brachyurum	+	+								*1.4*
Daphnia pulex									+	*2.8*
D. longispina					+					*2.05*
Daphnia sp.						+				-
Simocephalus vetulus					+				+	*1.5*
Simocephalus cf. serrulatus						+				*1.3*
C. quadrangula						+				*1.15*
Ceriodaphnia reticulata									+	*1.7*
C. leticaudata					+					*1.6*
Scapholeberis mucronata	+		+	+	+		+	+	+	*2.0*
Camptocercus rectirostris				+				+		*1.2*
Peracantha truncata	+									*1.3*
Monospilus dispar		+								*1.3*
Graptoleberis testundinaria						+				*1.5*
Chydorus sphaericus	+	+	+	+	+		+	+		*1.75*
C. ovalis		+				+				*1.2*
Pleuroxus sp.				+						-
Alona quadrangularis			+	+		+				*1.4*
Bosmina longispina						+				-
Total species number	4	4	4	5	5	7	2	3	4	
Saprobity index of water (S)	*1.6*	*1.4*	*1.6*	*1.6*	*1.8*	*1.3*	*1.9*	*1.7*	*2*	S_{mean} *=1.7*
Water quality class	*III*	*II*	*III*	*III*	*III*	*II*	*III*	*III*	*III*	*III*

Thus, 13 species (65 % from species list) was recorded only once. The distribution of cladocerans at different water bodies seems has no any consistent pattern, except their confinement to the certain saprobity zone. Each zone has optimal conditions for certain species and communities of organisms [7]. Similar study for Kiev's lakes had been performed 10 years ago [2]; comparing three

common recreational lakes with our preliminary results we can see what species composition is changed. Thus, in summer time Berizka lake had 29% of cladoceran species found 10 years ago, in Verbne lake is remained 10%, in Sonjachne – only 7%. The saprobity value for these three lakes since 10 years is a little bit increased: from 1.6 till 1.8 for Berizka, from 1.5 till 1.7 for Verbne and from 1.5 till 1.6 for Sonjachne.

Conclusion

It seems that the cladoceran species composition is quite unstable over time and they occupy the resource space randomly. So, the assessment of lakes water quality of Kyiv urban territories based on Pantle-Buck saprobiological method using modification of Sladeček is demonstrated what waters of city classified as moderately polluted.

1. *Afanasjev S. A.* Characteristic of hydrobiologocal condition of different types of Kyiv water bodies / S. A. Afanasjev // Vestnik ecol., 1996, 1–2. – P. 112–118. – Russian.
2. *Dubrovsky Yu. V.* Assesment of ecological state of Kyiv recreational lakes by hydrofauna development / Yu. V.Dubrovsky, L. V. Guleikova, Pligin et all. // Ecologichnyj stan vodojm Kyeva. – K.: Fotosociotcentr, 2005. – P. 110 – 143. – Ukrainian.
3. *Jeppesen E.* Functional ecology and palaeolimnology: using cladoceran remains to reconstruct anthropogenic impact / E. Jeppesen, P. Leavitt, L. Meester and J. P. Jensen // Trends Ecol. Evol., 2001, 16. – P. 91–198.
4. Makrushin A. V. *Biological analysis of water quality / A. V. Makrushin // L.:* ZIN AN *SSSR, 1974.* – 60 p. – Russian.
5. Manujlova E.F. Cladocera of the Fauna of the USSR / E. F. Manujlova // M.-L.: Nauka, 1984. – 328 p. – Russian.
6. *Sladeček V.* System of water quality from the biological point of view / V. Sladeček // Arch. Hydrobiol., Beih. 7, 1973. – 218 p.
7. *Spellerberg I. F.* Monitoring Ecological Change / I. F. Spellerberg // Cambridge: Cambridge University Press, 2005. – 412 p.

Л.В. Самчишина, Ю.В. Дубровський
Інститут еволюційної екології НАН України, Київ

РЕЗУЛЬТАТИ МОНІТОРИНГА ВИДОВОГО СКЛАДУ ГІЛЛЯСТОВУСИХ РАКОПОДІБНИХ ВОДОЙМ М. КИЄВА В 2010–2011 РР.

В 10 лентичних водоймах м. Києва було ідентифіковано 20 видів гіллястовусих ракоподібних (Crustacea, Cladocera). Найбільше видове богатство і одночасно найменьший індекс сапробності виявлені для оз. Русанівське (II класс чистоти вод). За індексом Пантле і Букк (в модифікації Сладечека) більшість водойм м. Києва відносяться до III класу чистоти вод – помірно забруднені. Започаткована електронна база фотографій видів гіллястовусих рачків на сайті ІЕЕ НАНУ.

Ключові слова: сапробіологічний індекс, клас чистоти вод, водойми м. Києва, Cladocera

Л.В. Самчишина, Ю.В. Дубровский
Институт эволюционной экологии НАН Украины, Киев

РЕЗУЛЬТАТЫ МОНИТОРИНГА ВИДОВОГО СОСТАВА ВЕТВИСТОУСЫХ РАКООБРАЗНЫХ ВОДОЕМОВ Г. КИЕВА В 2010–2011 ГГ.

В 10 лентических водоемах г. Києва было идентифицировано 20 видов ветвистоусых ракообразных (Crustacea, Cladocera). Наибольшее видовое богатство и одновременно наименьший индекс сапробности выявлены для оз. Русановское (II класс чистоты вод). Большинство водоемов г. Киева по индексу Пантле и Букк (в модификации Сладечека) относятся к III классу чистоты вод - умеренно загрязненные. Создается електронная база фотографий видов ветвистоусых ракообразных на сайте ІЕЕ НАНУ.

Ключевые слова: сапробиологический индекс, класс чистоты вод, водоемы г. Киева, Cladocera



Здано до складання 15.07.2015. Підписано до друку 22.07.2015. Формат 60 х 84/18. Папір друкарський.
Умовних друкованих аркушів — 65,4. Обліково-видавничих аркушів — 76,7. Замовлення № 24.
Наклад 300 прим. Видавничий відділ ТНПУ 46027, м. Тернопіль, вул. М. Кривоноса, 2
Свідоцтво про держреєстрацію: КВ № 15884-4356Р від 27.10.2009