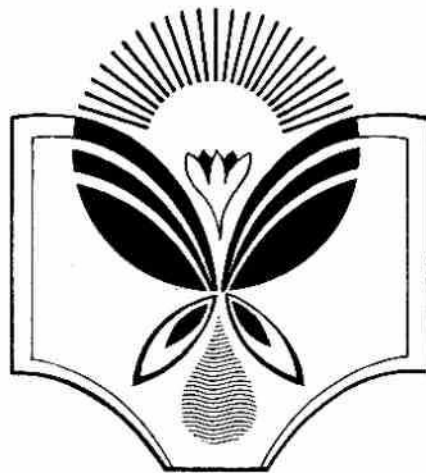




Наукові записки

**Тернопільського національного
педагогічного університету
імені Володимира Гнатюка**

Серія: біологія



**Тернопільський
педуніверситет**
ім. Володимира Гнатюка

ББК 28
Н 34

Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету
імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. — 2011. — № 4 (49). — 131 с.

*Друкується за рішенням вченої ради
Тернопільського національного педагогічного університету
ім. Володимира Гнатюка
від 22.11.2011 р. (протокол № 4)*

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

М.М. Барна	доктор біологічних наук, професор (головний редактор)
В.В. Грубінко	доктор біологічних наук, професор (заступник головного редактора)
В.З. Курант	доктор біологічних наук, професор (заступник головного редактора)
К.С. Волков	доктор біологічних наук, професор
Н.М. Дробик	доктор біологічних наук, професор
В.І. Парпан	доктор біологічних наук, професор
О.Б. Столяр	доктор біологічних наук, професор
І.В. Шуст	доктор біологічних наук, професор
В.О. Хоменчук	кандидат біологічних наук, доцент (секретар)

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

БОТАНІКА

М.М. БАРНА, О.Б. МАЦЮК

ОРГАНОГЕНЕЗ ЖІНОЧИХ РЕПРОДУКТИВНИХ СТРУКТУР *JUGLANS REGIA* L. ... 5

БІОТЕХНОЛОГІЯ

Н.Б. КРАВЕЦЬ, М.З. МОСУЛА, А.І. ГЕРЦ, О.Т. ТУСИК, Н.М. ДРОБИК

ПРЯМИЙ І НЕПРЯМИЙ ОРГАНОГЕНЕЗ IN VITRO ВИДІВ *GENTIANA*

ASCLEPIADEA L. ТА *GENTIANA PNEUMONANTHE* L. 17

ГІДРОБІОЛОГІЯ

Ю.М. ДЖУРТУБАЕВ, М.М. ДЖУРТУБАЕВ

НЕКОТОРЫЕ ЛИМНОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПРИДУНАЙСКИХ

ОЗЁР ОДЕССКОЙ ОБЛАСТИ В СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЯХ 26

П.Д. КЛОЧЕНКО, О.В. МАНТУРОВА, І.Ю. ІВАНОВА

ОСОБЛИВОСТІ ВИДОВОГО СКЛАДУ ФІТОПЛАНКТОНУ

МАЛИХ РІЧОК М. КИЄВА 31

О.В. ФЕДОНЕНКО, І.С. ПАХОМОВА

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ І ВІДТВОРЕННЯ ЦІННОЇ ПРОМИСЛОВОЇ

ІХТІОФАУНИ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА 40

ЕКОЛОГІЯ

І.Ю. БУЗЕВИЧ, Г.О. КОТОВСЬКА, Д.С. ХРИСТЕНКО

ПОПУЛЯЦІЇ ОСНОВНИХ ВИДІВ РИБ КРЕМЕНЧУЦЬКОГО

ВОДОСХОВИЩА В УМОВАХ СУЧАСНОГО ПРОМИСЛУ 45

О.П. ЖИТОВА, О.М. ЄМЕЦЬ

ЕКОЛОГО – ПАРАЗИТОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОЙМ

СУМСЬКОЇ ОБЛАСТІ..... 50

Д.В. ЗАДОРЖНА

ОЦІНКА СТАНУ УРБАНІЗОВАНОГО СЕРЕДОВИЩА ЗА ІНТЕГРАЛЬНИМ

ПОКАЗНИКОМ ФЛУКТУЮЧОЇ АСИМЕТРІЇ ЛИСТКОВОЇ ПЛАСТИНКИ

×*PLATANUS ACERIFOLIA* WILLD. 56

Г.Є. КИРИЧУК, Л.О. ПЕРЕПЕЛИЦЯ, І.П. ПЕРЕПЕЛИЦЯ, М.С. КОЗАЧЕНКО

ОСОБЛИВОСТІ БІОЛОГІЧНОЇ АКУМУЛЯЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

РОСЛИННІСТЮ В УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО ТИСКУ 60

Ю.Г. МАСІКЕВИЧ

ЗМІНИ ПОКАЗНИКІВ ФОТОСИНТЕТИЧНОГО АПАРАТУ МІСЬКОЇ

ДЕНДРОФЛОРИ ЗА УМОВ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ 66

В.В. РОГАЧ

ВПЛИВ ХЛОРЕМКВАТХЛОРИДУ НА МОРФОГЕНЕЗ ТА ПРОДУКТИВНІСТЬ

ОЗИМОГО РІПАКУ 70

А.П. СТАДНИЧЕНКО, О.І. УМАНЕЦЬ

ВПЛИВ МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ НА ВМІСТ ЗАГАЛЬНОГО БІЛКА В

ГЕМОЛІМФІ КАЛЮЖНИЦІ (*MOLLUSCA, GASTROPODA, PECTINIBRANCHIA,*

VIVIPARIDAE) У НОРМІ І ЗА ІНВАЗІЇ ТРЕМАТОДАМИ..... 76

О.В. ФЕДОНЕНКО, М.О. ШМАГАЙЛО

СУЧАСНИЙ СТАН ПОПУЛЯЦІЇ СРІБЛЯСТОГО КАРАСЯ

ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА..... 81

Н.Я. ХЛИСТУН

ДОСЛІДЖЕННЯ ГОСПОДАРСЬКОЇ ЦІННОСТІ АДВЕНТИВНИХ ВИДІВ

М. ЧЕРНІВЦІ 84

Л.М. ЯНОВИЧ, О.О. ЯНОВИЧ

БІОЦЕНОТИЧНІ ЗВ'ЯЗКИ У СИСТЕМІ "ГІРЧАК-ПЕРЛІВНИЦЕВІ" В УМОВАХ

ЗАГАЛЬНОЇ ДЕГРАДАЦІЇ ПРІСНОВОДНИХ МАЛАКОЦЕНОЗІВ УКРАЇНИ..... 88

ЗМІСТ

БІОХІМІЯ

- В. Я. БИЯК, В. О. ХОМЕНЧУК, В. З. КУРАНТ
АКТИВНІСТЬ СУКЦИНАТДЕГІДРОГЕНАЗИ В ОРГАНІЗМІ ДЕЯКИХ ВИДІВ
РИБ ІЗ МАЛИХ РІЧОК ЗАХІДНОГО ПОДІЛЛЯ 95
- С.И. ЖАДЬКО, Т.В. ВОРОБЬЕВА, А.А. СИВАШ, Д.А. КЛИМЧУК
ПРО-АНТИОКСИДАНТНЫЙ СТАТУС ЛИСТЬЕВ РАСТЕНИЙ
ALISMA PLANTAGO-AQUATICA L. ПРИ ОСМОТИЧЕСКОМ СТРЕССЕ 99
- Р.Я. ІСКРА
ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ КРОВІ СВИНОМАТОК І
НОВОНАРОДЖЕНИХ ПОРОСЯТ ЗА ВПЛИВУ ЦИТРАТУ НАНОХРОМУ 103

ОГЛЯДИ

- І.Б. ГРЮК, В.В. ГРУБІНКО
ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМ РІВНЕНЩИНИ 109

ІСТОРІЯ НАУКИ. ПЕРСОНАЛІЇ

- ІВАН ПАНАСОВИЧ ГРИГОРЮК – ПОДВИЖНИК БІОЛОГІЧНОЇ НАУКИ.....126

АВТОРИ НОМЕРА..... 130

БОТАНІКА

УДК: 581.46:634.51

М.М. БАРНА, О.Б. МАЦІЮК

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

ОРГАНОГЕНЕЗ ЖІНОЧИХ РЕПРОДУКТИВНИХ СТРУКТУР *JUGLANS REGIA L.*

Досліджено органогенез жіночих генеративних органів у *Juglans regia L.* В розвитку жіночої генеративної сфери, на відміну від чоловічої, в якій виділено 9 етапів [11], виділено 12 етапів органогенезу, зокрема: ЖК1 — етап закладання вегетативного апекса; ЖК2 — етап формування генеративної бруньки жіночого типу; ЖК3 — етап закладання брактей; ЖК4 — етап закладання примордіїв жіночих квіток; ЖК5 — етап закладання примордіїв плодолистиків; ЖК6 — етап закладання насінних зачатків; ЖК7 — етап формування археоспорія; ЖК8 — етап формування макроспор; ЖК9 — етап утворення макрогаметофіту; ЖК10 — етап запилення і запліднення; ЖК11 — етап розвитку зародка і ендосперму; ЖК12 — етап утворення насіння і плодів.

Ключові слова: органогенез, репродуктивні органи, апекс, *Juglans regia*

З кожним роком зростає цінність горіхоплідних деревних культур, в тому числі *Juglans regia*, у зв'язку зі зростаючими потребами в продуктах харчування та використання його деревини в деревообробній, меблевій промисловості та інших галузях господарської діяльності людини. Вивчення питань, пов'язаних з ростом, розвитком, репродуктивною біологією та стійкістю до абіотичних факторів інтродуцентів, до яких належить *Juglans regia*, є невід'ємною складовою частиною ефективності їх інтродукції. Дослідженням цих питань представників роду *Juglans* протягом останнього століття займався ряд вчених [1, 2, 5, 6, 9, 12–16]. Тому детальне дослідження видів роду *Juglans*, що зростають в лісових культурах, паркових насадженнях, скверах міст, уздовж автомагістралей та поодинокі в населених пунктах, дозволить обґрунтувати питання щодо доцільності використання їх у лісовому, садово-парковому господарстві та декоративному озелененні.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктами дослідження були особини горіха грецького *Juglans regia*, що зростають на території плодового саду агробіологічної лабораторії Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка та на території ДП «Бережанське лісомисливське господарство». Для вирішення поставленої мети проводили дослідження в природних і лабораторних умовах. Матеріал був зібраний протягом 2009-2011 рр. під час польових досліджень у горіха грецького на вказаних територіях. Лабораторні дослідження виконані в науково-дослідній лабораторії цитоембріології кафедри ботаніки. Для вивчення органогенезу жіночих генеративних структур дослідний матеріал відбирали в середній частині крони дерева в літній, осінньо-зимовий та весняний періоди окремо за статтю рослин та фазами розвитку. В кожній пробі брали по 10—15 бруньок. Матеріал фіксували сумішами Навашина та Карнуа (6:3:1). На поздовжніх зрізах вивчали внутрішню будову маточкових квіток, виділяючи при

цьому меристематичну зачаткову вісь, примордіальні листки різного віку, зачаткові аксиллярні бруньки і зачатки суцвіть. Необхідний об'єм вибірки визначали за В. А. Кокуніним [8]. Для з'ясування питання щодо закладання зачатків жіночих квіток використовували метеорологічні дані <http://rp5.ua/archive.php>. про температуру повітря, його відносну вологість та кількість опадів.

Результати досліджень та їх обговорення

Виходячи з уявлення про те, що в процесі онтогенезу спостерігається послідовність змін структури квітки [10], в органогенезі жіночої квітки виділені певні етапи. В основу виділення етапів органогенезу були покладені етапи розвитку вегетативних і генеративних структур для видів родини *Salicaceae* Mirb. [3, 4], зокрема:

- ЖК — жіноча квітка
- ЖК1 — ЖК12 — етапи органогенезу жіночої квітки.
- ЖК1 — етап закладання вегетативного апекса.
- ЖК2 — етап формування генеративної бруньки жіночого типу.
- ЖК3 — етап закладання брактей.
- ЖК4 — етап закладання примордіїв жіночих квіток.
- ЖК5 — етап закладання примордіїв плодолистків.
- ЖК6 — етап закладання насінних зачатків.
- ЖК7 — етап формування археоспорія.
- ЖК8 — етап формування макроспор.
- ЖК9 — етап утворення макрогаметофіту.
- ЖК10 — етап запилення і запліднення.
- ЖК11 — етап розвитку зародка і ендосперму.
- ЖК12 — етап утворення насіння і плодів.

Органогенез жіночих репродуктивних структур *Juglans regia* за етапами розвитку (ЖК1 — ЖК12) та абіотичними факторами (температура, опади, вологість повітря) протягом 2009-2011 рр. дослідження наведені в таблиці 1.

Етап закладання вегетативного апекса (ЖК1) характеризується такими самими морфологічними особливостями, що спостерігаються і на етапі закладання вегетативного апекса в процесі формування чоловічої сережки (ЧС1) [11]. Ініціалами апекса служать клітини прифлоральної меристеми, ділянка якої локалізована в пазусі примордіального листка зачаткового пагона майбутньої генерації, який закладається в термінальній бруньці.

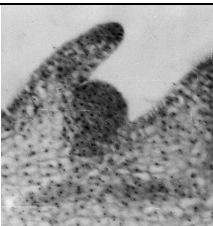

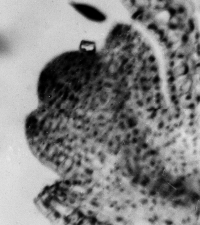

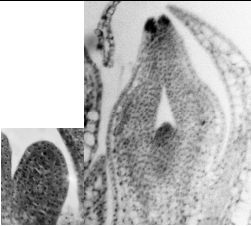
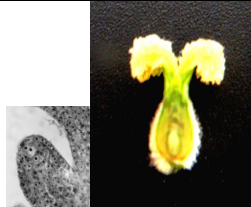
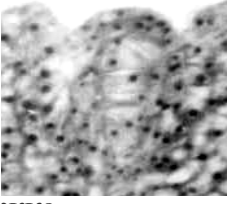
Саме з цієї ділянки меристеми починає формуватися новий органогенний центр — апекс латерального пагона (рис. 1). Процес формування нових латеральних апексів продовжується навесні і влітку наступного року. В цей час відбуваються активні мітотичні поділи, внаслідок яких продовжується неперервна органоутворююча діяльність термінального меристематичного апекса до етапу формування нової термінальної бруньки лише в кінці серпня – на початку вересня.

Таблиця 1

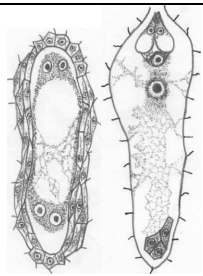


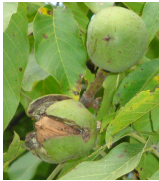
Органогенез жіночих репродуктивних структур *Juglans regia* в умовах Західного Поділля (Тернопільська область)

Дата	Метеорологічні дані									Етапи органогенезу
	t, °C			Опади мм			Вологість, %			
	2009	2010	2011	2009	2010	2011	2009	2010	2011	
3-тя д. VII-1-ша д. VIII	23,93	20,61	17,85	5,3	5,8	8,84	63,8	77,92	77,74	

БОТАНІКА

Продовження таблиці 1.										
2-га д. VIII	19,64	23,79	20,27	7,3	6,3	3,4	75,29	76,99	77,59	
3-тя д. VIII	18,33	17,44	19,37	6	65	—	68,10	73,16	61,38	
3-тя д. IX- 1-ша д. X	11	10,38	12,82	10,1	15,2	—	68,93	79,25	72,43	
1-ша д. III	0,73	7,51	4,39	20,3	1,1	—	83,46	68,96	69,9	
2-га д. III	5,57	8,75	3,94	0,5	10,4	0,3	75,6	65,5	67,61	
3-тя д. – 1-ша д. IV	10,26	8,27	7,52	—	22,6	20,9	60,25	75,01	73,8	
2-га д. IV	10,11	11,2	10,5	—	16,6	19,7	64,88	68,63	71,82	

БОТАНІКА

Продовження таблиці 1.										
3-тя д. IV	13,48	11,7	14,03	—	6,8	5,8	43,80	59,75	56,38	
3-тя д. IV- 1-ша д. V	11,88	15,99	9,28	43,2	41,3	—	58,03	63,29	73,83	
1-ша д. VIII	18,63	24,3	17,88	30	51	17	70,59	77,03	75,22	
2-га д. IX	15,32	12,33	15,47	2,6	26,6	0,8	68,82	84,13	64,68	

Примітка. Метеорологічні дані (температура, опади, вологість) наведені по декадах за відповідні періоди розвитку репродуктивних структур протягом 2009-2011 рр. Методані взяті із <http://trp5.ua/archive.php>.

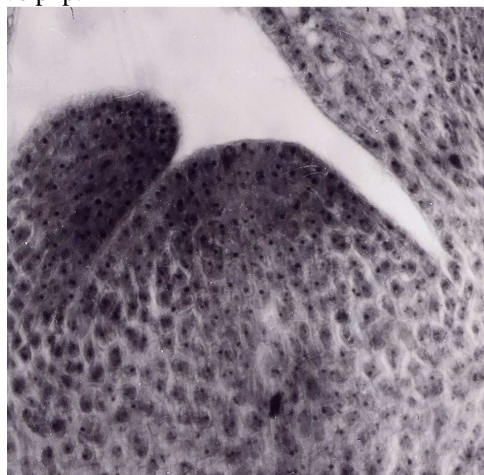


Рис. 1. Вегетативний апекс *Juglans regia* (x 150)

Взимку його функціональна активність сповільнюється, але не припиняється. Весною наступного року з нього утворюється пагін нової генерації, що свідчить про те, що органогенна діяльність вегетативного меристематичного апекса знову активізувалася.

Етап закладання брактей (ЖК2) починається з того моменту, коли меристематичні горбочки, закладені на куполоподібному апексі, приступають до диференціації (рис. 2).



Рис. 2. Закладання брактей у *Juglans regia* (x 90)

Початок цього етапу припадає на середину серпня і триває протягом вегетаційного періоду аж до кінця вересня. Вище нами відзначено, що закладання зачатків брактей на конусі наростання в генеративних структурах чоловічого типу є однією з важливих морфологічних ознак переходу вегетативного апекса в генеративний стан. Цей процес характеризується значним збільшенням розмірів конуса наростання та активізацією органогенної діяльності латеральних ділянок конуса наростання, внаслідок чого з'являються нові структури в апікальній частині зачаткового пагона. Закладання останніх відбувається в термінальній частині зачаткового пагона. Це обумовлює відмінність у процесах закладання брактей в бруньках жіночого типу порівняно із аналогічними процесами, що відбуваються на етапі ЧСз в бруньках чоловічого типу.

Етап формування генеративної бруньки жіночого типу (ЖКз) починається залежно від кліматичних умов так само, як і етап формування генеративної бруньки чоловічого типу з середини червня. Цей процес триває протягом вегетаційного періоду і завершується у кінці вересня — на початку жовтня. Характерною особливістю цього етапу є значне збільшення розміру самого апекса та набуття ним куполоподібної форми (рис. 3).

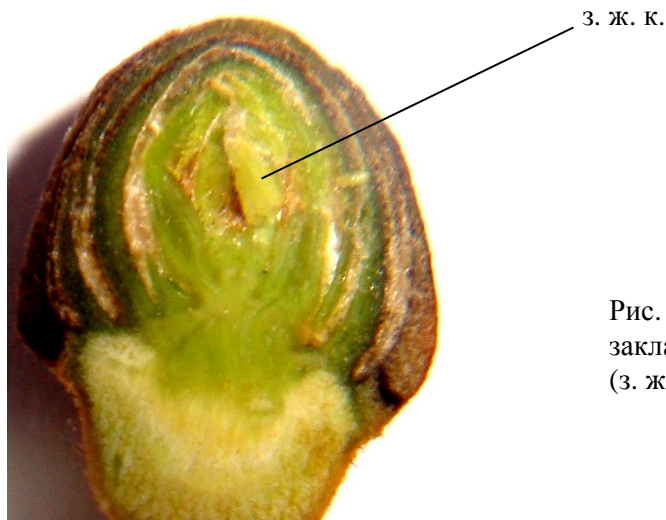


Рис. 3. Термінальна брунька, в якій закладаються зачатки жіночих квіток (з. ж. к.) (x 7)

Закладання і подальший розвиток латеральних генеративних бруньок жіночого типу відбувається акропетально і залежить від темпів збільшення лінійних розмірів та диференціації материнського пагона. В цьому випадку спостерігається специфічна закономірність порівняно з тою, яка відмічена нами на етапі формування генеративної бруньки чоловічого типу, тобто жіночі бруньки закладаються лише в апікальній частині пагона. Нові латеральні генеративні бруньки жіночого типу закладаються внаслідок подальшої органогенної діяльності

термінального апекса і значною мірою залежать від кліматичних умов, передусім від температурного режиму та опадів не лише протягом вегетаційного періоду, але і в рік, що передує органогенній діяльності термінального і латерального апексів.

Етап закладання примордіїв жіночих квіток (ЖК4) характеризується тим, що в пазухах брактей внаслідок органогенної діяльності ділянок периферійної меристеми закладаються меристематичні горбочки притуплено-овальної форми (рис. 4).

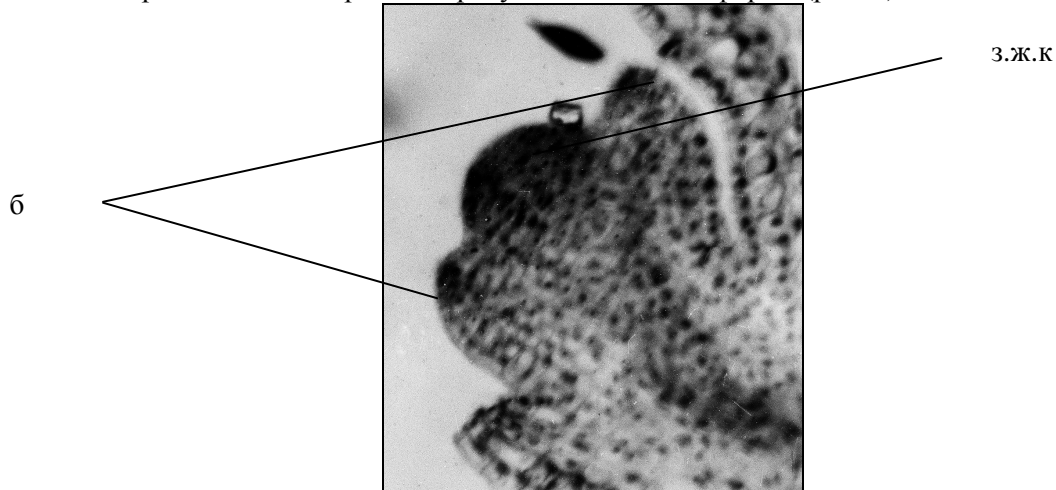


Рис.4. Зачаток жіночої квітки (з. ж. к.) в пазухах брактей (б.) термінальної бруньки *Juglans regia* (x 80)

Закладання примордіїв жіночих квіток нерозривно зв'язане із процесом закладання зачатків брактей і триває так само як і в формуванні чоловічих квіток протягом усього вегетаційного періоду. Досить розтягнутий період закладання примордіїв жіночих квіток у межах однієї бруньки зумовлює неодночасність розвитку цих структур. Якщо в апікальній частині конуса наростання зачаткового пагона примордії жіночих квіток досягають значних розмірів, то в базальній його частині лише з'являються зачатки жіночих квіток, набуваючи притуплено-розширеної форми з ознаками підготовки цих структур до диференціації, що супроводжується випинанням латеральних зон конуса наростання та активізацією в них мітотичних поділів. Розвиток жіночих генеративних структур у морфологічному відношенні чітко виражений, починаючи з п'ятого етапу органогенезу (ЖС5).

Етап закладання примордіїв плодолистків (ЖК5) характеризується тим, що в центральній частині апекса базальних квіткових зачатків закладаються два меристематичні горбочки — примордії плодолистків (рис. 5).

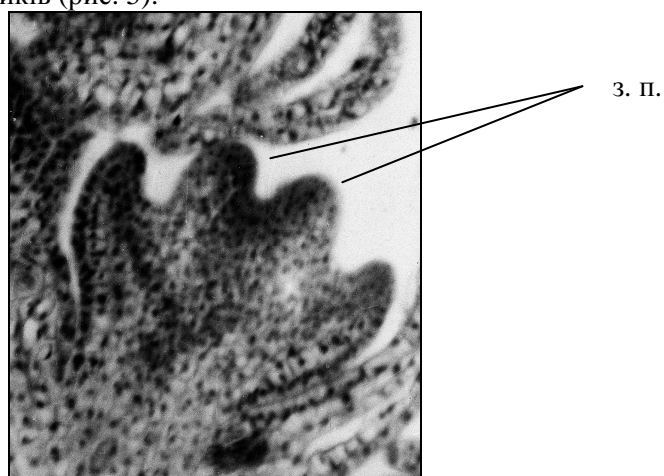


Рис. 5. Зачатки плодолистків (з. п.) в жіночій квітці *Juglans regia* (x 80)

Внаслідок активних мітотичних поділів клітин, що спостерігаються в меристематичних горбочках майбутніх плодолистків, останні досить швидко ростуть, набуваючи продовгувато-

овальної форми. Згодом аналогічні процеси відбуваються в апексах інших квіткових зачатків, розташованих дещо нижче на осі майбутнього пагона. Необхідно відзначити, що не завжди в досліджених особин *Juglans regia* закладаються два плодолистки. В декількох випадках на протогінічних особинах, що зростають на території плодового саду агробіологічної лабораторії Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка, нами відмічені три плодолистки в процесі формування нижньої зав'язі синкарпного гінецея, що нами простежено аж до формування плодів — несправжня кістянка (рис. 6).

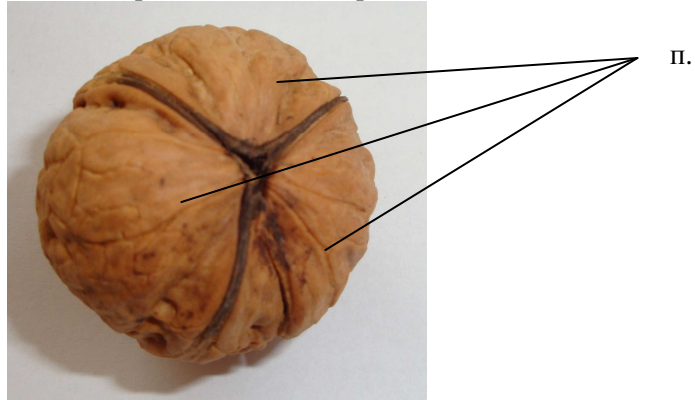


Рис. 6. Формування несправжньої кістянки із 3 плодолистків (п.) у *Juglans regia*

Етап закладання насінних зачатків (ЖК6) починається з моменту, коли на внутрішніх стінках плодолистків з'являється невеликий меристематичний горбочок, з якого в майбутньому утворюється один ортотропний красинуцелятний, однопокривний насінний зачаток (рис. 7).

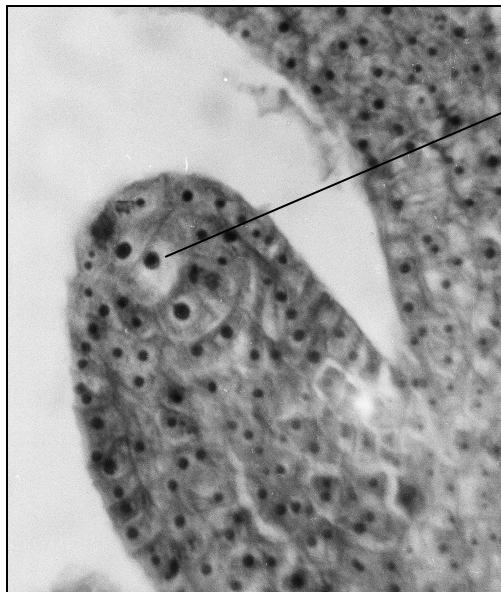


н. з.

Рис.7. Закладання насінного зачатка (н.з.) в зав'язі *Juglans regia* (x 150)

Водночас з ростом меристематичного горбочка відбувається його внутрішня і зовнішня диференціація. Внаслідок останньої закладається валик інтегумента. Зовні в основі інтегументу розміщені крилоподібні утвори. Питання про походження і роль цих утворів плаценти в літературі трактується по-різному. До розгортання приймочки на дві лопаті часто можна було бачити на верхівці нуцелуса обтуратор у вигляді багатоклітинного вироста, який видовжується в напрямку стовпчика маточки і, напевне, виконує секреторну функцію. Клітини його мають густо забарвлену цитоплазму з крупними вакуолями, часом їх вміст фарбується в буро-коричневий колір.

Етап закладання археспорія (ЖК7) характеризується тим, що внаслідок внутрішньої диференціації насінного зачатка серед групи меристематичних клітин нуцелуса виділяються більші за розмірами клітини з більшим ядром і густішою цитоплазмою. Це закладаються клітини жіночого археспорія (рис.8).



а.к.

Рис. 8. Закладання археспоріальних клітин (а. к.) в ортотропному насінному зачатку *Juglans regia* (x 630)

Етап формування макроспор (ЖК8). Весною з настанням позитивних температур (+10°C і вище) одна рідше дві археспоріальні клітини стають спорогенними. У дослідженого виду клітини жіночого археспорія, збільшивши свої розміри, особливо збільшується їх ядро. в кінці березня – на початку квітня приступають до мейозу. Внаслідок двох поділів мейозу (гетеротипного і гомеотипного) утворюється тетрада макроспор (рис. 9). Розташування макроспор в тетраді може бути різним. Здебільшого макроспори в тетраді розташовуються лінійно, але в окремих випадках були відмічені і Т – подібні тетради. Вся тетрада і кожна з її макроспор оточена калозною оболонкою. Халазальна і мікропілярна макроспори мають однакові шанси на подальший розвиток. Деякий час халазальна макроспора перебуває в стані спокою, а відтак приступає до поділу. Тривалість макроспорогенезу обумовлена рядом обставин, найважливішою з них — це біологічні особливості переходу клітин жіночого археспорія в макроспороцити, сума позитивних температур під час протікання мейозу, біологічна специфіка тривалості мейозу та ін.

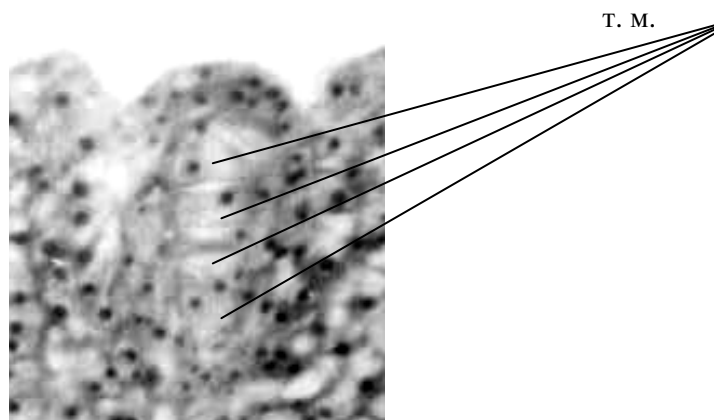


Рис. 9. Тетрада макроспор (т. м.) в ортотропному насінному зачатку *Juglans regia* (x 630)

Етап формування макрогаметофіту (ЖК9) або утворення зародкового мішка характеризується тим, що халазальна макроспора після виходу зі стану спокою значно збільшується і її ядро приступає до мітотичного поділу, внаслідок якого утворюється двоядерний ценоцит. Мітози, що відбуваються в обох ядрах, розташованих на протилежних полюсах двоядерного ценоциту, приводять до утворення послідовно чотири – і восьмиядерного ценоцитів (рис. 10).

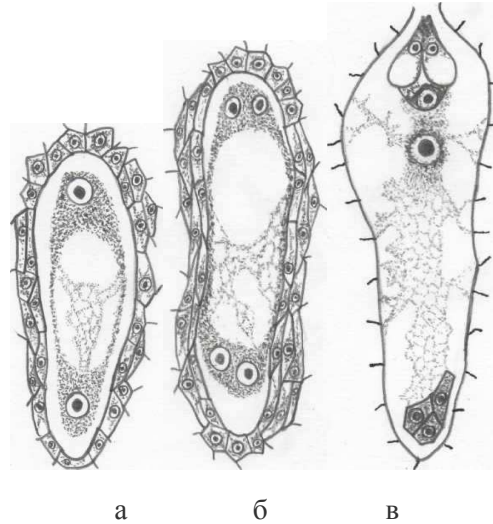


Рис. 10. Дво- чотири ядерний ценоцит (а, б) і сформований восьмиядерний семиклітинний зародковий мішок (в) *Juglans regia* (x 600)

Унаслідок внутрішньої диференціації останнього формується моноспоріальний, восьмиядерний, семиклітинний зародковий мішок *Polygonum*-типу.

Етап запилення і запліднення (ЖК10) починається з моменту попадання пилку на приймочку маточки (рис. 11).

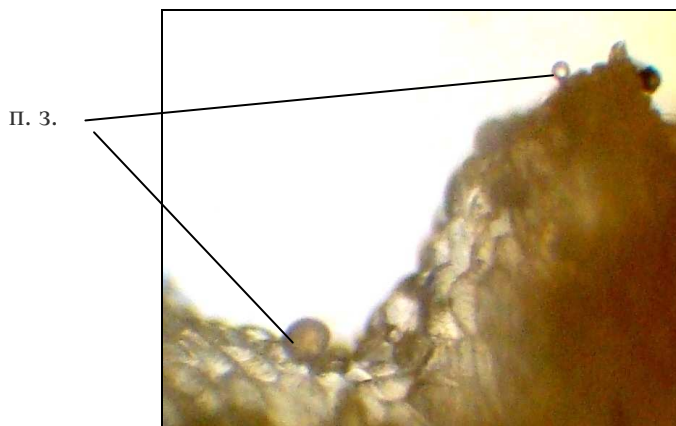


Рис. 11. Пилкові зерна (п. з.) на приймочці маточки *Juglans regia* (x 80)

Метаболічні процеси, що відбуваються між тканинами приймочки і пилковими зернами, зумовлюють проростання пилку. Вегетативна клітина утворює пилкову трубку, яка спочатку росте між клітинами приймочки і стовпчика. Згодом вона росте між клітинами тканин внутрішньої стінки зав'язі і через мікропіле проникає в зародковий мішок. Під час росту пилкової трубки генеративна клітина мітотично ділиться, утворюючи два спермії. Один із сперміїв проникає в яйцеклітину і зливається з її ядром, утворюючи зиготу, а другий — в центральну клітину і внаслідок його злиття з її диплоїдним ядром утворює триплоїдне первинне ядро ендосперму. Період між запиленням і заплідненням становить від 3 до 7 днів. На постійних мікропрепаратах в мікропілярній частині зародкового мішка можна спостерігати запліднену яйцеклітину з двома ядерцями, залишки вмісту пилкової трубки та помутнілу синергіду, а також ядра ендосперму.

Етап розвитку зародка і ендосперму (ЖК11) починається тоді, коли зигота після виходу із стану спокою приступає до активних мітотичних поділів. Після запліднення, як і в більшості квіткових рослин, поділ зиготи затримується; першим ділиться первинне ядро ендосперму. Ядерний ендосперм, який утворився в результаті запліднення, спочатку починає формуватися в халазальній і мікропілярній частинах зародкового мішка, а бокові його стінки в цей час вистелені топким шаром цитоплазми. Утворення клітинного ендосперму починається

на 10-й день з часу запилення в мікропілярній частині зародкового мішка. Клітини ендосперму вповнені густою цитоплазмою, в ядрах крупні ядерця оточені за Кавецькою [7] «двориками».

Навколо зародка, збоку мікропіле, помітний ще вузький шар ендосперму, халазальна частина насінного зачатка має прозорий, драглистий вигляд. На цьому етапі розвитку ендосперму його крупно вакуолізовані клітини містять краплини олії. В міру розвитку насінини зародок поглинає ендосперм і заповнює всю порожнину зародкового мішка. Від ендосперму залишається лише один периферійний шар клітин більш-менш правильної форми. Нущелус, який складався з великої кількості клітин, поступово руйнується і зникає.

Водночас з розвитком ендосперму відбувається розвиток зародка. Після дозрівання зиготи, на 10 – 13-й день з часу запилення, відбувається її поперечний поділ. Здебільшого перший поділ зиготи супроводжується закладанням косої перетинки, внаслідок чого утворюються дві неоднакові за розмірами клітини, більша – базальна і менша – термінальна. Обидві клітини, не утворюючи підвіска, беруть участь у формуванні власне зародка (рис. 12). В ядрах цих клітин інколи спостерігається два ядерця.



Рис. 12. Шестиклітинний зародок *Juglans regia*. Навколо зародка містяться ядра нуклеарного ендосперму (x 120)

На 50 – й день зародок стає грушоподібним з меристематичними горбочками — зачатками майбутніх сім'ядолей. Пізніше сім'ядолі утворюють лопаті, які згодом стають зморшкуватими, збільшуються в розмірах і вповнюють весь насінний зачаток.

Етап утворення насіння і плодів (ЖК12) характеризується тим, що водночас з процесами ембріогенезу та ендоспермогенезу відбуваються глибокі функціональні і морфоструктурні зміни в насінному зачатку та синкарпній зав'язі, з якої формується відповідно плід (рис. 13). Це свідчить про завершення останнього етапу органогенезу жіночої квітки — утворення насіння і плодів.

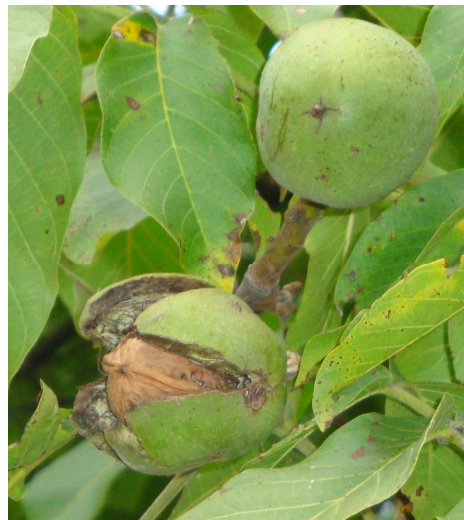


Рис. 13. Плоди — несправжні кістянки горіха грецького в період дозрівання (вересень 2011 р.)

Отже, весь цикл розвитку жіночої квітки, на відміну від чоловічої, включає 12 етапів органогенезу. Зумовлено це тим, що на етапі ЖК10 відбуваються два важливі функціональні

процеси органогенезу — запилення і запліднення, які визначають подальший розвиток жіночих генеративних структур на етапах ембріогенезу і ендоспермогенезу (ЖК11) та формування насіння і плодів (ЖК12)

Висновки

На основі проведеного дослідження жіночої генеративної сфери *Juglans regia* встановлено, що етапи органогенезу ЖК₁—ЖК₃ приводять до формування вегетативних, етапи ЖК₄—ЖК₅ — генеративних, етапи ЖК₆—ЖК₉ — гаметогенних структур. Це свідчить про те, що до етапу ЖК₉ включно органогенез жіночої квітки відбувається аналогічно органогенезу чоловічої сережки. Етап запилення і запліднення (ЖК₁₀) — новий етап в органогенезі жіночої квітки, який може відбуватися лише за умови нормального протікання гаметогенезів на етапах ЧС₉ і ЖК₉. Етапи ЖК₁₀—ЖК₁₂ характеризуються активними гістогенними (ендоспермогенез) та органогенними (ембріогенез, формування насіння та плодів) процесами. Три останні етапи органогенезу жіночої квітки (ЖК₁₀—ЖК₁₂) можуть відбуватися за умови нормального розвитку чоловічого і жіночого гаметофітів та злиття гамет на етапі ЖК₁₀. Процеси, що відбуваються на етапах ЧС₁—ЧС₉ і ЖК₁—ЖК₉ є необхідними умовами для успішного протікання функціональних і органогенних процесів на етапах ЖК₁₀—ЖК₁₂. Від їх завершення залежить весь процес плодоношення.

Встановлено, що закладання жіночих репродуктивних структур, протікання етапів органогенезу знаходиться в прямій залежності від абіотичних факторів (температури, опадів, вологості повітря). Так, етап формування генеративної бруньки жіночого типу (ЖК3) відбувається за температури +17,3 – +19,4°C; опадів 6–65 мм та вологості повітря 61,3 – 73,16%, тоді як етап закладання насінних зачатків (ЖК6) відбувається за температури +3,94 – +5,75; опадів – 0,3–10 мм та вологості повітря 65,5 – 75,6%.

1. Барна М. М. Закладання бруньок та органогенез репродуктивних структур видів родини вербових / М. М. Барна // Охорона, вивч. і збагач. росл. світу: респ. міжв. зб. наук. пр. — К.: Либідь, 1991. — Вип. 18. — С. 79—88.
2. Барна М. М. Вивчення репродуктивної біології видів родини Вербових (*Salicace* Mirb.) / М. М. Барна // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту. Сер. 4: Біологія. — 1997.— № 1(4). — С. 3—10.
3. Барна М. М. Репродуктивна біологія видів і гібридів родини Вербових (*Salicaceae* Mirb.): дис. на здобуття наук. ступеня. доктора біол. наук: 03.00.05 / Микола Миколайович Барна. — Тернопіль, 2001. — 368 с.
4. Барна Н. Н. Морфогенез вегетативних структур некоторых видов семейства ивовых / Н. Н. Барна // Вопросы охраны и рац. использ. раст. и животн. мира Укр. Карпат: сб. науч. тр. — Ужгород: МОИП, Ужгород. отд-ние, 1988. — С. 33—39.
5. Бульгин Н. Е. Динамика формирования цветочных зачатков у древесных растений в Ленинграде: автореф. дис. канд. биол. наук: 094 / Н. Е. Бульгин // Ленингр. лесотех. акад. — Л., 1965. — 21 с.
6. Гусейнова С. О. Исследование женской репродуктивной сферы лапыны крыловидной / С. О. Гусейнова // Бюл. ГБС АН СРСР. — 1979. — Вып. 111. — С. 93—98.
7. Кавецька Г. О. Нагромадження поживних речовин у процесі розвитку насінини горіха волоського / Г. О. Кавецька // Укр. ботан. журн. — 1966. — Т. 23, № 6. — С. 44—49.
8. Кокунин В. А. Статистическая обработка данных при малом числе опытов / В. А. Кокунин // Укр. биохим. журн.— 1975. — Т. 47, № 6. — С. 776 – 790.
9. Криницький Г. Т. Морфофізіологічні основи селекції деревних рослин : автореф. дисерт. д-ра біолог. наук: 03.00.12. Укр. держ. Аграрн. у-нт. — К., 1993. — 46 с.
10. Куперман Ф. М. Морфофизиология растений (Морфофизиологический анализ этапов органогенеза различных жизненных растений) / Ф. М. Куперман. — [2-е изд., доп.]. — М.: Высш. шк., 1973. — 256 с.
11. Мацюк О. Б. Морфогенез чоловічих репродуктивних органів протерандричних і протерогінічних особин *Juglans regia* L. в умовах Західного Поділля (Тернопільська область) / О. Б. Мацюк, М. М. Барна // Наук. запис. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Сер. Біол. — 2011. — № 1 (46). — С. — 19—24.
12. Пятницький С. С. Курс дендрологии / С. С. Пятницький. — Харьков: Изд-во Харьк. ун-та, 1966. — 423 с.

13. *Сергеев Л. И.* Дифференциция генеративных почек / Л. И. Сергеев, К. А. Сергеева, В. К. Мельников // Морфофизиологическая периодичность и зимостойкость древесных растений. — М.: Изд-во АН СССР, 1961. — С. 81—93.
14. *Скупченко В.Б.* Органогенез вегетативных и репродуктивных структур ели / В.Б. Скупченко – Л.: Наука, 1985. — 80 с.
15. *Щепотьев Ф. Я.* Дендрология: учеб. пособ. / Ф. Я. Щепотьев. — К.: Вища шк., 1990. — 287 с.
16. *Benson M.* The Morphology of the Ovule and Female Flower of *Juglans regia* and a few allied Genera / M. Benson, E. J. Welsford. — Ann. Bot., 1909. — Vol. 23, N 92. — P. 623—633.

Н.Н. Барна, О.Б. Мацюк

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

ОРГАНОГЕНЕЗ ЖЕНСКИХ РЕПРОДУКТИВНЫХ СТРУКТУР *JUGLANS REGIA* L.

Изучен органогенез женских генеративных органов *Juglans regia* L. В органогенезе женской генеративной сферы в отличие от мужской, выделено двенадцать этапов органогенеза: ЖК₁ — этап заложения вегетативного апекса; ЖК₂ — этап заложения брактеей; ЖК₃ — этап формирования генеративной почки женского типа; ЖК₄ — этап заложения примордиев женских цветков; ЖК₅ — этап заложения примордиев плодолистиков; ЖК₆ — этап заложения семязачатков; ЖК₇ — этап заложения археоспория; ЖК₈ — этап формирования макроспор; ЖК₉ — этап формирования макрогаметофита; ЖК₁₀ — этап опыления и оплодотворения; ЖК₁₁ — этап развития зародыша и эндосперма; ЖК₁₂ — этап образования семени и плодов.

Ключевые слова: органогенез, репродуктивные органы, этапы органогенеза, апекс, *Juglans regia*

N.N. Barna, O.B. Matsiuk

Volodimir Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

ORGANOGENESIS FEMALE REPRODUCTIVE STRUCTURES *JUGLANS REGIA* L.

It had been investigated organogenesis female reproductive organs Juglans regia L. Development of female generative spheres select 12 stages of organogenesis unlike male which select 9 stages :FF₁ – stage of lay of vegetative apex; FF₂ – stage of formation of vegetative buds of female type; FF₃ – stage of lay of bractea; FF₄ – stage of lay of premordium of female flowers; FF₅ - stage of lay of premordium of carpels; FF₆ - stage of lay of seed commencements; FF₇ - stage of formation of arheosporiy; FF₈ - stage of formation of makrosporas; FF₉ - stage of formation of makrohematofit; FF₁₀ - stage of pollination and fertilization; FF₁₁ – stage of development of embryo and endosperm; FF₁₂ - stage of formation of seeds and fruits.

Keywords: organogenesis, reproductive organs, apex, *Juglans regia* (L.)

Рекомендує до друку

В.В. Грубінко

Надійшла 26.09.2011

БІОТЕХНОЛОГІЯ

УДК 576.5: 582.923.1

Н.Б. КРАВЕЦЬ¹, М.З. МОСУЛА¹, А.І. ГЕРЦ¹, О.Т. ТУСИК², Н.М. ДРОБИК¹

¹Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027

²Тернопільський державний медичний університет ім. І.Я. Горбачевського
майдан Волі, 1, Тернопіль, 46001

ПРЯМИЙ І НЕПРЯМИЙ ОРГАНОГЕНЕЗ IN VITRO ВИДІВ GENTIANA ASCLEPIADEA L. ТА GENTIANA PNEUMONANTHE L.

Досліджено здатність до прямого і непрямого органогенезу двох видів роду *Gentiana* L. – *G. pneumonanthe* та *G. asclepiadea*. Показано залежність морфогенного потенціалу від різних чинників – складу живильного середовища, видової та популяційної приналежності рослини-донора, а у випадку непрямої регенерації – і від тривалості вирощування калюсів. Підібрано оптимальні живильні середовища для прямої регенерації з корневих і стеблових експлантів *G. pneumonanthe* та стеблових експлантів *G. asclepiadea*, а також для непрямої регенерації калюсу кореневого походження *G. pneumonanthe*.

Ключові слова: прями́й і непрямий органо́генез, *G. pneumonanthe*, *G. asclepiadea*, *in vitro*

Здатність соматичних клітин рослин до регенерації цілої рослини є основою використання культури клітин і тканин у прикладних цілях. Відомо, що регенерація є одним із неспецифічних засобів захисту рослин від пошкоджень і травм, а також способом вегетативного розмноження. В її основі лежать явища диференціювання клітин і морфогенезу. Теоретично кожна соматична клітина зберігає здатність до диференціації і може дати початок цілій рослині [3, 5].

Розрізняють пряму і непряму регенерацію. Пряму регенерацію рослин застосовують для одержання популяцій рослин із однієї генетичної лінії, що сприяє збереженню генетично однорідного посадкового матеріалу. Як експланти можна використовувати пазушні бруньки, молоді листки, окремі елементи квітів, суцвіть тощо [5, 6].

При індукції непрямого органогенезу в культурі тканин розрізняють дві фази цього процесу. Перша фаза – дедиференціація, під час якої проходить перетворення спеціалізованої клітини у калюсну. Необхідною умовою для диференціації є перенесення ізольованої тканини на агаризоване або рідке середовище, що містить елементи живлення та гормональні фактори. У наступній фазі – диференціації, проходить формування зачатків органів. Як правило, спонтанний або індукований морфогенез спостерігається у недавно введених у культуру тканинах. У більшості випадків здатність до органогенезу втрачається в ході багатьох пересадок, а також прогресивно зменшується в тканинах, ізольованих від верхівки до основи стебла. Тенденція до органогенезу знижується також при багатьох пересадках калюсу, причому здатність до утворення коренів зберігається тривалий час [3, 5].

Регенерацію в культурі *in vitro* використовують для цінних рідкісних лікарських рослин, що потребують збереження та розробки заходів з отримання альтернативного джерела сировини. До таких рослин відносять види роду *Gentiana* L., біологічні особливості росту та

розмноження яких є причинами того, що отримання їхніх культур тканин та регенерація *in vitro* є складним процесом [2, 12, 27].

Метою роботи було отримання рослин-регенерантів двох видів роду *Gentiana* – *G. pneumonanthe* і *G. asclepiadea* – шляхом прямого і непрямого органогенезу та їхнє вкорінення.

Матеріал і методи досліджень

Вихідним матеріалом для дослідження були асептичні рослини *G. pneumonanthe* (с. Вигода, Долинський район, Івано-Франківська область, 450–500 м н.р.м. та Корюківське лісництво, Корюківський район, Чернігівська область) та *G. asclepiadea* (г. Велика Мигла, 950 м н.р.м. та г. Пожижевська, 1424 м н.р.м.).

Як експланти для прямого органогенезу використовували ділянки пагонів із бруньками (стеблові експланти) та ділянки коренів 3-4 місячних рослин цих видів. Індукцію непрямої регенерації проводили з калюсних культур кореневого походження (інокулюмів) (7 пасаж), отриманих від рослин *G. pneumonanthe* та *G. asclepiadea* наведених вище популяцій. Неморфогенний калюс *G. pneumonanthe* вирощували на живильному середовищі Мурасіге, Скуга (МС) [25] з половинним вмістом макро- і мікросолей (МС/2), *G. asclepiadea* – на середовищі Гамборга і Евелейг (В₅), [17]. В обох випадках середовища доповнювали 0,1 мг/л 6-бензиламінопурину (БАП) та 0,5 мг/л 2,4-дихлорфеноксоцтової кислоти (2,4-Д) [9, 11]. Загальна кількість протестованих корневих і стеблових експлантів у кожному варіанті досліду складала 90-100, інокулюмів калюсних культур – 50-60.

Для регенерації використовували живильні середовища В₅, МС та МС/2, доповнені співвідношеннями різних концентрацій фітогормонів: тїдазурону (ТДЗ), БАП, кінетину (Кін), 1-нафтилоцтової кислоти (НОК), індолілоцтової кислоти (ІОК) та гіберелової кислоти (ГК₃).

Оцінку ефективності регенерації (ЕР) проводили через 1,5-2 місяці. Для з'ясування особливостей регенерації, крім ЕР визначали ще такі показники, як відсоток регенерації (ВР) та середню кількість регенерантів (СКР) у розрахунку на один експлант з регенерантами. Визначення цих показників проводили як описано у роботі [10].

Результати досліджень опрацьовували статистично [4].

Результати досліджень та їх обговорення

***G. pneumonanthe*.** У результаті проведених досліджень встановлено, що **пряма регенерація** пагонів на стеблових експлантах рослин *G. pneumonanthe* вигодської популяції відбувалася на середовищах МС та МС/2, доповнених цитокінінами ТДЗ, БАП або Кін та у всіх випадках гібереловою кислотою. Найбільш ефективним цей процес був на середовищі МС з 10 мг/л ТДЗ та 1 мг/л ГК₃. Відсоток регенерації при цьому становив 60%, СКР – 1,3 пагін/експл., ЕР – 0,8.

Доволі ефективною була регенерація пагонів із стеблових експлантів рослин зазначеної вище популяції і на середовищі МС/2, доповненому у першому варіанті 0,5 мг/л БАП та 1 мг/л ГК₃, а у другому – 2 мг/л Кін та 1 мг/л ГК₃. На першому варіанті живильного середовища ВР становив 11,1%, СКР – 4,0 пагін/експл., ЕР – 0,44; на другому – показники регенерації були наступними: ВР – 16,7% СКР – 1,0 пагін/експл., ЕР – 0,16.

На середовищі МС/2 з 1 мг/л БАП та 0,5 мг/л ІОК поряд із гомогенезом на стеблових експлантах спостерігали і ризогенез (рис. 1, б). Показники регенерації пагонів і коренів становили: ВР – 100%, СКР – 1,8 рег./експл., ЕР – 1,2.

З усіх протестованих варіантів живильних середовищ індукція прямої регенерації із стеблових експлантів рослин корюківської популяції була успішною на середовищі МС/2 з 0,5 мг/л БАП та 1 мг/л ГК₃. Відсоток регенерації при цьому становив 92%, СКР – 2,3 пагін/експл., ЕР – 2,1.

При тестуванні корневих експлантів встановлено їхню меншу регенераційну здатність. Зокрема, ризогенез на корневих експлантах рослин вигодської популяції спостерігали лише на живильному середовищі МС/2 з 1 мг/л БАП та 0,5 мг/л ІОК (ВР – 36%, СКР – 4 корінь/експ. ЕР – 0,36) (рис. 1, а). Спроби індукувати регенерацію з експлантів кореневого походження рослин корюківської популяції виявилися невдалими.

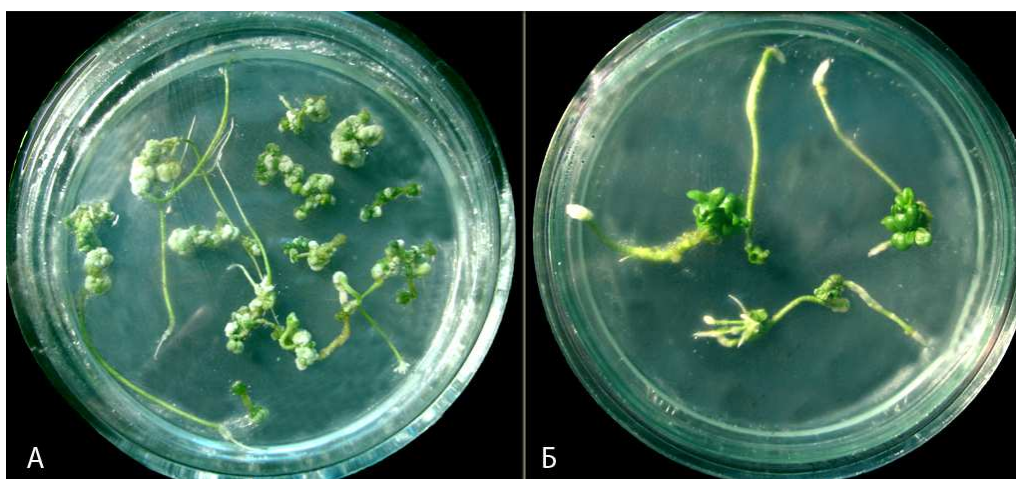


Рис. 1. Прямая регенерація з корневих (а) і стеблових (б) експлантів рослин *G. pneumonanthe* (вигодська популяція) на живильному середовищі МС/2, доповненому 1 мг/л БАП та 0,5 мг/л ІОК

***G. asclepiadea*.** При підборі умов для регенерації *G. asclepiadea* встановлено, що на середовищі МС/2 з 0,5 мг/л БАП та 1 мг/л ГК₃ із стеблових експлантів рослин великомиглівської популяції відбулася регенерація пагонів. При цьому ВР становив 100%, СКР – 5 пагін/експл., ЕР – 1. При використанні інших регуляторів росту – 10 мг/л ТДЗ та 1 мг/л ГК₃ – у живильному середовищі МС відсоток регенерації складав 40%, СКР – 1,2 пагін/експл., ЕР – 0,4. При доповненні середовища МС/2 поєднанням 2 мг/л Кін та 1 мг/л ГК₃ регенеранти не утворювалися, спостерігався лише ріст висаджених коренів у довжину. Регенерація з корневих і стеблових експлантів рослин пожижевської популяції та корневих експлантів рослин великомиглівської популяції не була успішною на жодному із вище зазначених живильних середовищ.

Вкорінення отриманих регенерантів *G. pneumonanthe* та *G. asclepiadea* проводили на середовищі МС/2, поетапно зменшуючи у ньому вміст фітогормонів, порівняно з використаними для органогенезу концентраціями. Рослини-регенеранти, отримані шляхом багатьох пересадок, були дуже слабкі; формування їхньої кореневої системи було утрудненим. Вкорінення відбувалося лише через 3-4 місяці, але при цьому його ефективність досягала 100 % (рис. 2).

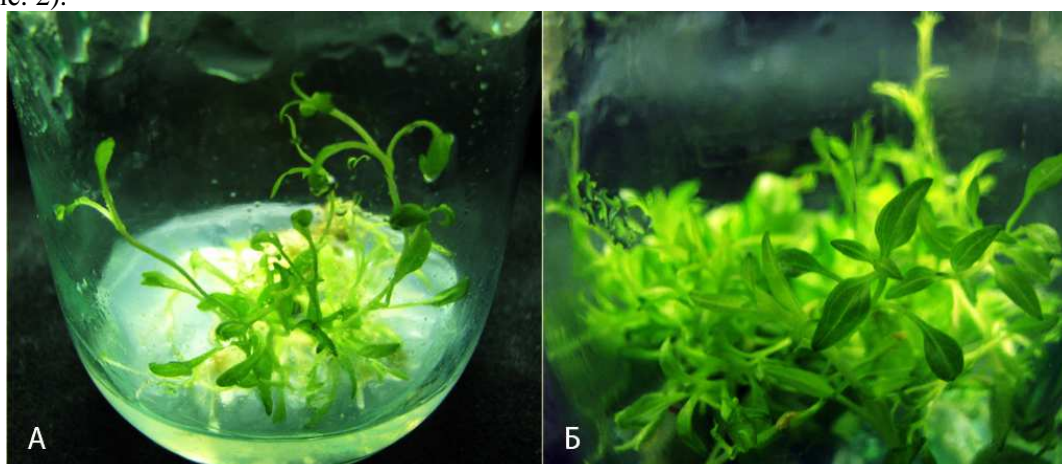


Рис. 2. Вкорінення рослин-регенерантів *G. pneumonanthe* (а) на живильному середовищі МС/2, доповненому 1 мг/л Кін і 0,5 мг/л ГК₃, та *G. asclepiadea* (б) – на МС/2 з 0,5 мг/л БАП і 1 мг/л ГК₃

Іншими дослідниками для індукції прямої регенерації тирличів були успішно використані різні типи вихідних експлантів: квіткові та кореневищні бруньки, пагонові апекси

та кінчики стеблової меристеми з листовими примордіями інтактних рослин *G. lutea* [2, 16], апікальних та аксиллярних меристем у *G. pneumonanthe* [14], листові, стеблові та кореневі експланти восьми комерційних культур тирличів [13], центральні частини стебла асептичних проростків *G. acaulis*, *G. cruciata*, *G. lutea*, *G. purpurea* [23], аксиллярні пагони *G. cerina* and *G. corymbifera* [24], аксиллярні бруньки *G. scabra* [15], сегменти листків та верхівки стебла, бруньки у стані спокою, корені молодих проростків асептично пророщеного насіння *G. lutea*, *G. asclepiadea*, *G. punctata* [2]. При цьому у більшості наведених вище випадків спостерігали утворення адвентивних пагонів, рідше – коренів.

З метою регенерації тирличів в умовах *in vitro* експланти висаджували на живильні середовища: переважно МС, в окремих випадках – на В₅ [18] та Woody Plant Medium (WPM) [21], доповнені різними комбінаціями концентрацій фітогормонів. Як регулятори росту та органогенезу дослідники використовували поєднання цитокинінів – БАП, ТДЗ, 6-бензиладеніну (БА), зеатину, 1-(2-хлор-4-піридил)-3-фенілсечовини, N6-(2-ізопентил)аденіну в концентраціях до 10 мг/л, ауксинів – НОК, ІОК, 2,4-Д – до 1 мг/л, а також гіберелової кислоти.

Зокрема, при дослідженні регенераційної здатності *G. pneumonanthe* вченими встановлено, що органогенез на кінчиках пагонів рослин найкраще відбувався за наявності у живильному середовищі 10 мкМ БА. Отримані пагони були успішно вкорінені на середовищі, доповненому ауксинами ІОК, НОК і БА, при цьому найефективнішою регенерація була при використанні ІОК [26].

При розробці протоколу мікроклонального розмноження *G. asclepiadea* найвищий рівень мультиплікації було отримано на середовищі WPM, доповненому 8,9 мкМ БАП і 1,1 мкМ ІОК. ГК₃ у присутності 8,9 мкМ БАП і 1,1 мкМ ІОК стимулювала видовження пагонів, при цьому не впливаючи на індекс мультиплікації. Сформовані мікроклони вкорінювалися спонтанно на середовищі без фітогормонів; внесення в живильне середовище ауксинів стимулювало цей процес. Індолілмасляна кислота індукувала утворення великої кількості коренів, у той же час доповнення середовища ІОК забезпечувало ріст коренів у довжину [19].

Для індукції органогенезу використовували також **метод непрямої регенерації**. Ефективність регенерації при цьому залежала від видової і популяційної приналежності рослини-донора, фітогормонального складу живильного середовища та тривалості вирощування калюсу.

Нами встановлено, що калюси кореневого походження *G. pneumonanthe*, отримані від рослин з обох досліджених популяцій, характеризувалися морфогенною активністю [8]. Оптимальним для індукції органогенезу було живильне середовище МС, доповнене 10 мг/л ТДЗ і 1 мг/л НОК (рис. 3). Через 2 пасажі культивування калюсів на цьому середовищі за умови освітлення відбувалося формування осередків регенерації (рис. 3, а), а під кінець 3-го – регенерація коренів та пагонів (рис. 3, б).

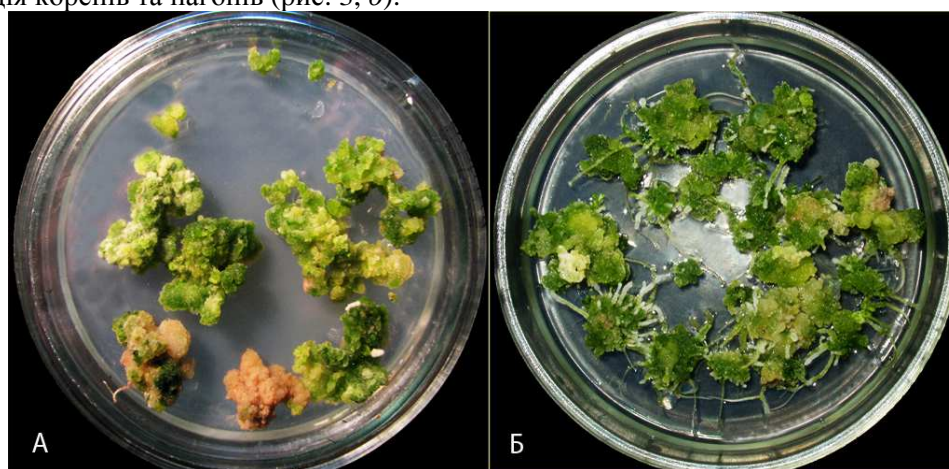


Рис. 3. Непряма регенерація (ризогенез) з калюсу кореневого походження *G. pneumonanthe* (від рослин з корюківської популяції) через 2 (а) і 3 (б) пасажі культивування на живильному середовищі МС/2, доповненому 10 мг/л ТДЗ та 1 мг/л НОК

На варіантах живильних середовищ з іншими концентраціями ТДЗ і НОК, а також з БАП і НОК, спостерігали наступне: калюс лише проліферував, видимі ознаки регенерації були відсутні (МС з усіма концентраціями БАП і НОК); крім проліферації, відбувалося позеленіння невеликих ділянок, які впродовж подальшого культивування залишалися без змін (з 1 або 5 мг/л ТДЗ і 1 мг/л НОК); спостерігали потемніння калюсу та його некроз (20 мг/л ТДЗ і 1 мг/л НОК) [8].

Окрім цього, інтенсивність органогенезу залежала від популяційної приналежності рослини-донора (табл.).

Таблиця

Порівняння ефективності ризогенезу та пагоноутворення культури *in vitro* *G. pneumonanthe* від рослин з різних популяцій

Вид	Локалітет	Номер пасажу	Ефективність ризогенезу		Ефективність пагоноутворення	
			ВР, %	СКР, корінь/експл.	ВР, %	СКР, пагін/експл.
<i>G. pneumonanthe</i>	с. Вигода	9	100	21,7±1,7	17,4±2,1	0,2±0,02
		19	81,8±6,5	6,6±0,5	9,1±0,8	0,5±0,04
	Корюківське л-во	9	100	9,3±0,8	16,7±1,4	0,4±0,04

Зокрема, при порівнянні калюсів *G. pneumonanthe* одного віку (9-ий пасаж) кількість коренів на експлант (при однаковому відсотку ризогенезу) у культурі тканин, отриманій з рослини вигодської популяції, у 2,3 рази перевищувала цей показник у калюсі від рослини іншої популяції (Корюківське лісництво). Відсоток регенерації пагонів, як і коренів, у цих двох культурах практично не відрізнявся, проте кількість пагонів на експлант у калюсі від рослини корюківської популяції була вдвічі більшою (табл.).

Виявлено залежність здатності до органогенезу калюсу *G. pneumonanthe* від тривалості його вирощування. Зокрема показано, що із збільшенням тривалості культивування калюсу *G. pneumonanthe* (с. Вигода) з 9 до 19 пасажу показник загальної кількості регенерантів (коренів і пагонів) на експлант зменшується втричі (рис. 4). Для цього виду ефективність ризогенезу була на порядок (а в одному випадку – на два порядки) вищою за пагоневий органогенез (табл.).

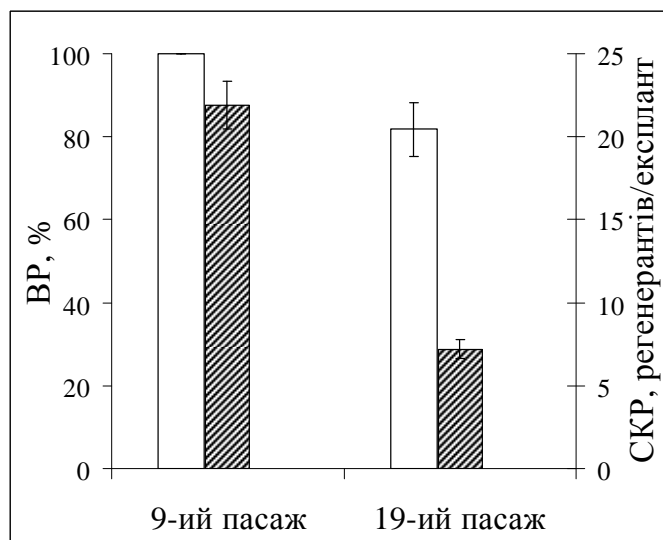


Рис. 4. Залежність органогенезу (коренів і пагонів) від тривалості вирощування калюсу *G. pneumonanthe* (с. Вигода):

- відсоток регенерації (ВР);
- середня кількість регенерантів (СКР) у розрахунку один експлант з регенерантами

У результаті подальших досліджень вдалося отримати рослини-регенеранти лише з морфогенної культури *G. pneumonanthe* корюківської популяції. Індукувати непряму регенерацію із калюсу кореневого походження *G. asclepiadea* на живильному середовищі В₅, доповненому різними концентраціями ТДЗ і НОК, нам не вдалося: неморфогенний калюс через 3-5 тижнів темнів, а згодом некротував.

З метою вкорінення рослин-регенерантів *G. pneumonanthe* з корюківської популяції було використано живильні середовища МС і МС/2 з різними концентраціями БАП та ГК₃, та ці ж середовища без регуляторів росту, а також середовище МС/2, доповнене 0,1 мг/л НОК або 0,1 мг/л Кін. Вкорінення регенерантів відбувалося лише на середовищі МС/2 з 0,2 мг/л БАП і 1,0 мг/л ГК₃. На інших варіантах регенеранти протягом 3-5 місяців некротували. Подальше пересаджування регенерованих рослин проводили на середовища із знизженими вдвічі концентраціями фітогормонів. У результаті рослини-регенеранти характеризувалися інтенсивним ростом та добре розвинутою кореневою системою (рис. 5).



Рис. 5. Вкорінення рослин-регенерантів *G. pneumonanthe* (корюківська популяція) на живильному середовищі МС/2 з 0,1 мг/л БАП та 0,5 мг/л ГК₃

У літературі наявні повідомлення про вдалі спроби непрямої регенерації пагонів тирличів, які стосуються здебільшого азійських видів: *G. macrophylla*, *G. kurroo*, *G. crassicaulis*, *G. tibetica*, *G. scabra*, *G. triflora*, *G. dahurica* [20, 22]. З метою отримання регенерантів шляхом непрямого органогенезу дослідники використовували калюси, індуковані з листових експлантів (*G. scabra*, *G. triflora*), сегментів гіпокотилля (*G. crassicaulis*, *G. macrophylla*) [1, 20, 22]. Для калюсоутворення різні автори використовували переважно агаризоване середовище МС, доповнене різними концентраціями ауксинів (2,4-Д, Кін, ІОК, НОК) та цитокінінів (ТДЗ, Кін, БАП) [1, 20, 22]. Для ініціювання регенерації тирличів тестували живильне середовище МС, з різними концентраціями ауксинів (2,4-Д, НОК) та цитокінінів (ТДЗ, кінетин, БАП).

Зокрема, показано, що індукція калюсу листового походження *G. scabra* відбувалася на живильному середовищі МС з додаванням у різних комбінаціях регуляторів росту 2,4-Д і БАП. При цьому виявлено, що критичним фактором для калюсогенезу цього виду була наявність ауксину 2,4-Д. Інтенсивність регенерації пагонів залежала від впливу цитокінінів у середовищі. Для індукції непрямого органогенезу найефективнішим було середовище МС, доповнене 0,5-1 мг/л ТДЗ (ВР пагонів при цьому у *G. scabra* становив 80-100 %), у той час як лише 2,0-5,6 % пагонів регенерувало з калюсу на середовищі з 1-5 мг/л БАП. Регенеранти були вкорінені на безгормональному середовищі [20].

Для індукції калюсу з листків та сегментів гіпокотилля *G. macrophylla* найоптимальнішим виявилось середовище МС, доповнене 2 мг/л 2,4-Д і 0,5 мг/л БА, відсоток калюсогенезу при цьому складав 100%. З метою подальшого вирощування культуру тканин переносили на МС,

доповнене 2 мг/л 2,4-Д і 0,5 мг/л Кін. Для диференціації *G. macrophylla* використовували середовище МС, доповнене 0,1 мг/л 2,4-Д і 0,5 мг/л БА. При цьому відсоток регенерації становив 86,7%. Для отримання рослин-регенерантів диференційовані зародки переносили на безгормональне середовище МС [22].

У дослідженнях інших авторів [1] встановлено, що для утворення калюсу *G. macrophylla*, високої швидкості його наростання і здатності до органогенезу в живильному середовищі необхідні такі регулятори росту, як Кін, 2,4-Д, ІОК, НОК. Найоптимальнішим було середовище МС/2 з 1 мг/л Кін, 1 мг/л 2,4-Д, 2 мг/л ІОК та 1 мг/л НОК. Виявлено, що підвищення концентрації 2,4-Д негативно впливає на органогенез. Дослідникам вдалося ініціювати регенерацію пагонів із калюсу, проте корені при цьому не формувалися. Утворення коренів спостерігали після відокремлення пагонів-регенерантів від калюсу і перенесення їх на середовища з низькими концентраціями ІОК або НОК (0,01-0,07мг/л). Поодинокі випадки вкорінення спостерігали і на безгормональному середовищі [1].

З літературних джерел також відомо, що з ембріогенного калюсу *G. cruciata* і *G. lutea* на середовищі МС з 2 мг/л БАП на світлі утворювалися регенеранти, які потім найкраще росли на безгормональному середовищі зі зменшеним удвічі вмістом елементів [7].

Висновки

Підібрано умови для прямої регенерації з кореневих і стеблових експлантів *G. pneumonanthe* та стеблових експлантів *G. asclepiadea*. Найбільш ефективним для регенерації пагонів із стеблових експлантів рослин *G. pneumonanthe* вигодської популяції було середовище МС з 10 мг/л ТДЗ та 1 мг/л ГК₃, корюківської – МС/2 з 0,5 мг/л БАП та 1 мг/л ГК₃. Морфогенний потенціал кореневих експлантів *G. pneumonanthe* був нижчим, ніж стеблових. Лише у рослин вигодської популяції на кореневих експлантах спостерігали ризогенез. Встановлено, що у випадку *G. asclepiadea* до регенерації здатні лише стеблові експланти рослин великомиглівської популяції, а оптимальним середовищем для цього було МС/2 з 0,5 мг/л БАП та 1 мг/л ГК₃.

Підібрано умови для непрямой регенерації калюсу кореневого походження *G. pneumonanthe*. Оптимальним для цього було живильне середовище МС, доповнене 10 мг/л ТДЗ і 1 мг/л НОК. Регенераційна здатність залежала як від генотипу вихідної рослини, так і від тривалості вирощування калюсів. Ефективність ризогенезу *G. pneumonanthe* була на порядок (а в одному випадку на два порядки) вищою за пагоневий органогенез. Підібрати умови для непрямой органогенезу *G. asclepiadea* не вдалося.

1. Голубенко А.В. Морфогенез та особливості вегетативного розмноження видів роду *Gentiana* L. *in vitro*: дис... канд. біол. наук: спец. 03.00.12 / Анастасія Володимирівна Голубенко. – К., 2005. – 193 с.
2. Демків Л.О. Вегетативне розмноження *in vitro* видів роду *Gentiana* L. (*Gentianaceae*) / Л.О. Демків // Укр. ботан. журн. – 1993. – Т.50, №1. – С. 146–149.
3. Кунах В.А. Біотехнологія лікарських рослин. Генетичні та фізіолого-біохімічні основи / Віктор Анатолійович Кунах. – К.: Логос, 2005. – 730 с.
4. Кучеренко М. Є. Сучасні методи біохімічних досліджень: навч. посібн. / Кучеренко М. Є., Бабенюк Ю.Д., Войціцький В.М. – К.: Фітосоціоцентр. 2001. – 424 с.
5. Кушнір Г.П. Мікроклональне розмноження рослин. Теорія і практика / Г.П. Кушнір, В.В. Сарнацька. – К.: Наук. думка, 2005. – 270 с.
6. Мікроклональне розмноження унгернії Віктора (*Ungernia victoris*) / В.А. Кунах, Л.М. Можилевська, О.М. Бублик [та ін.] // Біотехнологія. – 2008. – Т.1, №4. – С. 57–63.
7. Онтогенез рослин в природному та трансформованому середовищі: матеріали міжнародної конференції. – Львів, 1998. – С. 37–38.
8. Органогенез у культурі тканин видів роду Тирлич (*Gentiana* L.) / Н.М. Страшнюк, Н.Б. Кравець, І.І. Конвалюк [та ін.] // Фактори експериментальної еволюції організмів. – 2009. – Т. 7. – С. 184–189.
9. Особливості введення в культуру *in vitro* тирличу ваточниковидного *Gentiana asclepiadea* L. / Н.М. Страшнюк, Л.Р. Грицак, В.Я. Бияк [та ін.] // «Наукові записки» Тернопільського державного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: біологія. – 2002. – №1(16). – С. 91–96.
10. Прямий органогенез *in vitro* тирличу жовтого (*Gentiana lutea* L.) / І.І. Конвалюк, Н.Б.Кравець, Н.М. Дробик [та ін.] // Біотехнологія. – 2010. – Т.3, №5. – С. 66–73.

11. Страшнюк Н.М. Введення в культуру *in vitro* видів тирличу хрещатого (*Gentiana cruciata* L.) та тирличу звичайного (*Gentiana pneumonanthe* L.) / Н.М. Страшнюк, М.О. Твардовська, В.М. Мельник // «Наукові записки» Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2006. – №3-4 (26). – С. 100–107.
12. Тезисы докладов Второй республиканской конференции по медицинской ботанике. – Киев, 1988. – 445 с.
13. Adventitious shoot regeneration from leaf, stem and root explants of commercial cultivars of *Gentiana* / K. Hosokawa, M. Nakano, Y. Oikawa [et al.] // Plant Cell Rep. – 1996 – Vol.15. – P. 578–581.
14. Bach A. Somatic embryogenesis in *Gentiana pneumonanthe* L. / Anna Bach, Bozena Pawlowska // Acta Biol. Cracov. Ser. Bot. – 2003. – Vol.45, №2. – P. 79–86.
15. Clonal micropropagation of *Gentiana scabra* Bunge var. *buergeri* Maxim. and examination of the homogeneity concerning the gentiopicroside content / Y. Yamada, Y. Shoyama, I. Nishioka [et al.] // Chem. Pharm. Bull. – 1991. – Vol.39. – P. 204–206.
16. Feijoo M.C. Multiplication of an endangered plant: *Gentiana lutea* L. subsp. *Aurantiaca* Lainz, using *in vitro* culture / Mariael Carmen Feijoo, Isabel Iglesias // Plant Tissue Cult. Biotechnol. – 1998. – Vol. 4, №2. – P. 87–94.
17. Gamborg O.L. Culture methods and detection of glucanases in cultures of wheat and barley / Oluf L. Gamborg, Douglas E. Eveleigh // Can. J. Biochem. – 1968. – Vol.46, №5. – P. 417–421.
18. Hosokawa K. Mass propagation of ornamental gentian in liquid medium / K. Hosokawa, Y. Oikawa, S. Yamamura // Plant Cell Rep. – 1998. – Vol.17. – P. 747–751.
19. *In vitro* multiplication of willow gentian (*Gentiana asclepiadea* L.) and the production of gentiopicroside and mangiferin / M. Devic, I. Momcilovic, D. Krstic [et al.] // Phyton. – 2006. – Vol.46, №1. – P. 45–54.
20. Jomori H. Plant regeneration from leaf-derived calli of gentians and their protoplast culture / H. Jomori, Y. Takahata, N. Kaizuma // Acta Hort. – 1995. – Vol.392. – P. 81–86.
21. Lloyd G., MeCown B. Commercially feasible micropropagation of mountain laurel (*Kalmia latifolia*) by use of shoot tip cultures / G. Lloyd, B. MeCown // Comb Proc Intl Soc. – 1980. – Vol. 30. – P. 421–427.
22. Meng Y.L. Plant regeneration from protoplasts isolated from callus of *Gentiana crassicaulis* / Y.L. Meng, Y.P. Gao, J.F. Jia // Plant Cell Reports. – 1996. – Vol.16, №1/2. – P. 88–91.
23. Momcilovic I. Micropropagation of four *Gentiana* species (*G. lutea*, *G. cruciata*, *G. purpurea* and *G. acaulis*) / I. Momcilovic, D. Grubisic, M. Neskovic // Plant Cell Tissue Organ Cult. – 1997. – Vol.49, №2. – P. 141–144.
24. Morgan E.R. *In vitro* propagation of *Gentiana cerina* and *Gentiana corymbifera* / E.R. Morgan, R.M. Butler, R.A. Bicknell // New Zealand J. of Crop and Hort. Sci. – 1997. – Vol.25, №1. – P. 1–8.
25. Murashige T. A revised medium for rapid growth and bioassays with tobacco tissue cultures / Toshio Murashige, Folke Skoog // Physiol. Plant. – 1962. – Vol.15, №13. – P. 473–497.
26. Pawlowska B. *In vitro* propagation of protected species *Gentiana pneumonanthe* L. for ornamental horticultural use / Bozena Pawlowska, Anna Bach // Folia Horticulturae. – 2003. – Vol. 15, №1. – P. 113–122.
27. Sykorova Z. Establishment of mycorrhizal symbiosis in *Gentiana verna* / Z. Sykorova, J. Rydlova, M. Vosatka // Folia Geobotanica. – 2003. – Vol.38. – P. 177–190.

Н.Б. Кравец, М.З. Мосула, А.И. Герц, О.Т. Тусык, Н.М. Дробык

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

Тернопольский государственный медицинский университет им. И.Я. Горбачевского, Украина

ПРЯМОЙ И НЕПРЯМОЙ ОРГАНОГЕНЕЗ *IN VITRO* ВИДОВ *GENTIANA ASCLEPIADEA* L. И *GENTIANA PNEUMONANTHE* L.

Исследована способность к прямому и непрямому органогенезу двух видов рода *Gentiana* L. – *G. pneumonanthe* и *G. asclepiadea*. Показана зависимость морфогенного потенциала от разных факторов – состава питательной среды, видовой и популяционной принадлежности растения-донора, а в случае непрямого регенерации – и от длительности выращивания каллусов. Подобраны оптимальные питательные среды для прямой регенерации с корневых и стеблевых эксплантов *G. pneumonanthe* и стеблевых эксплантов *G. asclepiadea*, а также для непрямого регенерации каллуса корневого происхождения *G. pneumonanthe*.

Ключевые слова: прямой и непрямо органогенез, *G. pneumonanthe*, *G. asclepiadea*, *in vitro*.

N.B. Kravets, M.Z. Mosula, A.I. Hertz, O.T. Tusyk, N. M. Drobyk
Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine
I.Ya. Horbachevskiy Ternopil State Medical University, Ukraine

DIRECT AND INDIRECT ORGANOGENESIS *IN VITRO* OF *GENTIANA ASCLEPIADEA* L. AND *GENTIANA PNEUMONANTHE* L. SPECIES

There has been investigated the capacity of direct and indirect organogenesis of two *Gentiana* L. species: *G. pneumonanthe* and *G. asclepiadea*. There has been shown the dependence of morphogenic potential on different factors such as the composition of nutrient medium, species and population belonging of the plant-donor, and in case of indirect regeneration – on the continuance of callus growing. There have been chosen optimal nutrient mediums for direct regeneration from *G. pneumonanthe* root and stem explants and *G. asclepiadea* stem explants as well as for indirect regeneration of *G. pneumonanthe* callus of root origin.

Key words: direct and indirect organogenesis, G. pneumonanthe, G. asclepiadea, in vitro.

Рекомендує до друку
В.В. Грубінко

Надійшла 23.12.2010

ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК 574. 587 : 282. 243. 7. 05 (285. 2)

Ю.М. ДЖУРТУБАЕВ, М.М. ДЖУРТУБАЕВ

Одесский национальный университет им. И. И. Мечникова
ул. Дворянская, 2, Одесса, 65026

НЕКОТОРЫЕ ЛИМНОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЁР ОДЕССКОЙ ОБЛАСТИ В СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЯХ

В придунайских озерах найдено 176 видов макрозообентоса. Практически все виды найдены в Ялпуг и Кугурлуй. Установлены факторы, что обуславливают видовое богатство, численность и биомасу зообентоса.

Ключевые слова: придунайские озёра, гидрологическая, гидрохимическая характеристика, зообентос

В экосистемах придунайских озёр в последние десятилетия произошли значительные изменения из-за сокращения их связи с Дунаем вследствие строительства системы защитных дамб. Изменение гидролого-гидрохимического режима повлекло изменение биотической компоненты озёрных экосистем, в частности, зообентоса.

Цель данной работы – дать общую оценку гидрологической и гидрохимической ситуации и макрозообентоса придунайских озёр в настоящее время.

Материал и методы исследований

Материалом для данной работы послужили результаты собственных исследований макрозообентоса придунайских озёр Кагул, Ялпуг, Кугурлуй, Котлабух, Китай по международному проекту TACIS «Придунайские озёра: устойчивое сохранение и восстановление естественного состояния экосистем» в 2000 – 2001 гг., а также по госбюджетной тематике кафедры гидробиологии и общей экологии Одесского национального университета им. И. И. Мечникова (далее: ОНУ) в 2006 – 2010 гг. Пробы собирали на 40 бентосных станциях. На прибрежном мелководье – озёрной литорали – бентос собирали скребком и сачком треугольной формы шириной 0,3 м; вне литорали – штанговым дночерпателем (площадь раскрытия 0,02 м²) и драгой (ширина – 0,3 м.). Всего собрано и обработано около 800 проб. Грунт в местах сбора, главным образом, ил и илистый песок. На литорали были обычно заросли роголистника *Sagittaria*, тростника *Phragmites*. В работе использованы данные по гидрологическим и гидрохимическим исследованиям по проекту TACIS [6] и собственных наблюдений. В литературе для некоторых озёр используется несколько вариантов написания их названий. В работе принят вариант, представленный на современных топографических картах Киевской картографической фабрики.

Результаты исследований и их обсуждение

Придунайские озёра – крупнейший озёрный район Украины. Площадь только указанных выше пяти крупнейших – около 450 км², объём – около 800 млн. м³ [17]. По происхождению придунайские озёра обычно делят на две группы. Первая – озёра (до недавнего времени, по сути, - лиманы), лежащие в пределах коренного берега Дуная. Это Кагул, Ялпуг, Котлабух,

Китай, Софьян, и др. Вторая группа – пойменные озёра Кугурлуй, Картал, многие небольшие озёра [2, 11, 12, 15]. (рис. 1) В настоящее время все придунайские водоёмы, в том числе крупнейшие, иногда объединяют в единую категорию пойменных озёр [17]. Многие специалисты рыбного хозяйства определяют их после зарегулирования как огромные рыбные пруды, дающие рыбную продукцию благодаря зарыблению [14]. В документах Госкомитета Украины по водному хозяйству придунайские водоёмы рассматриваются как водохранилища. Таким образом, определение статуса этих водных объектов в значительной степени определяется интересами пользователей их ресурсов – рыбных, водных. С позиций экологии, гидробиологии следует, что после одамбовывания биота этих водоёмов приобретает озёрный характер [10, 16].

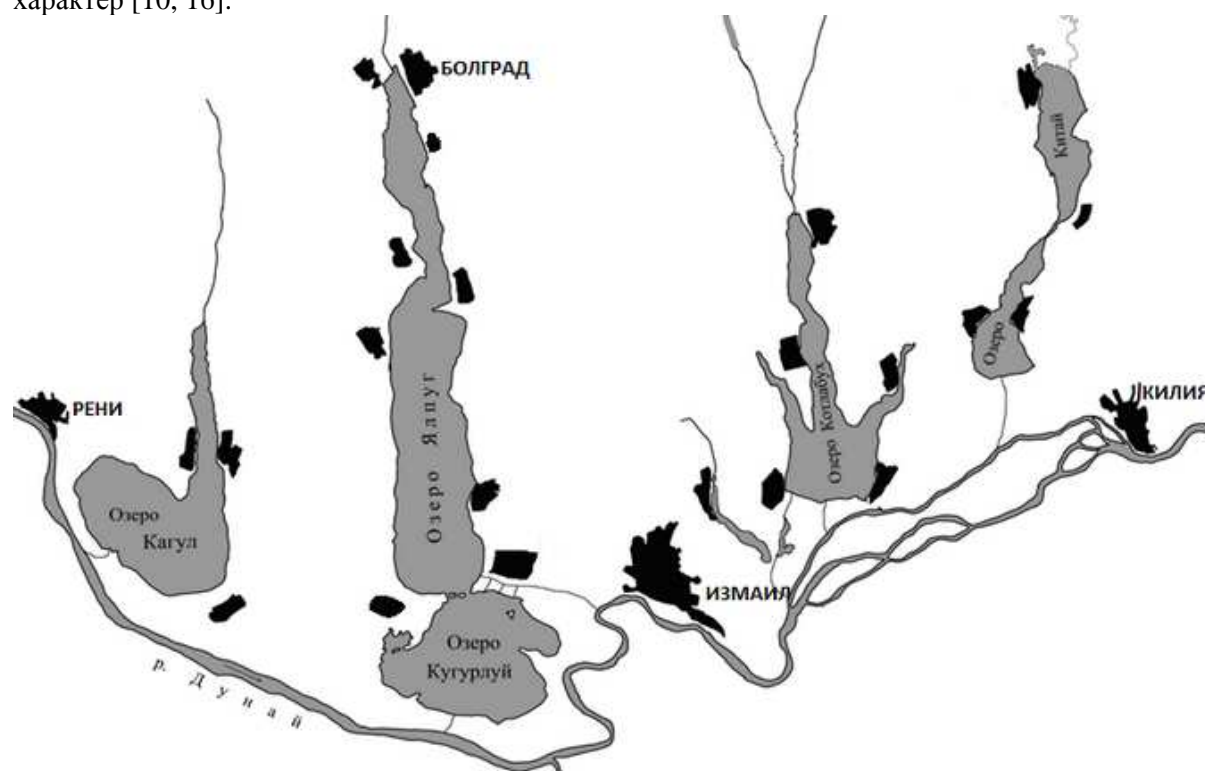


Рис. 1 Схема придунайських озёр

Озёра мелководны, средняя глубина составляет 0,75 – 2,20 м., максимальная достигает 6,4 – 7,0 м. [15, 17]. Мелководность – один из факторов, определяющих гидрологический и гидрохимический режим озёр.

Мы делим историю придунайских озёр на две неравные части: многие столетия – до сооружения системы дамб и последние несколько десятилетий – после одамбовывания. Очень важно учитывать, что до одамбовывания дунайская вода в половодье и паводки поступала в придунайские водоёмы, проходя через мощный биофильтр – заросли тростника, других макрофитов. В настоящее время, речная вода со всем набором загрязнений, взвеси поступает в озёра по немногим протокам и каналам со шлюзами. Был создан своеобразный «водопровод» без системы очистки. В результате в озёрах медленно усиливается загрязнение, растёт минерализация воды [6]. Усиливается заиливание дна, что, например, мы отметили в низовье оз. Китай, равно как и изменение в донной фауне в этой связи – стал редким голландский краб *Rhithropanopeus harrisi tridentata*, уменьшилось количество видов и численность брюхоногих моллюсков. Уменьшилась площадь, занятая роголистником, изменения коснулись и ихтиофауны – практически перестали попадаться колюшки, в том числе трёхглая.

В изучение гидролого-гидрохимического режима придунайских озёр большой вклад внесли сотрудники Института гидробиологии НАН Украины. Итоги этих исследований отражены в коллективной монографии «Гидрология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов» [5]. Комплексное исследование придунайских озёр в 2000 – 2001 гг. в

ГІДРОБІОЛОГІЯ

рамках проекта ТАСІС виконано співробітниками ОНУ, а також Українського научного центру екології моря і Одеського філіала ІнБІОМ. Деякі результати гідрологічних і гідрохімічних досліджень наведені в таблиці.

Таблиця

Інтервали зміни основних гідрологічних і гідрохімічних показників в придунайських озерах в 2001 році [по Ю.М. Денга, В. І. Мединцу, 2002]

Параметри	Інтервали зміни показника в течение года				
	ЯЛПУГ	КУГУРЛУЙ	КАГУЛ	КИТАЙ	КОТЛАБУХ
O ₂ %	73 - 211	73 - 146	86 - 109	92 - 102	97 - 115
O ₂ , мг/л	6,5 - 17,9	6,8 - 13,4	7,6 - 12,1	6,1 - 11,8	7,0 - 12,9
Кальцій, мг/л	25 - 51	25 - 42	37 - 50	13 - 144	14 - 120
Магній *, мг/л	22 - 98	15 - 45	19 - 36	71 - 222	13 - 160
Na + K*, мг/л	126 - 713	54 - 199	20 - 77	269 - 699	114 - 450
HCO ₃ ⁻ , мг/л	190 - 325	73 - 229	172 - 204	154 - 261	179 - 280
Cl ⁻ , мг/л	110 - 330	34 - 145	27 - 68	208 - 550	27 - 432
SO ₄ ⁻²	146 - 520	64 - 282	42 - 126	530 - 1650	227 - 956
Мінералізація, мг/л	670 - 1560	385 - 917	336 - 544	1290 - 3490	617 - 3110
NH ₄ ⁺ , мг/л	0,02 - 0,37	0,06 - 0,36	0,03 - 0,14	0,07 - 0,58	0,08 - 0,27
NO ₂ ⁻ , мг/л	0,000 - 0,017	0,00 - 0,030	0,00 - 0,017	0,00 - 0,011	0,00 - 0,030
NO ₃ ⁻ , мг/л	0,007 - 1,00	0,003 - 0,70	0,007 - 1,37	0,030 - 0,75	0,040 - 1,23
Азот загальний, мг/л	0,1 - 4,3	0,1 - 3,9	-	-	-
Кремній, мг/л	0,5 - 2,9	0,1 - 5,1	0,5 - 4,0	0,7 - 7,6	0,5 - 4,8
Фосфати, мг/л	0,005 - 0,110	0,015 - 0,056	0,003 - 0,083	0,004 - 0,160	0,005 - 0,150
Фосфор загальний, мг/л	0,01 - 0,36	0,03 - 0,18	0,01 - 0,06	0,03 - 0,19	0,02 - 0,11
БПК ₅ , мг O ₂ /л	0,6 - 6,50	0,56 - 7,80	1,31 - 6,0	4,9 - 14,2	1,64 - 6,80
pH, од.	6,65 - 8,95	6,75 - 8,85	8,11 - 8,51	8,11 - 8,62	8,25 - 8,70
Мутність (взвесь), мг/л	2,4 - 11,0	3,5 - 47,0	-	-	-
Прозорність, м (диск Секи)	0,2 - 3,7	0,2 - 2,1	0,2 - 1,8	0,12 - 0,4	0,25 - 0,6

Середньосезонні температури води в озерах складають весною 15° С, літом – 23° С, осінню – 17° С; зимою озера звичайно замерзають, температура води під льодом від – 0,5° С до +5° С [2,6, наші спостереження].

Придунайські озера часто називають прісноводними водоймами. Цій категорії відповідають тільки Кагул і Кугурлуй. В інших великих озерах мінералізація вище: або по всій акваторії (оз. Китай) або на якій-то її частині, звичайно в верхів'ї (оз. Ялпуг, Котлабух). По складу іонів досліджувані озера діляться на дві групи: 1) Ялпуг, Котлабух, Китай – з переобладнанням сульфатів, а Кугурлуй і Кагул – з переобладаючим внеском гідрокарбонатів [6].

Кислородний режим в цілому, сприятливий для озерної фауни, хоча періодично фіксується дефіцит кисню і локальні заморы зообентосу і риби. Так, в ході проекту ТАСІС во второй половині весни – літом ми спостерігали ознаки замору во всіх озерах. В Ялпугі, Котлабузі, Китаї станції, де відсутній живий бентос, розташовані на продольній осі озер. В Кугурлуї і Кагулі – в їх західних частинах. Очевидно, несприятливі для бентосу умови можуть поширюватися відповідно особливостям рельєфу дна. Наприклад, в Ялпугі існують 2 меридіонально витягнуті достатньо помітні депресії дна [7].

Було встановлено [6], що з 20 враховуваних показників в течение года відзначається перевищення рівня гранично допустимих концентрацій (ПДК), визначених національними і європейськими стандартами, в Котлабузі і Китаї – по дев'яти, в Ялпугі – по

семи, в Кугурлуе – по пяти, по трём в оз. Кагул. Например, в оз. Китай отмечено превышение по кальцию, магнию, сумме натрия и калия, хлор – иону, сульфатам, минерализации, аммонийному азоту, БПК и рН. Во всех пяти больших озёрах отмечается превышение предельно допустимых значений по сульфатам и БПК. Наиболее неблагоприятная экологическая ситуация сложилась в оз. Китай и Котлабух; несколько лучше в Ялпуге. Большую часть года хорошая гидрохимическая обстановка в оз. Кугурлуй, но часто ухудшается летом. Лишь в оз. Кагул качество среды по гидрохимическим показателям практически весь год соответствует нормативам [6].

Среди работ, посвящённых зообентосу придунайских озёр и низовья Дуная, видное место занимает монография Ю. М. Марковского [11]. Естественным развитием этой работы явилось изучение зообентоса озёр в 50-е годы Г. А. Оливари [13]. Но, эти работы отражали ситуацию в бентали озёр до их одамбовывания. Экосистем, донных сообществ в том прежнем виде уже нет. В первой половине 70-х годов был изучен уже в складывающихся новых условиях зообентос оз. Кагул [1]. Современному состоянию зообентоса озёр посвящены работы [3, 4, 10, 15, 16]. В частности, на примере придунайских озёр были изучены структура и функции макрозообентоса и водотоков дельты Дуная [9].

В 2000 – 2001 гг. в численности макрозообентоса большинства крупных озёр доминировали олигохеты: 69% (оз. Китай) – 86,7% (оз. Кугурлуй) общей численности. Лишь в Ялпуге они уступали ракообразным. В биомассе доминировали моллюски (оз. Ялпуг и Кугурлуй – до 95%). В остальных озёрах, где моллюски были малочисленны, в биомассе доминировали личинки хирономид – от 37% общей биомассы (оз. Китай) до 70% (оз. Кагул). Наибольшие средние численность и биомасса макрозообентоса в это время были зафиксированы в оз. Ялпуг [7].

В ходе проекта TACIS мы изучили зообентос придунайских озёр вне их литоральных зон. В 2000 – 2001 гг. было обнаружено около 50 видов губок, турбеллярий, полихет, олигохет, пиявок, разноногих, кумовых раков, мизид, личинок хирономид, брюхоногих и двустворчатых моллюсков [7]. Более половины – обычные в озёрах виды с частотой встречаемости более 50 %. В количественном отношении макрозообентос был наиболее развит весной. Вместе с тем, наблюдался большой расброс значений биомассы и численности в каждом озере. Например, в оз. Кугурлуй биомасса весной колебалась от 1,0 до 370,0 г/м² при численности 800 и 2800 экз./м², соответственно; в оз. Кагул – от 0,7 г/м² до 300,0 г/м² при численности 250 и 14500 экз./м², соответственно. Максимальные значения биомассы обеспечивались двустворчатыми моллюсками *Unio pictorum* или *Dreissena polymorpha*: до 75 – 96% общей биомассы макрозообентоса.

Наши наблюдения в 2003 – 2005 гг. показали заметное снижение численности и биомассы макрозообентоса придунайских озёр, что, очевидно, объясняется прохождением донных сообществ очередного этапа своей перестройки в новых условиях.

В 2006 – 2010 гг. в макрозообентосе Кагула, Ялпуга, Кугурлуя, Котлабуха и Китая мы обнаружили 176 видов [8]. Наиболее многочисленны олигохеты – 32 виды, личинки хирономид – 29, брюхоногие моллюски – 26, личинки стрекоз – 22 вида. По 8 -10 видов найдено пиявок, амфипод, мизид, личинок подёнок, полужесткокрылых, двустворчатых моллюсков. Обнаружены также губки, турбеллярии, полихеты, равноногие, кумовые и десятиногие раки, личинки жуков, ручейников, др.

По видовому богатству макрозообентоса мы делим озёра на три группы: 1) Ялпуг и Кугурлуй, образующие единую озёрную систему. Здесь встречаются практически все виды, за исключением голландского краба, обнаруженного в более солёном оз. Китай; 2) Кагул и Котлабух. В этих озёрах количество видов по отдельным крупным таксонам уменьшается на 30 – 35%, составляет, соответственно, 90 и 100 видов; 3) озеро Китай. Здесь найдено около 50 видов макрозообентоса; сказывается, очевидно, наихудшая среди изучаемых озёр гидролого-гидрохимическая ситуация.

В прибрежной зоне, в целом, встречаются все обнаруженные в том или ином озере виды. За пределами литорали количество видов меньше, в среднем, на порядок. Одно из важнейших условий, обуславливающих большое видовое богатство, – наличие зарослей роголистника.

Среднегодовые численность и биомасса макрозообентоса, ранее уменьшившиеся, в последние годы стабилизируются, вполне сопоставимы с приведёнными в литературе

значениями [4]. Вероятно, состояние экосистем озёр, постепенно восстанавливается, но уже в новых условиях и в новом облике. Например, среднегодовая биомасса в оз. Котлабух составляет более 20,0 г/м², в оз. Кагул – около 30,0 г/м², а в Ялпуге – свыше 120,0 г/м². Численность макрозообентоса находится в пределах 900 экз./м² (оз. Кугурлуй и Китай) – 1640 экз./м² (оз. Кагул и Котлабух). В численности доминируют олигохеты, изоподы, личинки хирономид, стрекоз и подёнок, мелкие брюхоногие, в первую очередь, *Bithynia tentaculata*. В биомассе преобладают двустворчатые и брюхоногие моллюски, личинки хирономид и стрекоз, олигохеты.

Выводы

После сооружения защитных дамб возникла иная, экологически неблагоприятная форма связи озёр с Дунаем. В период половодья и паводков речная вода со всем набором загрязнений и повышенной мутностью поступает в озёра по системе каналов и немногочисленным протокам напрямую, а не через мощный биофильтр из зарослей тростника и других макрофитов, что имело место до сооружения дамб.

Тем не менее, макрозообентос придунайских озёр в настоящее время разнообразен и количественно богат: обнаружено 176 видов, средняя численность достигает тысяч экз./м², а биомасса в большинстве озёр – десятков г/м².

1. *Владимиров М.З.* Зообентос / Озеро Кагул / М.З. Владимиров, И.К. Тодераш; под ред. М.Ф.Ярошенко. – Кишинёв: Штиинца, 1979. – С. 75 – 86.
2. *Владимирова К.С.* Физико-географический очерк придунайских лиманов / К.С. Владимирова, К.К. Зеров // Труды Ин – та гидробиол. АН УССР. – 1961. – Т. 36. – С. 185 – 193.
3. *Воликов Ю.М.* Структура та функції макрозообентосу екотонних систем в умовах комплексного використання водойм (на прикладі придунайських озер) : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук / Ю.М. Воликов. - Київ, 2004. – 23с.
4. *Воликов Ю.Н.* Изменение количественных показателей развития макрозообентоса придунайских озёр / Ю.Н. Воликов // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун–ту ім. Володимира Гнатюка. Сер. Біол. – 2005. - №3 (26). – С. 64 – 66.
5. Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов; под ред. В.Д.Романенко. – Киев: Наукова думка, 1993. – 330 с.
6. *Деньга Ю.М.* Гидрохимический режим и качество вод Придунайских озёр / Ю.М. Деньга, В.И. Мединец // Вісник Одеськ. нац. ун – ту. – 2002. – Т. 7, вип. 2. Екологія. – С. 17 - 25.
7. *Джуртубаев М.М.* Зообентос Придунайских озёр / М.М. Джуртубаев, О.А. Ковтун // Вісник Одеськ. нац. ун - ту. – 2002. – Т. 7, вип. 2. Екологія. – С. 107 – 114.
8. *Джуртубаев М.М.* Зообентос придунайских озёр / М.М. Джуртубаев, Ю.М. Джуртубаев, М.А. Заморова // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун – ту ім. Володимира Гнатюка. Сер. Біол. – 2010. - №2 (43). – С. 164 – 166.
9. *Зоріна – Сахарова К. Е.* Фітофільна макрофауна водойм та водотоків пониззя Дунаю як індикатор їх екологічного стану: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук – Київ, 2009. – 25 с.
10. *Лященко А.В.* Сапробиологическая характеристика экологического состояния озера – лимана Ялпуг по организмам макрозообентоса / А.В. Лященко, Ю.Н. Воликов // Гидробиол. журн. – 2001. – Т. 37, №3. – С. 74 – 81.
11. *Марковский Ю.М.* Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины, условия её существования и пути использования. Водоёмы Килийской дельты Дуная / Ю.М. Марковский. – Киев: Изд – во АН УССР, 1955. – 280 с.
12. *Михайлеску К.Д.* Происхождение лиманов дельты Дуная / К.Д. Михайлеску. – Кишинёв: Штиинца, 1990. – 160 с.
13. *Оливари Г.А.* Зообентос придунайских водоёмов / Г.А. Оливари // Труды Ин – та гидробиол. АН УССР. – 1961. – Т. 36 – С. 145 – 165.
14. *Рыбалко В.Я.* Будущее рыбного хозяйства / В.Я. Рыбалко, Г. деГрааф. – ТАСИС. – 2002. – 5с.
15. *Тимченко В.М.* Эколого – гидрологическая характеристика Дуная и придунайских водоёмов Украины / Гидрология украинского участка Дуная и сопредельных водоёмов / В.М. Тимченко, Б.И. Новиков; под ред. В.Д. Романенко. – Киев; Наукова думка, 1993. – С. 7 – 22.
16. *Харченко Т.А.* Макрозообентос левобережных водоёмов нижнего Дуная в условиях их комплексного хозяйственного использования / Т.А. Харченко, Ю.Н. Воликов // Гидробиол. журн. – 1977. – Т. 33, №5. – С. 37 – 45.
17. *Швебс Г.І.* Каталог річок і водойм України / Г.І. Швебс, М.І. Ігошин. – Одеса: Астропринт, 2003. – 389 с.

Ю.М. Джуртубаєв, М.М. Джуртубаєв

Одеський національний університет ім. І. І. Мечникова, Україна

ДЕЯКІ ЛІМНОЛОГІЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПРИДУНАЙСЬКИХ ОЗЕР ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ У СУЧАСНИХ УМОВАХ

В придунайських озерах знайдено 176 видів макрозообентосу. Практично всі види знайдені в Ялпугу та Кугурлуї. Встановлені фактори, що обмовлюють видове багатство, чисельність і біомасу зообентосу.

Ключові слова: придунайські озера, гідрологічна, гідрохімічна характеристика, зообентос

Yu.M. Dzhurtubaev, M.M. Dzhurtubaev

Odessa National University named after I. I. Mechnikov, Ukraine

SOME LIMNOLOGICAL CHARACTERISTICS OF DANUBIAN LAKES OF ODESSA REGION IN PRESENT CONDITIONS

In Danubean lakes 176 kinds macrozoobentos are found. Almost all kinds are found in Yalpug and Kugurluy. Factors that the specific riches, number and a biomass macrozoobentos cause are established.

Key words: Danubean lakes, hydrological, hydrochemical characteristics, zoobentos

Рекомендує до друку

Надійшла 13.09.2011

В.В. Грубінко

УДК [(581.526.325:574.5):502.1] (282.2)

П.Д. КЛОЧЕНКО, О.В. МАНТУРОВА, І.Ю. ІВАНОВА

Інститут гідробіології НАН України

пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210

**ОСОБЛИВОСТІ ВИДОВОГО СКЛАДУ ФІТОПЛАНКТОНУ
МАЛИХ РІЧОК м. КИЄВА**

Узагальнено літературні та оригінальні дані щодо видового багатства планктонних водоростей, які вегетують в трьох найбільших водотоках м. Києва: р. Либідь, р. Нивка і р. Віта. Встановлено, що фітопланктон досліджених річок представлений 352 видами (369 видовими і внутрішньовидовими таксонами). Зазначені водотоки характеризуються низькою кількістю видів динофітових, золотистих і жовтозелених водоростей, які є досить чутливими до органічного забруднення водного середовища.

Ключові слова: планктонні водорості, видовий склад, водотоки, м. Київ

Відомо, що сучасна територія м. Києва дронується низкою постійних і тимчасових водотоків [5]. Найбільші із них – рр. Либідь, Нивка і Віта. Не викликає сумніву, що знаходячись на території такого мегаполісу як м. Київ, вище зазначені водотоки зазнають вагомого антропогенного впливу за рахунок забруднення органічними та неорганічними сполуками, що надходять переважно із точкових і розсіяних джерел. В той же час відомо, що коли антропогенний прес переважає природні та компенсаційні фактори на 50%, водна екосистема виходить із рівноваги [3]. Однак не дивлячись на наявність певних наукових напрацювань щодо гідрохімічного режиму водотоків м. Києва [7, 8], зберігає гостроту проблема дослідження їх гідробіологічного режиму, адже відомо, що оцінка екологічного стану водних об'єктів ґрунтується на екосистемному принципі, з урахуванням як абіотичних, так і біотичних

компонентів. Одним із найбільш адекватних показників екологічного стану будь-якої водойми є структура і функціонування рослинної ланки, перш за все, його основи – угруповань планктонних водоростей. Саме оцінка особливостей видового різноманіття фітопланктону та просторово-часової динаміки його розподілу дає можливість визначити ступінь антропогенного пресу на водні екосистеми.

Виходячи із вище зазначеного, метою нашої роботи було з'ясування особливостей видового складу водоростей, які розвиваються у товщі води основних водотоків м. Києва.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктами наших досліджень слугували три найбільших водотоки м. Києва, а саме: р. Либідь, р. Нивка та р. Віта. Річка Либідь – є правою притокою Дніпра. Її довжина складає 16,05 км, а витік знаходиться за 250 м від залізничної станції Борщагівка. Ширина і глибина річки в районі витоку складають, відповідно, 1,0–1,5 м та 0,7–0,9 м, а біля гирла – 3,0–3,6 та 0,2–0,8 м. В цілому русло р. Либідь спрямлене, закріплене бетоном, тобто каналізоване. Урбанізованість її басейну становить 80,4% [5].

Річка Нивка (або Борщагівка) розташована в північно-західній частині м. Києва. Вона бере свій початок на території житлового масиву Теремки-2 (неподалік Одеської площі) і впадає в р. Ірпінь (права притока Дніпра). Її довжина становить 19,7 км, а басейн налічує велику кількість озер [5]. Русло Нивки слабозвивисте і зарегульоване, на деяких ділянках воно повністю заростає. Ширина русла річки – 2–3 м, глибина 0,1–0,7 м. Урбанізованість басейну річки не перевищує 31,0%.

На південній околиці м. Києва (Феофанія, селища Хотів, Пирогів, Чапаєвка) розташований басейн р. Віти. Початок цей водотік бере за 2 км на північний захід від с. Підгірці і впадає у Дніпро в районі с. Чапаєвки [5]. Довжина р. Віти становить 13,9 км. Русло водотоку з імпульсно-стабілізованим режимом, місцями спрямлене, половина течії річки знаходиться у підпорі від значної кількості штучних озер. Ширина р. Віти коливається від 5 до 25 м, глибина становить від 0,1 м біля витоку до 1,3 м у середній і нижній ділянках річки. Річка Віта відрізняється найменшою урбанізованістю водозбору – всього 11,5%.

Для аналізу видового складу фітопланктону водотоків м. Києва були використані як літературні [9, 14, 18–22], так і оригінальні дані [1, 4, 6, 10–13, 16]. Відбір альгологічного матеріалу та його камеральне опрацювання проводилися за допомогою загальноприйнятих методів [15]. При ідентифікації водоростей використовували загальновідомі вітчизняні визначники серії "Визначник прісноводних водоростей України". Різноманіття водоростей представлене за класифікаційними системами, наведеними у монографіях [23–26]. Видовий склад водоростей, знайдених у товщі річкової води, порівнювали за допомогою коефіцієнту флористичної спільності [2]. Аналіз таксономічної структури фітопланктону проведено з використанням методів, прийнятих у порівняльній флористиці [17].

Результати досліджень та їх обговорення

В результаті проведених досліджень та аналізу літературних даних у товщі води досліджених водотоків виявлено 352 види водоростей, представлених 369 внутрішньовидовими таксонами, включаючи ті, що містять номенклатурний тип виду (вн. в. т.), з 9 відділів, 15 класів, 36 порядків, 64 родин та 128 родів (табл. 1). Як бачимо, основу отриманого узагальненого видового списку складають діатомові (38,2%), зелені (31,7%), евгленові (10,0%) та синьозелені водорості (8,4%). Частка представників інших відділів була в межах 1,4–3,8%.

Найбільшою кількістю видів планктонних водоростей характеризуються річки з природним руслом, а саме р. Нивка (226 видів (228 вн. в. т.) та р. Віта (175 видів (180 вн. в. т.)). В планктоні р. Либідь, русло якої каналізоване, число видів значно менше (131 вид (136 вн. в. т.)) (табл. 2, 3, 4).

В досліджених водотоках видове багатство фітопланктону формується переважно за рахунок діатомових, зелених та евгленових водоростей (в сумі від 77,1 до 83,8%). В річках Нивка та Либідь помітний внесок у формування якісного складу фітопланктону вносять також синьозелені водорості (відповідно 11,0% та 9,6%).

Таксономічний спектр фітопланктону малих річок м. Києва

Відділи	Класи	Порядки	Родини	Роди	Види (вн. в. т.)
Cyanophyta	2	3	6	11	<u>31</u> 8,4%
Euglenophyta	1	2	2	8	<u>36(37)</u> 10,0%
Xanthophyta	1	3	3	4	<u>7</u> 1,9%
Chrysophyta	1	2	5	8	<u>13(14)</u> 3,8%
Bacillariophyta	3	12	24	41	<u>128(141)</u> 38,2%
Dinophyta	1	3	4	5	<u>9</u> 2,4%
Cryptophyta	1	1	1	2	<u>5</u> 1,4%
Chlorophyta	4	8	17	45	<u>115(117)</u> 31,7%
Streptophyta	1	2	2	4	<u>8</u> 2,2%
Загалом	15	36	64	128	<u>352(369)</u> 100%

В усіх досліджених водотоках основу видового багатства Bacillariophyta складають представники порядків Fragilariales, Cymbellales, Naviculales та Bacillariales. Слід відмітити і той факт, що у фітопланктоні рр. Нивка та Віта суттєву роль відіграють представники порядку Rhopalodiales, які не зареєстровані в пробах води з р. Либідь. Характерною особливістю структури фітопланктону досліджених водних об'єктів є і те, що більшість порядків діатомових водоростей представлені однією родиною.

Таблиця 2

Таксономічний спектр фітопланктону р. Либідь

Відділи	Класи	Порядки	Родини	Роди	Види (вн. в. т.)
Cyanophyta	2	3	5	7	<u>13</u> 9,6%
Euglenophyta	1	1	1	4	<u>11</u> 8,1%
Chrysophyta	1	1	1	1	<u>3</u> 2,2%
Bacillariophyta	3	10	18	31	<u>59(63)</u> 46,3%
Dinophyta	1	1	2	2	<u>3</u> 2,2%
Cryptophyta	1	1	1	1	<u>1</u> 0,7%
Chlorophyta	3	6	12	25	<u>39(40)</u> 29,4%
Streptophyta	1	1	1	2	<u>2</u> 1,5%
Загалом	13	24	41	73	<u>131(136)</u> 100%

Таксономічний спектр фітопланктону р. Нивка

Відділи	Класи	Порядки	Родини	Роди	Види (вн. в. т.)
Cyanophyta	2	3	6	12	<u>25</u> 11,0%
Euglenophyta	1	2	2	6	<u>26</u> 11,4%
Xanthophyta	1	1	1	1	<u>2</u> 0,9%
Chrysophyta	1	2	4	5	<u>6</u> 2,6%
Bacillariophyta	3	8	17	32	<u>76</u> 33,3%
Dinophyta	1	3	4	4	<u>6</u> 2,6%
Cryptophyta	1	1	1	2	<u>4</u> 1,8%
Chlorophyta	4	6	13	39	<u>77(79)</u> 34,6%
Streptophyta	1	2	2	2	<u>4</u> 1,8%
Загалом	15	28	50	103	<u>226(228)</u> 100%

Таблиця 4

Таксономічний спектр фітопланктону р. Віта

Відділи	Класи	Порядки	Родини	Роди	Види (вн. в. т.)
Cyanophyta	2	3	4	4	<u>10</u> 5,5%
Euglenophyta	1	1	1	5	<u>21(22)</u> 12,2%
Xanthophyta	1	2	2	3	<u>5</u> 2,8%
Chrysophyta	1	2	5	8	<u>11(12)</u> 6,7%
Bacillariophyta	3	10	19	37	<u>84(86)</u> 47,8%
Dinophyta	1	3	4	5	<u>7</u> 3,9%
Cryptophyta	1	1	1	2	<u>3</u> 1,7%
Chlorophyta	2	4	9	21	<u>30(31)</u> 17,2%
Streptophyta	1	2	2	3	<u>4</u> 2,2%
Загалом	13	28	47	88	<u>175(180)</u> 100%

Відмінною рисою фітопланктону р. Віти є наявність в ньому представників роду *Eunotia* Ehrenb., які не знайдені в інших водотоках. На нашу думку, присутність у товщі води бентосних форм водоростей, скоріш за все, обумовлена гідрологічними особливостями досліджених річок, зокрема, невеликими глибинами та турбулентним характером потоку.

Як вже згадувалось, одне з перших місць у формуванні видового багатства фітопланктону досліджених водотоків займають водорості з відділу Chlorophyta. Найбільш суттєвим був їх внесок для р. Нивка (34,6%). Частка цих водоростей у планктоні р. Либідь дещо нижча і досягає 29,4%, ще менше вона для р. Віти – 17,2%.

В усіх досліджених річках основу видового багатства Chlorophyta визначають переважно представники двох класів: Chlorophyceae (пор. Sphaeropleales) та Trebouxiophyceae (пор. Chlorellales). Крім того, у планктоні р. Нивка зареєстровані види ще з двох класів зелених водоростей, а саме Pedinophyceae (пор. Pedinomonadales) та Prasinophyceae (пор. Pseudosourfieldiales). Представник останнього – *Tetraselmis incisa* (Nygaard) R.E. Norris також знайдений у товщі води р. Либідь.

Третє місце за кількістю видів планктонних водоростей в р. Віта та Нивка займає відділ Euglenophyta (відповідно 12,2% та 11,4% від загальної кількості), а в р. Либідь – відділ Cyanophyta (9,6%), частка якого дещо перевищує частку Euglenophyta (8,1%).

Характерною особливістю рослинного планктону р. Віта є наявність у ньому більшої кількості видів золотистих водоростей (11 видів (12 вн. в. т.). Слід також відмітити і той факт, що у товщі води р. Либідь не було знайдено жодного виду з відділу Xanthophyta.

В результаті опрацювання та аналізу отриманих даних для досліджених річок були складені „пропорції флори“, які виглядають наступним чином: для р. Либідь – 1,0 : 1,8 : 3,2 : 3,3; р. Нивка – 1,0 : 2,0 : 4,8 : 4,9 та для р. Віта – 1,0 : 1,9 : 3,7 : 3,8 (табл. 5).

В спектрі провідних родин найвищі позиції в усіх досліджених річках займають *Euglenaceae*, *Scenedesmeaceae*, *Pinnulariaceae*, *Bacillariaceae* та *Fragilariaceae* (табл. 6). Ці родини об'єднують 35–37% загальної кількості зареєстрованих видів. Крім зазначених вище родин до складу провідних в р. Нивка входять також *Selenastraceae*, *Oscillatoriaceae*, *Surirellaceae*, *Chlorellaceae* і *Chlamydomonadaceae*, що займають, відповідно, 5, 6, 8, 9 і 10 рангові місця. В спектрі провідних родин р. Віта 6, 7, 8, 9 і 10 рангові місця належать відповідно родинам *Eunotiaceae*, *Cymbellaceae*, *Surirellaceae*, *Selenastraceae* і *Oscillatoriaceae*.

Особливістю фітопланктону досліджених водотоків є наявність у його складі значного числа одно- та двовидових родин. Так, для р. Нивка їх кількість становила 27, тобто 54,0% від загального числа родин водоростей цього водотоку, для р. Либідь – 25 (60,9%) і для р. Віта – 25 (53,2 %).

Таблиця 5

Пропорції флори та коефіцієнти родового насичення фітопланктону малих річок м. Києва

Відділи	Пропорції флори			Коефіцієнти родового насичення		
	Річки					
	Либідь	Нивка	Віта	Либідь	Нивка	Віта
Bacillariophyta	1,0:1,7:3,2:3,5	1,0:1,9:4,5:4,5	1,0:2,0:4,4:4,5	2,0	2,4	2,3
Chlorophyta	1,0:2,1:3,3:3,3	1,0:3,0:5,9:6,1	1,0:2,3:3,6:3,7	1,6	2,0	1,5
Cyanophyta	1,0:1,4:2,6:2,6	1,0:1,5:6,3:6,3	1,0:1,0:2,5:2,5	1,9	2,1	2,5
Euglenophyta	1:4,0:11,0:11,0	1,0:3,0:13,0:13	1,0:5,0:22,0:22	2,8	4,3	4,4
Chrysophyta	1,0:1,0:3,0:3,0	1,0:1,3:1,5:1,5	1,0:1,6:2,2:2,4	3,0	1,2	1,5
Dinophyta	1,0:1,0:1,5:1,5	1,0:1,0:1,5:1,5	1,0:1,3:1,8:1,8	1,5	1,5	1,4
Xanthophyta	–	1,0:1,0:1,0:1,0	1,0:1,5:2,5:2,5	–	2,0	1,7
Загалом	1,0:1,8:3,2:3,3	1,0:2,0:4,8:4,9	1,0:1,9:3,7:3,8	1,9	2,2	2,0

Розраховані нами коефіцієнти родового насичення фітопланктону досліджених річок виявились невисокими, а саме: 2,2 – для р. Нивка, 2,0 – для р. Віта та 1,9 – для р. Либідь (див. табл. 5). Слід також відмітити, що величини зазначеного коефіцієнту щодо основних відділів планктонних водоростей були досить близькими за виключенням Euglenophyta для р. Віта і Нивка – 4,4 і 4,3, відповідно.

Однією з особливостей фітопланктону досліджених нами річок була наявність в ньому великої кількості маловидових родів, більшість з яких представлена 1–3 видами. Найбільш характерно це було для планктону р. Либідь, спектр провідних родів водоростей в якій нараховував лише 5 родів: *Nitzschia* Hassal, *Navicula* Bory, *Trachelomonas* Ehrenb., *Euglena* Ehrenb. і *Oscillatoria* Vaucher. (табл. 7). Вони об'єднують всього 29 видів, або 21,3% загальної кількості. Ці ж роди, а також *Surirella* Turpin, *Synedra* Ehrenb., *Gomphonema* (C. Agardh.) Ehrenb. та *Monoraphidium* Komark.-Legn. входили до складу провідних родів р. Нивки з

варіюванням рангового місця. Представники цих родів об'єднують 67 видів, або 29,4% загальної кількості родів фітопланктону р. Нивка.

Таблиця 6

Розподіл рангових місць між провідними родинами фітопланктону малих річок м. Києва

Родини	р. Либідь	р. Нивка	р. Віта
<i>Scenedesmaceae</i>	1	2	5
<i>Pinnulariaceae</i>	2	4	2
<i>Euglenaceae</i>	3	1	1
<i>Bacillariaceae</i>	4	3	4
<i>Fragilariaceae</i>	5	7	3
<i>Cymbellaceae</i>	6	(11)	7
<i>Surirellaceae</i>	(11)	8	8
<i>Oscillatoriaceae</i>	7	6	10
<i>Selenastraceae</i>	8	5	9
<i>Chlorellaceae</i>	9	9	(11)
<i>Eunotiaceae</i>	–	–	6
<i>Chlamydomonadaceae</i>	10	10	(12)

Примітка. „–“ представники родини в річці не зустрічались або родини представлені одним видом.

В спектрі провідних родів планктонних водоростей, що розвиваються у товщі води р. Віта, крім згаданих вище родів (за винятком роду *Synedra*) відмічені також *Eunotia* Ehrenb. та *Epithemia* Bréb. (див. табл. 7). Слід також зазначити, що провідні роди водоростей в цьому водотоці об'єднують 63 види, або 35,0% загальної кількості.

Аналіз узагальненого списку зареєстрованих у досліджених річках водоростей показав, що для всіх них спільним є лише 51 вид (13,8%). До їх складу входили: *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend Elenkin, *M. pulverea*(Woodw.) Forti emend Elenkin, *Oscillatoria planctonica* Wolosz., *Aphanizomenon flos-aque* (L.) Ralfs, *Euglena acus* Ehrenb., *E. caudata* Hübner, *E. granulata* (Klebs) Schmitz, *Trachelomonas lacustris* Drezep. emend. Balech, *T. oblonga* Lemmerm., *T. volvocina* Ehrenb., *Kephyrion densatum* (Schmidle)

Таблиця 7

Розподіл рангових місць між провідними родами фітопланктону малих річок м. Києва

Роди	р. Либідь	р. Нивка	р. Віта
<i>Nitzschia</i>	1	2	1
<i>Navicula</i>	2	5	5
<i>Trachelomonas</i>	3	6	2
<i>Euglena</i>	4	1	3
<i>Oscillatoria</i>	5	3	6
<i>Synedra</i>	–	7	–
<i>Gomphonema</i>	–	8	7
<i>Surirella</i>	–	4	8
<i>Monoraphidium</i>	–	9	10
<i>Eunotia</i>	–	–	4
<i>Epithemia</i>	–	–	7

Примітка. “–“ представники роду в річці не зустрічались або роди представлені одним-трьма видами.

Bourr., *Melosira varians* C. Agardh, *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen, *Stephanodiscus hantzschii* Grunow, *Diatoma vulgare* Bory, *Fragilaria crotonensis* Kitton, *Synedra acus* Kütz., *Rhoicosphenia abbreviata* (C. Agardh) Lange-Bert., *Encyonema minuta* (Hilse ex Rabenh.) Mann, *Placoneis gastrum* (Ehrenb.) Mereschk., *Gomphonema augur* Ehrenb., *Gomphoneis olivaceum* (Horn) Daw, *Planorhynchium lanceolata* (Bréb. in Kütz.) Round et Bukht., *Cocconeis placentula* Ehrenb, *Neidium dubium* (Ehrenb.) A. Cleve, *Sellaphora pupula* (Kütz.) Mereschk., *Caloneis silicula* (Ehrenb.) A. Cleve, *Hippodonta capitata* (Ehrenb.) Lange-Bert., *Navicula capitatoradiata* J. Germ., *N. viridula* (Kütz.) Ehrenb., *Amphora ovalis* Kütz., *Nitzschia acicularis*

(Kütz.) W. Sm., *N. palea* (Kütz.) W. Sm., *N. sublinearis* Hust *Cymatopleura librile* (Ehrenb.) Pant., *Peridiniopsis quadridens* (Stein.) Bourr., *Rhodomonas pusilla* (A. Bachm.) Javorn., *Chlamydomonas monadina* Stein, *C. reinhardtii* P.A. Dang., *Pteromonas angulosa* Lemmerm., *Pandorina morum* (O. Müll.) Bory, *Pediastrum boryanum* var. *cornutum* (Racib.) Sulek, *Monoraphidium contortum* (Turpin) Kom.-Legn., *Acutodesmus acuminatus* (Lagerh.) P. Tsarenko, *A. pectinatus* (Meyen) P. Tsarenko, *Crucigenia tetrapedia* (Kirchn.) W. et G.S. West, *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew., *Coelastrum microporum* Nägeli in A. Braun, *Pseudodidymocystis planctonica* Korschikov, *Dictyosphaerium pulchellum* Woodw. та *Oocystis borgei* J. Snow.

У результаті порівняльного аналізу таксономічного складу фітопланктону досліджених річок нами виділені групи видів, що відмічені лише в одній із них. Це так званий “комплекс специфічних видів”. Зокрема, в р. Либідь він об’єднував 49 видів, або 36,0% загальної кількості видів планктонних водоростей для цього водотоку (табл. 8). Як бачимо, ядро комплексу тут формують представники Bacillariophyta (55,1%) та Chlorophyta (24,5%).

В р. Нивка згаданий комплекс характеризується найвищим багатством видів – 88, або 38,6% загальної кількості зареєстрованих тут водоростей. Його основу складають представники Chlorophyta (39,8%) Bacillariophyta (26,1%), Euglenophyta (14,8%) та Cyanophyta (12,5%) (див. табл. 8)

У складі „специфічного комплексу” фітопланктону р. Віта нараховувалось 60 видів, або 33,3% загальної кількості. На відміну від інших досліджених річок, його ядро формували, перш за все, представники відділу Bacillariophyta (55,0%). Що стосується інших відділів, то їх внесок був у межах 3,3–11,7% (див. табл. 8).

Порівняльний аналіз якісного складу фітопланктону досліджених річок показав, що найбільшою подібністю видового багатства характеризувались р. Нивка та р. Віта (КФС = 53,4%) (табл. 9). При цьому коефіцієнти флористичної спільності, розраховані для найбільш широко представлених відділів водоростей, виявились найвищими для Bacillariophyta (КФС = 59,3%) та Euglenophyta (КФС = 54,2%).

Таблиця 8

Таксономічний склад „специфічного комплексу” водоростей в планктоні малих річок м. Києва

Відділи	Кількість видів (частка, %)		
	р. Либідь	р. Нивка	р. Віта
Cyanophyta	3 (6,1%)	11 (12,5%)	3 (5,0%)
Euglenophyta	3 (6,1%)	13 (14,8%)	7 (11,7%)
Bacillariophyta	27 (55,1%)	23 (26,1%)	33 (55,0%)
Dinophyta	1 (2,0%)	–	2 (3,3%)
Chlorophyta	12 (24,5%)	35 (39,8%)	2 (3,3%)
Chrysophyta	1 (2,0%)	–	6 (10,0%)
Xanthophyta	–	3 (3,4%)	5 (8,3%)
Cryptophyta	–	1 (1,1%)	–
Streptophyta	2 (4,1%)	2 (2,3%)	2 (3,3%)
Всього видів	49 (100%)	88 (100%)	60 (100%)

Таблиця 9

Коефіцієнти флористичної спільності фітопланктону малих річок м. Києва

Відділи	р. Либідь – р. Нивка	р. Нивка – р. Віта	р. Либідь – р. Віта
Cyanophyta	56,2	40,0	34,7
Euglenophyta	37,8	54,2	42,4
Bacillariophyta	43,2	59,3	40,3
Chlorophyta	78,9	50,9	39,4
В цілому	43,4	53,4	39,2

Помітно відрізнявся фітопланктон річок Либідь та Нивка (КФС = 43,4%). Однак для них відмічена дуже висока подібність видового складу Chlorophyta (КФС = 78,9%).

Найбільші відмінності у якісному складі фітопланктону відмічені для річок Либідь та Віта (КФС = 39,2%).

Висновки

У фітопланктоні річок Либідь, Нивка та Віта, що дренують територію м. Києва, зареєстровано 352 види (369 видових і внутрішньовидових таксонів, включаючи, ті що містять номенклатурний тип виду) з 9 відділів, 15 класів, 36 порядків, 64 родин и 128 родів. Основу його таксономічного спектру складають діатомові (38,2%), зелені (31,7%), евгленові (10,0%) та синьозелені водорості (8,4%). Частка представників інших відділів не перевищує 1,4–3,8%.

Найбільше видове багатство водоростей (226 видів (228 вн. в. т.) характерне для планктону р. Нивка, що має зарегульоване русло. В р. Віта, що характеризується імпульсно-стабілізованим гідрологічним режимом, знайдено значно менше видів (175 (180 вн. в. т.). Найнижча кількість видів зареєстрована у фітопланктоні каналізованої р. Либідь (131 видів (136 вн. в. т.).

У досліджених водотоках видове багатство фітопланктону формується переважно за рахунок діатомових, зелених та евгленових водоростей (в сумі 77,1–83,8%). В річках Нивка та Либідь помітний внесок у формування якісного складу фітопланктону складають також синьозелені водорості (відповідно 11,0% та 9,6%).

У всіх досліджених річках перші п'ять рангових місць у спектрі провідних родин планктонних водоростей займають *Euglenaceae*, *Scenedesmaceae*, *Pinnulariaceae*, *Bacillariaceae* та *Fragilariaceae*, що об'єднують 35–37% загальної кількості зареєстрованих видів. Особливістю фітопланктону досліджених водотоків є також наявність у його складі значної кількості одно- та двовидових родин (53,2–60,9% загальної кількості родин).

До спектру провідних родів фітопланктону входять *Nitzschia* Hassal, *Navicula* Bory, *Trachelomonas* Ehrenb., *Euglena* Ehrenb., *Oscillatoria* Vaucher, *Gomphonema* (С. Agardh.) Ehrenb., *Surirella* Turpin, *Monoraphidium* Komark.-Legn., *Synedra* Ehrenb. (лише для р. Нивка), *Eunotia* Ehrenb. та *Epithemia* Gréb. (лише для р. Віта). Ці роди об'єднують 21,3–35,0% загальної кількості зареєстрованих у товщі води водоростей. Характерною рисою фітопланктону досліджених річок є також і те, що більшість родів представлена 1–3 видами, тобто є маловидовими.

Спільним для всіх досліджених нами водотоків є лише 51 вид водоростей. Це переважно представники відділів Cyanophyta, Euglenophyta та Bacillariophyta.

При порівнянні якісного складу фітопланктону досліджених річок найвищий коефіцієнт флористичної спільності отримано для річок Нивка та Віта (КФС = 53,4%).

Слід відмітити, що низька видова представленість у досліджених річках динофітових, золотистих та жовтозелених водоростей, що є дуже чутливими до органічного забруднення, свідчить про несприятливий стан водного середовища в малих річках м. Києва.

1. Афанасьев С.А. Состав и структура пелагических группировок устьевой области р. Виты / С.А. Афанасьев, Ю.Ф. Громова, О.В. Мантурова // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 5. – С. 63–73.
2. Василевич В.И. Статистические методы в геоботанике / В.И. Василевич – Л.: Наука, 1969. – 232 с.
3. Гриб Й.В. О периодичности характеристик в экологической классификации качества поверхностных вод / Й.В. Гриб // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, № 3. – С. 39–43.
4. Гриб Й.В. Малі річки урбанізованих територій – сучасний екологічний стан, управління / Й.В. Гриб, О.В. Мантурова // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2001. – №3(14). – С. 64–66.
5. Київ як екологічна система: природа–людина–виробництво–екологія / В.В. Стецюк, Я.Б. Олійник, П.Г. Шищенко та ін. – К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2001. – 259 с.
6. Ключенко П.Д. Фітопланктон приток Верхнього Дніпра / П.Д. Ключенко, Т.І. Митківська // Укр. ботан. журн. – 1993 – Т. 50, № 2 – С. 69–79.
7. Ключенко П.Д. Неорганічні сполуки азоту і фосфору у водоймах Голосіївського лісу / П.Д. Ключенко, З.Н. Горбунова, Г.В. Харченко, Т.В. Вітовецька // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – 11. – С. 276–281.
8. Ключенко П.Д. Біогенні та органічні речовини у водоймах м. Києва / П.Д. Ключенко, Г.В. Харченко, Т.В. Вітовецька // Водне госп-во України. – 2006. – № 2. – С. 28–33.

9. *Лилицкая Г.Г.* Зеленые жгутиковые водоросли малых водоемов г. Киева и его окрестностей. 1. Prasinophyceae, Chlorophyceae (*Dunaliellales*) / Г.Г. Лилицкая // Альгология. – 2004 – Т. 14, № 2. – С. 185–193.
10. *Мантурова О. В.* Градиентный анализ водорослевых сообществ урбанизированной реки (на примере р. Нивки) / О. В. Мантурова // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 6. – С. 22–27.
11. *Мантурова О. В.* Водорості різнотипних водойм гирлової області річки Віти / О. В. Мантурова // Проблеми ботаніки та екології: матеріали конф. молодих вчених-ботаніків України, (Ніжин-Ядути, 1999 р.) – Ніжин: Наука-Сервіс, 1999. – С. 19
12. *Мантурова О. В.* Фітопланктон річки Либеді (м. Київ) / О. В. Мантурова // Проблеми ботаніки та екології: Матеріали конф. мол. вчених-ботаніків України, (Чернігів-Седнів, 2000 р.). – Київ: Центр екологічної освіти та інформації, 2000. – С. 16.
13. *Мантурова О. В.* Фітопланктон малих річок урбанізованих територій: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спец. 03.00.17 „Гідробиологія” / О.В. Мантурова. – Київ, 2006. – 19 с.
14. *Масюк Н.П.* Зеленые водоросли – возбудители „цветения” воды в водоемах г. Киева (Украина) / Н.П. Масюк, Г.Г. Лилицкая // Альгология. – 1998 – Т. 8, № 4 – С. 378–393.
15. *Топачевский А.В.* Пресноводные водоросли Украинской ССР: учебное пособие / А.В. Топачевский, Н.П. Масюк. – Киев: Вища шк., 1984. – 334 с.
16. *Ткачук Н.Г.* Структурно-функциональные особенности пелагических сообществ урбанизированного водного объекта (на примере протоки Коник / Н.Г. Ткачук, Ю.Ф. Громова, О. В. Мантурова, Н.С. Северенчук // Гидробиол. журн. – 2003 – Т. 39, № 2. – С. 88–96.
17. *Шмидт В.М.* Математические методы в ботанике / В.М. Шмидт. – Л.: Изд-во Ленинград. ун-та, 1984. – 288 с.
18. *Щербак В.І.* Визначення ступеню урбанізації водойм за структурним різноманіттям фітопланктону / В.І. Щербак, Н.Є. Семенюк // Природничий альманах. Біологічні науки. Вип. 5. – Херсон: „Персей”, 2004. – 162 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. Біологія. – 2005. – № 3 (26). – С. 498–500.
20. *Щербак В. І.* Разнообразие фитопланктона некоторых водоемов г. Киева / В. И. Щербак, Н. Е. Семенюк // Альгология. – 2006. – Т. 16, № 4. – С. 467–478.
21. *Щербак В. И.* Типизация водоемов урбанизированных территорий по разнообразию фитопланктона / В. И. Щербак, Н. Е. Семенюк // Гидробиол. журн. – 2006 – Т. 42, № 5. – С. 3–18.
22. *Щербак В. И.* Содержание хлорофилла *a* в фитопланктоне водоемов урбанизированных территорий / В. И. Щербак., Л.А. Сиренко, Н. Е. Семенюк // Гидробиол. журн. – 2007 – Т. 42, № 3. – С. 3–18
23. *Царенко П.М.* Разнообразие водорослей Украины / П.М. Царенко // Альгология. – 2000 – Т. 10, № 4. – 309 с.
24. *Царенко П.М.* Дополнение к „Разнообразию водорослей Украины” / П.М. Царенко, О.А. Петлеванный // Альгология. – Киев: Ин-т ботаники НАНУ, 2001. – 130 с.
25. *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1.* Cyanoprocarvota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, Rhodophyta / [ed. by Petro M. Tsarenko, Solomon P. Wasser and Eviator Nevo]. – Ruggell; Gatner Verlag, 2005. – 713 p.
26. *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 2.* Bacillariophyta / [ed. by Petro M. Tsarenko, Solomon P. Wasser and Eviator Nevo]. – Ruggell; Gatner Verlag, 2009. – 413 p.

П.Д. Клоченко, О.В. Мантурова, И.Ю. Иванова

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОСОБЕННОСТИ ВИДОВОГО СОСТАВА ФИТОПЛАНКТОНА МАЛЫХ РЕК Г. КИЕВА

Обобщены литературные и оригинальные данные о разнообразии планктонных водорослей, вегетирующих в трех наибольших водотоках г. Киева: р. Лыбидь, р. Нивка и р. Вита. Установлено, что фитопланктон исследованных рек представлен 352 видами (369 видовыми и внутривидовыми таксонами). Наибольшим видовым богатством и высоким коэффициентом флористической общности (53,4%) характеризовались р.р. Нивка и Вита, имеющие естественное русло. Для исследованных рек характерна низкая видовая представленность динофитовых, золотистых и желтозеленых водорослей, которые являются очень чувствительными к органическому загрязнению водной среды.

P.D. Klochenko, O.V. Manturova, I.Yu. Ivanova

Institute of Hydrobiology of the National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv

PECULIARITIES OF PHYTOPLANKTON SPECIES COMPOSITION OF SMALL RIVERS OF THE CITY OF KYIV

Literature and original data on the planktonic algae diversity in three biggest water courses of the city of Kyiv: rivers Lybid', Nivka and Vita have been summarized. Phytoplankton of the studied rivers comprises 352 species (369 species and intra-species taxa). Rivers Nivka and Vita (with natural river channel) were characterized by maximal species richness and high coefficient of floristic similarity (53.4%). Species of divisions Dinophyta, Chrysophyta and Xanthophyta, which are very sensitive to organic pollution of the aquatic environment, were poorly presented in the studied rivers.

Рекомендує до друку

Надійшла 29.09.2011

В.В. Грубінко

УДК 502.211:597.2

О.В. ФЕДОНЕНКО, І.С. ПАХОМОВА

Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара
просп. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49010

**ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ І ВІДТВОРЕННЯ ЦІННОЇ
ПРОМИСЛОВОЇ ІХТІОФАУНИ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА**

Встановлено, що динаміка загального вилову риби в Запорізькому водосховищі змінна, головним промисловим видом є плітка, популяція судака знаходиться у депресивному стані. З'ясовано, що коливання температурного режиму впливає на нерестову компанію, встановлення достатньої кількості нерестовищ покращує якість відтворення цінної промислової іхтіофауни. Виявлено негативну тенденцію до зростання частки малоцінних видів риб.

Ключові слова: водосховище, промислова іхтіофауна, динаміка, популяція, нерест, нерестовище

Відповідно до Програми розвитку рибного господарства Дніпропетровської області на 2010–2014 роки, яка затверджена обласною радою 2010 р., № 748-26/V: “В умовах економічної кризи виникає необхідність вирішення господарської проблеми шляхом підвищення ефективності виробничого процесу із залученням мінімальних матеріальних затрат. Основним шляхом розвитку рибогосподарської галузі є забезпечення максимальної продуктивності водойм за рахунок створення умов для ефективного природного відновлення існуючих рибних ресурсів і споживання надлишкових запасів кормової бази рибою, що спроможна її ефективно засвоювати” [1]. Серед водойм Дніпропетровської області найбільш вагоме народногосподарське значення має Запорізьке водосховище, яке знаходиться під впливом антропогенних факторів: забруднення пестицидами та органічними речовинами, нафтопродуктами та радіонуклідами, що відображається на динаміці промислової іхтіофауни водосховища.

Метою роботи є вивчення умов та особливостей формування і відтворення популяцій основних промислових видів риб у Запорізькому водосховищі відповідно напряму “Зариблення водойм Дніпропетровської області ресурсними і функціонально цінними видами водних живих ресурсів”, пункт 5.1 Програми “Розроблення науково-біологічних обґрунтувань зариблення” [1]. Для досягнення мети поставлені завдання: проаналізувати рибпромислову ситуацію водосховища; визначити залежність строків нересту риб від температурного фактору; дослідити ефективність використання штучних нерестовищ; встановити видовий склад та кількісні показники популяцій. Вирішення поставлених задач дозволить раціонально

використовувати рибні ресурси водосховища, розробити план заходів щодо покращення умов відтворення водних живих ресурсів.

Матеріал і методи досліджень

Іхтіологічний матеріал відбирався під час контрольних ловів у рамках виділеної квоти Державного комітету рибного господарства України “Про розподіл лімітів на квоти спеціального використання водних живих ресурсів загальнодержавного значення у 2010 році”. Контрольні лови риби проводились на двох контрольно-спостережних пунктах, які розташовані у Самарській затоці та нижній частині Запорізького водосховища (с. Військове). Для одержання достовірних даних проводились контрольні лови риб порядком ставних сіток з кроком вічка 30–150 мм, 12 шт; згідно загальноприйнятих іхтіологічних методів [2–3].

Аналіз рибпромислової ситуації на Запорізькому водосховищі проведений разом з ГУ Держрибоохорони, використані дані промислової статистики за останні тридцять років рибпромислової експлуатації Запорізького водосховища. Всі дані статистично опрацьовувались за стандартними методиками за допомогою програми Microsoft Excel.

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз промислового вилову риби показав, що перший піковий період найвищого вилову риби в Запорізькому водосховищі припадав на 1986 рік і склав 945,16 т, другий – на 1989 рік і склав 882,96 т. Протягом наступних десяти років показники по вилову риби зменшилися майже в 4 рази. Причинами падіння рибпромислових запасів були: високий рівень забруднення акваторії стічними водами комунально-побутових, промислових та сільськогосподарських підприємств, функціонування водозабірних споруд, недостатня кількість природних нерестовищ, браконьєрство. [4]

З 2002 року спостерігається підвищення загального вилову риби у водосховищі, але рівень залишається вдвічі нижчим в порівнянні з 80-ми роками. За 2002–2010 рр. загальний об’єм вилову риб в середньому складає 4731 т. Промислова рибопродуктивність Запорізького водосховища за останні роки становила 20-22 кг/га [4].

Коливання уловів можуть бути обумовлені дією кількох груп факторів: біотичних (чисельність та біомаса промислових стад риб), абіотичних (гідрометеорологічні умови промислового сезону); організаційних(кількість та характеристика знарядь лову, райони та термін лову).

У цілому, іхтіокомплекс Запорізького водосховища характеризується спрощеністю структури, двохкомпонентним домінуванням плітки та карася срібного. У промислових виловах за останні п’ять років плітка займає домінуюче положення (25 % загального вилову), що пояснюється задовільним станом промислового стада цього виду та рівномірним розподілом плітки по всій акваторії водосховища. Високий темп лінійного та вагового росту свідчить про оптимальні умови існування та трофічну забезпеченість, репродуктивні характеристики плітки стабільні. У промислових виловах 2010 року плітка як і раніше займає домінуюче положення (144,57 т, відповідно 22 % загального вилову, рис. 1). Біологічні показники плітки свідчать, що ядро популяції складають 4–5 річні особини. [4] У промислових виловах 2010 року карась займає друге місце, його об’єм склав 135,25 т (20 % загального вилову). Чисельність популяції карася поступово збільшується. На відміну від плітки, карась добре пристосувався до напружених екологічних умов.

Третє місце по вилову займає лящ, його об’єм в 2010 році склав 58,8 т (це 9 % загального вилову, рис. 1). Лящ належить до цінних промислових риб. Після максимального промислового вилучення ляща в 1987 році в кількості 73,38 т почалося падіння його уловів. З 2000 року об’єм вилову ляща поступово збільшується при збільшенні загального вилову риб і становить близько 10 %. Основу популяції ляща складають особини віком 4–5 років. [4].

Структура популяції промислово цінних видів, зокрема судака, свідчить про його критичний стан, його об'єм в 2010 році склав 10,4 т (2 % загального вилову, рис. 1). Основу промислової популяції судака складають 3–4-річні особини. Їх доля в промислових уловах досягає 74 % [4]. Популяція судака при загальному депресивному стані (протягом багатьох років), який був спричинений рядом факторів, в тому числі й екологічних. Навіть та обставина, що судак нереститься в терміни заборони на вилов, не робить позитивного впливу на підвищення чисельності. Крім того, судак у Запорізькому водосховищі гине під час частих зимових і літніх заморів. І тільки штучне відтворення і випуск молоді у водойму може підвищити його чисельність.

Об'єм промислового вилову окуня в 2010 році склав 10,36 т (2 % загального вилову, рис. 1). Вплив інтенсивного промислу на популяцію окуня оцінити досить складно, поки масштабне скорочення чисельності окуня у великому водосховищі не помітно. Відзначаються також істотні коливання щорічних обсягів виловів окуня. Аналіз даних, отриманих у результаті проведених досліджень, довів, що за морфо-фізіологічними оцінками хижих промислових риб Запорізького водосховища окуня можна відзначити як вид найбільше пристосований до умов існування у водоймі, що перебуває під постійним антропогенним пресом. [4] У весняний період 2010 року погодні умови для протікання нересту були не досить сприятливі. Значне коливання температури повітря вдень і вночі призвело до того, що вода прогрівалася повільно, тому

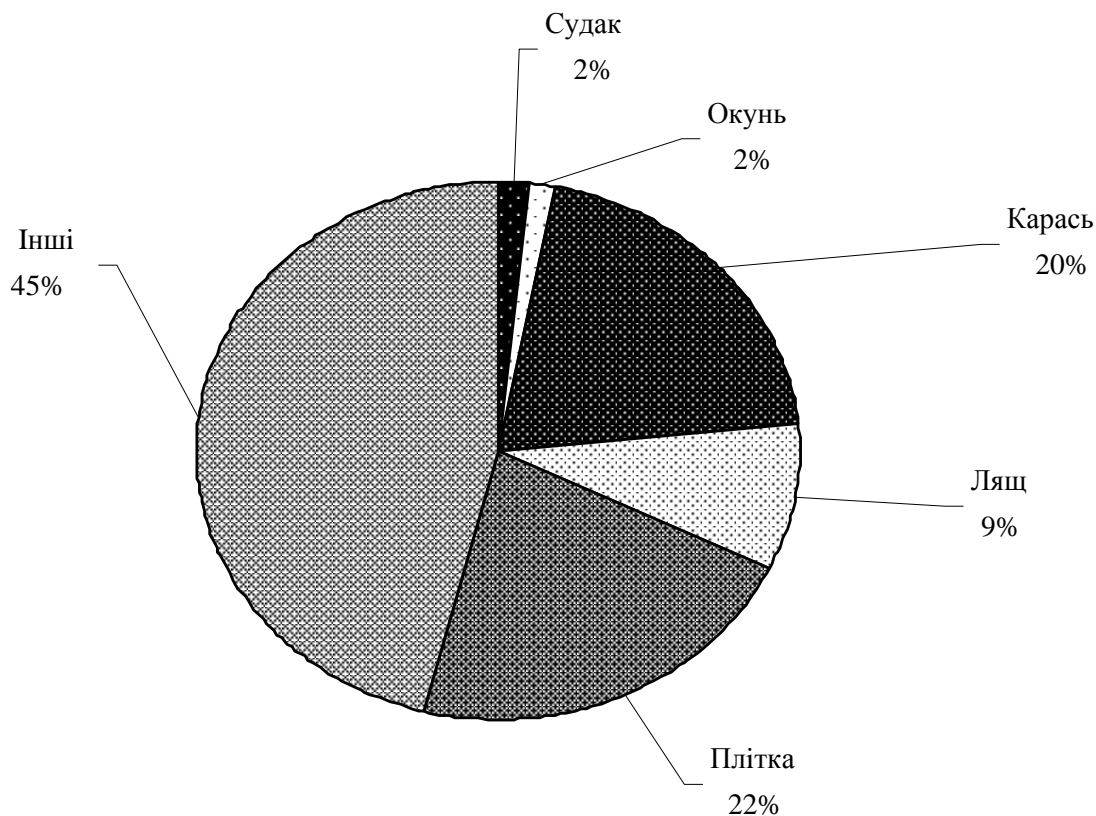


Рис. 1. Вилов риби в Запорізькому водосховищі за 2010 рік

підхід плідників до нерестовищ був поступовий, в'ялий. Як наслідок [5], нерест не мав масового характеру і був “розтягнутий у часі” (табл.1).

Від температурного режиму залежать темпи дозрівання плідників, строки нересту, тривалість інкубаційного періоду, розвиток кормової бази, метаболічні процеси і ріст риб, сезонні міграції та ін. У Запорізькому водосховищі різниця у температурі води нижньої ділянки та Самарської затоці досягає навесні 3–4 °С, що обумовляє розбіжності у строках нересту риб на 10–15 днів [5].

Таблиця 1

Строки нересту основних видів риб на нерестовищах Запорізького водосховища, 2010 р.

Вид риби	Початок нересту	Температура води, С	Наявність нересту	Температура води, С	Закінчення нересту	Температура води, С
Середня ділянка водосховища						
Плітка	28.04	10,9	01–03.05	12,7	09.05	14,1
Лящ	06.05	13,3	09–12.05	14,4	20.05	15,6
Судак	07.05	13,6	09–11.05	14,8	22.05	16,7
Короп	12.05	15,0	15.05	15,6	-	-
Самарська затока						
Плітка	06–10.04	9,8	11–13.04	12,3	20–23.04	13,9
Лящ	20.04	12,6	27–29.04	14,2	01–02.05	15,5
Судак	28.04	14,0	28–30.04	14,5	03–04.05	16,5
Короп	01.05	15,0	з 10.05	15,4	-	-

Причини погіршення стану природного відтворення більшості видів риб пов'язані як із гідроекологічними проблемами, так і з проблемами рибогосподарського плану. Насамперед, це щорічне зниження кількості виставлених штучних гнізд, а також нерегулярне і нижче планових обсягів зариблення водосховища. У 2010 р. було встановлено 4,5 тис. шт. гнізд у Запорізькому водосховищі (табл. 2), це майже у 5 разів менше у порівнянні з біологічно обгрунтованою кількістю щорічного встановлення штучних гнізд у водосховищі [5].

Таблиця 2

Відомості щодо нересту риби на штучних нерестовищах

Ділянка водосховища	Кількість штучних нерестовищ, шт.	Отримано ікри, кг	Кількість ікринок в 1 г, шт.	Отримано ікринок, млн. шт.	Вихід личинок, %	Отримано личинок, млн. шт.
Середня ділянка	4000	540	252	136,08	90	122,472
Самарсь-ка затока	500					

Відмічено, що штучні гнізда досить ефективно використовуються пліткою, лящем, коропом та судаком. Встановлення нерестових субстратів покращує якість відтворення рибних ресурсів, збільшує відсоток виживання ікри та величину виходу молоді. Відносна чисельність та біомаса цьогорічок характеризує ефективність нересту, визначає величину поповнення популяцій, є показником, за допомогою якого прогнозують рибопродуктивність водосховища [5].

Дослідження видового складу прибережних популяцій молоді риб свідчать про негативну тенденцію до зростання частки малоцінних короткоциклових видів риб, яка спостерігається останні роки у Запорізькому водосховищі. Помітне збільшення популяції короткоциклових видів риб вказує, насамперед, про недостатній прес хижаків, а також про низький рівень меліоративних ловів. Необхідно враховувати, що практично всі малоцінні види риб є зоопланктофаги, що робить їх небезпечними харчовими конкурентами для молоді цінних видів риб [5].

Висновки

1. Зміни екологічної ситуації (старіння водосховища, накопичення токсичних сполук), а також незадовільний стан нерестовищ, браконьєрство та неконтрольований аматорський лов спричинило зміни в структурі промислової іхтіофауни. Іхтіокомплекс Запорізького водосховища характеризується спрощеністю структури, двохкомпонентним домінуванням плітки та карася срібного; популяція судака знаходиться у депресивному стані.
2. Коливання температурного режиму суттєво впливає на нерестову компанію (темпи дозрівання плідників, тривалість інкубаційного періоду, розвиток кормової бази, ріст риб) та призводить до варіації строків нересту риби в Запорізькому водосховищі.

3. Встановлення штучних нерестових гнізд сприяє процесам відтворення рибних ресурсів, але в останні роки в Запорізькому водосховищі кількість штучних нерестовищ скоротилась у декілька разів проти оптимальної кількості.
4. Стан природного відтворення більшості ресурсних видів риб у Запорізькому водосховищі за показниками чисельності можна охарактеризувати як незадовільний, спостерігається негативна тенденція до зростання частки малоцінних короткоциклових видів риб.

1. Програма розвитку рибного господарства Дніпропетровської області на 2010–2014 роки.
2. Єсіпова Н.Б. Індикаторні показники екологічного стану популяцій риб [Текст] / Н.Б. Єсіпова, О.В. Федоненко // Вісник Дніпропетровського університету. – Сер.: Біологія. Екологія. – Вип. 13. – Т. 1. – Д.: ДНУ, 2005. – С. 56–60.
3. Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилову риб із великих водосховищ і лиманів України [Текст] / К.: ІРГ УААН, 1998. – 47 с.
4. Федоненко О.В. Стан промислових уловів риби в Запорізькому водосховищі [Текст] / О.В. Федоненко // Сучасні проблеми водних екосистем: тези допов. Всеукр. наук.-практ. конф., 18 жовтня 2007 р. – Дніпропетровськ, 2007. – С. 59–60.
5. Сучасний стан та умови відтворення промислової іхтіофауни Запорізького (Дніпровського) водосховища [Електронний ресурс] / О.В. Федоненко, Н.Б. Єсіпова, М.О. Маренков, І.П. Ущиповський, О.Б. Бутов. – Д.: ДНУ, 2011. – 5 с.

Е.В. Федоненко, І.С. Пахомова

Днепропетровский национальный университет им. Алеся Гончара, Украина

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ И ВОСПРОИЗВОДСТВА ЦЕННОЙ ПРОМЫСЛОВОЙ ИХТИОФАУНЫ ЗАПОРОЖСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Установлено, что динамика общего улова рыбы в Запорожском водохранилище непостоянная, главным промысловым видом является плотва, популяция судака находится в депрессивном состоянии. Выяснено, что колебание температурного режима влияет на нерестовую компанию, установка достаточного количества нерестилищ улучшает качество воспроизведения ценной промысловой ихтиофауны. Выявлена отрицательная тенденция роста доли малоценных видов рыб.

Ключевые слова: водохранилище, промысловая ихтиофауна, динамика, популяция, нерест, нерестилище

E.V. Fedonenko, I.S. Pakhomova

Dnepropetrovsk National University of Honchar, Ukraine

FEATURES OF FORMATION AND REPRODUCTION OF FISHING VALUABLE ICHTHYOFAUNA ZAPOROZHYE RESERVOIR

Is established, that in the Zaporozhye reservoir dynamics general catch a fish changeable, main trade kind is roach, the population of a pike-perch is in depressed a condition. Is found out, that the fluctuation of a temperature mode influences on the spawning company, the installation of enough spawning area improves quality of reproduction valuable trade ihtiofau. The negative tendency to increase of a part unvaluable of kinds of fishes is revealed.

Key words: reservoir, trade ihtiofau, dynamics, population, spawning, spawning area

Рекомендує до друку

Надійшла 5.10.2011

В.В. Грубінко

ЕКОЛОГІЯ

УДК 597.583.1:639.2

І.Ю. БУЗЕВИЧ, Г.О. КОТОВСЬКА, Д.С. ХРИСТЕНКО

Інститут рибного господарства НААН України
вул. Обухівська, 135, Київ, 03164

ПОПУЛЯЦІЇ ОСНОВНИХ ВИДІВ РИБ КРЕМЕНЧУЦЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В УМОВАХ СУЧАСНОГО ПРОМИСЛУ

У статті йдеться про сучасний стан іхтіопопуляцій, що підлягають промислу у Кременчуцькому водосховищі. Проаналізовано тренди змін вікової структури експлуатованих популяцій і розподіли уловів за кроком вічка в знаряддях лову. Оцінено динаміку поповнення промислових стад і формування сировинної бази промислу

Ключові слова: іхтіопопуляції, промисел, Кременчуцьке водосховище, знаряддя лову, лящ, плітка

Живі ресурси водосховищ Дніпра є стратегічним харчовим ресурсом. Більше половини загального вилову риби з зазначених водойм забезпечується за рахунок Кременчуцького водосховища, яке фактично є основним внутрішнім рибогосподарським водним об'єктом [5]. Характерною особливістю Кременчуцького водосховища є значне зменшення рибопродуктивності порівняно з періодом сталої промислової експлуатації (1986-1990 рр.) у середньому у 1,7 разів [1].

Кременчуцьке водосховище експлуатується протягом близько 50 років, що відповідає середнім показникам для дніпровських водосховищ. Як і в інших водосховищах каскаду, формування промислових стад риб у Кременчуцькому водосховищі відбувалось за рахунок іхтіофауни власне р. Дніпро, його заток, заплавних озер і інших водойм, розташованих у зоні затоплення. Під час становлення біологічного режиму водосховище не було ізольованим. Воно мало відкриту вершину, а після побудови Київської ГЕС (1965) - відрізок Дніпра від Києва до Канева з широкою затокою і з впадаючою на цій ділянці р. Десною. Крім цього, у водосховище впадають п'ять невеликих річок, тобто додаткова система розвинена в помірному ступені [5].

Одним з основних чинників антропогенного впливу на іхтіофауну Кременчуцького водосховища є організація риболовецького промислу. У зв'язку з тим, що основу ресурсної бази промислу складають аборигенні види, то оцінка стану популяцій наймасовіших представників іхтіофауни Кременчуцького водосховища в умовах посиленого промислового навантаження є найактуальнішим питанням сучасної іхтіологічної науки і становить основну мету даної роботи.

Матеріал і методи досліджень

В основу даної роботи покладені результати польових досліджень, які проводились по всій акваторії Кременчуцького водосховища протягом 2001-2011 рр. Контрольні відлови проводили набором ставних сіток з кроком вічка 30-120 мм, а також ставними неводами. Збір та аналіз польових матеріалів здійснювались за загальноприйнятими методиками [3]. Всього за зазначений період було проаналізовано 1678 сіткодів контрольних сіток, проведено масові проміри 24,6 тис. екз., відібрано на повний біологічний аналіз 2,7 тис. екз. риб різних видів. Визначення смертності проводилось за даними вікового складу та показників вилову на

зусилля контрольних сіток за різними методиками [1, 4]. Для аналізу динаміки уловів використовувались матеріали офіційної промислової статистики.

Результати досліджень та їх обговорення

Кременчуцьке водосховище стабільно посідає провідне місце серед внутрішніх водойм України як за абсолютними, так і відносними показниками промислових уловів водних живих ресурсів. Вилов основних промислових видів протягом останніх 10 років характеризується відносною стабільністю В середньому за період 2001-2010 рр. за рахунок Кременчуцького водосховища формувалось 57 % загального улову цінних об'єктів промислу, в тому числі 68 % улову ляща, 62 % улову плітки та 39 % улову судака. При цьому, рибопродуктивність Кременчуцького водосховища, яка в 2002-2006 рр. мала тенденцію до зниження (у 2006 р. вона знизилась до 16,3 кг/га), у 2009 р. зросла до 19,9 кг/га. У 2010 р. цей показник дещо знизився (за рахунок ляща та плітки) – до 19,1 кг/га, що, проте, в 1,5 разів вище, ніж у середньому по каскаду.

Розглянемо детальніше стан популяцій ляща та плітки – основних аборигенних частикових видів, які складають основи промислового вилову водосховища.

Лящ. Вилов ляща в останні 10 років характеризується значною нестабільністю, проте починаючи з 2005 р. спостерігалась чітко виражена тенденція до його збільшення, і у 2008-2009 рр. промислові улови досягли рівня 1,8 тис. т, що є найбільшим показником за останні 30 років. У 2010 р. улов ляща зменшився до 1689 т. Певною мірою це може бути пояснене зниженням технічної інтенсивності лову – річний вилов ляща на 1 умовну ставну сітку у 2009 р. склав 102 кг, тоді як у 2010 р. – 121 кг.

За даними уловів контрольного порядку сіток, віковий ряд ляща у 2011 р. складався з 20 вікових груп, граничний вік, як і в минулі роки, становив 20 років (максимальна довжина - 55 см). Основу популяції в уловах (60,0 %) формували чотири-дев'ятирічники довжиною 27-40 см, тобто у поточному році ядро популяції ляща характеризується структурними показниками, які подібні до минулорічних. Графічно варіаційний ряд ляща набуває вигляду кривої з широкою вершиною та плавним підйомом, при цьому розширення модальних груп відбувається за рахунок лівого крила варіаційного ряду. Разом з тим, частка семи-восьмирічників залишається стабільно високою (25,6 % проти 20,0 % у 2010 р.), тобто генерації 2004-2005 рр. народження, які визначали структуру модальних груп у минулі роки, зберегли свою чисельність і у поточному році. Очікуване при цьому збільшення середньовиваженого віку було скомпенсоване збільшенням частки поповнення - до 43,2 % проти 30,6 % у 2010 р., що і зумовило зниження цього показника до рівня 2008-2009 рр. Відповідно, середня маса ляща в уловах у 2011 р. знову знизилась до 0,94 кг проти 1,58 кг у 2010 р. Таким чином, відмічена у минулі роки тенденція щодо посилення інтенсивності елімінації старших вікових груп ляща зберігається і у поточному році, проте ситуація з поповненням (виходячи з питомої частки молодших вікових груп та розподілу улову за кроком вічка контрольних сіток) значно покращилась. Певні корективи в цей висновок може внести скорочений термін проведення досліджень (як зазначалось вище, найстарші особини нерестують в більш пізні терміни), проте показники абсолютного вилову на зусилля контрольного порядку однозначно свідчать про збільшення кількості молодших вікових груп.

Розподіл улову за кроком вічка контрольного порядку також свідчить про певне омолодження стада ляща. Так, якщо у 2010 р. на частку дрібновічкових сіток припадало 15,2 % загального улову (за чисельністю), то у 2011 р. цей показник зріс до 24,9 % (абсолютний вилов зазначених сіток в нижній частині водосховища збільшився в 4 рази). Слід зазначити, що контрольні лови проводились і на ділянках, які безпосередньо примикають до Сулинської затоки, де в зимовий період 2011 р. спостерігалась загибель молоді риб, важливим питанням є оцінка наслідків цієї загибелі в контексті поповнення промислових стад за рахунок молоді, яка сформувалась на нерестовищах затоки. Враховуючи, що основною віковою групою, яку складали загиблі особини ляща, були річники, то їх відносна чисельність достатньо коректно може бути оцінена за уловом сіток з $a=30$ мм (середня довжина річників ляща в Кременчуцькому водосховищі становить 14,3 см, а середня довжина ляща в уловах сіток з $a=30$ мм у 2011 р. склала 14,8 см). Для порівняння нами використані дані за минулий рік, а також за

2009 р., який характеризувався найвищими показниками вилову ляща контрольними сітками за останні 10 років. Оскільки протягом 2009-2011 рр. лов проводився в одних районах, отримані дані можна вважати репрезентативними для порівняльного аналізу. Абсолютний вилов на зусилля сіток з кроком вічка 30 мм у 2009 р. склав 1352 екз. (12,8 % від загального), у 2010 р. – 60 екз (2,2 %), у 2011 р. - 870 екз. (6,4 % від загального). Таким чином, як абсолютна, так і відносна чисельність молодших вікових груп ляща в контрольних уловах 2011 р. не дає підстави стверджувати про суттєвий негативний вплив, який спричинила загибель риби в Сулинській затоці на поповнення промислового стада ляща на основному плесі Кременчуцького водосховища.

Певна стабільність структури промислового ядра популяції зумовила, що, як і у минулому році, найбільш уловистими для ляща були сітки з кроком вічка 75-90 мм, на частку яких у 2011 р. припадало 33,3 % за чисельністю та 45,8 % за іхтіомасою (у 2010 р. ці показники становили відповідно 30,7 та 43,6 %. Проте, якщо у минулому році найбільш оптимальні для ляща Кременчуцького водосховища сітки з кроком вічка 80-100 мм забезпечували 40,3 % загальної маси улову, то у поточному році цей показник знизився до 32,0 % (хоч в абсолютному вираженні він навіть дещо зріс). Вилов ляща сітками з $a=60-70$ мм, тобто генерацій, які будуть формувати основу промислу у 2011 р. склав 22,4 % за чисельністю та 22,2 % за масою, що дещо менше, ніж необхідно для здійснення сталого ошадливого (з точки зору розподілу промислового навантаження за розмірно-віковими групами) вилучення. В цілому якісні та кількісні показники уловів на зусилля контрольних сіток свідчать про раціональний облов сформованої сировинної бази ляща протягом останніх років, тобто умови формування іхтіомаси та перспективи промислу у 2012 р. можуть бути оцінені як задовільні.

Загальний вилов ляща на 100 сіткодів контрольного порядку у 2011 р. суттєво коливався за окремими КСП і в середньому склав 6549 екз. (6123 кг), що значно більше, ніж у 2010 р. - 2707 екз (4289 кг) і наближається до рівня 2008 р.

Розмірно-вагові показники ляща Кременчуцького водосховища стабільно високі, середня вгодованість за Фультоном найбільш продуктивних вікових груп коливалась від 2,17 до 2,60, тобто умови нагулу можуть бути оцінені як стабільні та задовільні, а кормова база не є лімітуючим фактором у формуванні промислового запасу цього виду. У 2011 р. показники, які характеризують стан та експлуатацію запасів ляща Кременчуцького водосховища становили: К заг. см – 32,9 %; К прир. см – 14,2; Квилову – 18,8 %.

Враховуючи біологічний стан популяції ляща, з урахуванням подальшого обмеження застосування сіток з $a=70$ мм масштабних загрозливих ситуацій і коливань промислового вилову цього виду не планується.

Судак. Улови судака Кременчуцького водосховища за останні 10 років відрізнялись значною нестабільністю – з 141 т у 2001 р. до 38 т у 2006 р. Надалі улови судака почали поступово зростати і в 2009-2010 рр. досягли рівня 79-82 т.

Структурні показники популяції судака в уловах 2011 р. характеризуються показниками, подібними до минулорічних. Граничний вік залишається на достатньо високому рівні – 12 років (особина довжиною 77 см), проте в уловах не відмічені одинадцятирічники. Частка цієї генерації у 2010 р. становила 0,8 %, що для старших вікових груп є достатньо високим показником. Таким чином, якщо не враховувати можливий вплив скороченого терміну робіт, це може свідчити про високий ступінь елімінації старших вікових груп даного виду. На це вказує і суттєве зменшення частки старших вікових груп у 2011 р. – до 4,1 % проти 7,9 % у 2010 р. Разом з тим, на відміну від минулих років, у 2011 р. в уловах відмічені річники судака, тобто кількість вікових груп залишилась незмінною. Основу популяції судака (71,0 %) в уловах 2011 р. склали три-п'ятирічки довжиною 34-53 см, тобто модальний ряд продовжує розширюватися. В основному це відбувається за рахунок потужної генерації 2006 р. народження, вплив якої на вікову структуру популяції судака простежується протягом останніх 5 років. При цьому варіаційний ряд судака набув вигляду кривої з достатньо широкою вершиною та різким спадом, який припадає на 5-6 річників, при цьому частка наступної вікової групи зменшується у 3,6 разів (у 2010 р. цей показник дорівнював 1,9). Частка поповнення залишилась на минулорічному рівні 35,4 % проти 36,4 %, що, поряд зі скороченням частки

старших вікових груп, є чинником зниження середньовиваженого віку популяції. Проте збільшення частки п'ятирічників знівелювало цей вплив, тому середньовиважений вік в уловах 2010 р. залишився практично незмінним – 4,3 років. Таким чином, висновок про достатньо інтенсивну елімінацію середніх вікових груп, внаслідок чого вікову структуру визначає насамперед поповнення, у поточному році підтвердження не знаходить.

Розподіл улову судака за кроком вічка контрольного порядку сіток у 2011 р. (за масою) графічно наближається до параболи, з максимумом, який припадає на $a=55$ мм. На частку дозволених для промислу дрібновічкових сіток ($a=36-50$ мм) припадає 40,0 % загальної кількості та 22,8 % загальної маси виловлених особин; для крупновічкових сіток ($a=75$ мм і вище) ці показники становлять 17,1 та 36,8 % відповідно. При цьому якщо у минулому році максимальний питомих вилов забезпечувався сітками з $a=50-55$ мм, на частку яких припало 74,5 % загального вилову контрольним порядком за чисельністю та 74,7 % - за масою, то у поточному році, розподіл уловів за кроком вічка був більш рівномірним, що і зумовило зниження цих показників до 32,0 % та 23,9 %. Сумарний питомих вилов сіток, які обловлюють генерації, придатні для раціонального промислу у 2012 р. становив 38,9 % (за масою), що враховуючи показники абсолютного вилову на зусилля контрольного порядку свідчить про сприятливі перспективи промислу цього виду у 2012 р. (особливо якщо протягом 2011 р. буде збережене п'ятирічне покоління).

Загальний вилов судака на зусилля контрольного порядку у 2011 р. знову підвищився до середньо багаторічного рівня - до 383 екз (638 кг) проти 83 екз (145 кг), причому збільшення кількісних показників уловів простежується практично для всього набору кроку вічка.

Темп лінійного і вагового росту залишається найвищим по каскаду і свідчить про сприятливі умови нагулу даного виду. У 2011 р. показники, які характеризують стан та експлуатацію запасів судака Кременчуцького водосховища становили: К заг. см – 42,3 %; К прир. см – 23,4; Квилову – 18,9 %. Враховуючи наявність залишку середніх вікових груп, які будуть доступні для промислу в 2012 р., прогноз значних коливань вилову судака не буде. Недостатнє освоєння промислом лімітів цього виду має більш організаційні, ніж біологічні передумови.

Плітка. Вилов плітки в останні 15 років характеризувався значною нестабільністю, з різким зниженням у 2002 р. Надалі спостерігалась певна стабілізація цього показника на рівні 1,4-1,6 тис. тонн, зокрема, у 2010 р. він становив 1508 т.

Популяція плітки Кременчуцького водосховища в контрольних уловах 2011 р. була представлена 16 віковими групами, граничний вік становив 17 років (максимальна довжина в уловах – 40 см), тобто віковий ряд у порівнянні з минулими роком помітно скоротився. Основу популяції в уловах 2011 р. (67,2 %) складали трьох-п'ятирічники, довжиною 15-24 см, тобто структура модального ряду залишається стабільною. Разом з тим, у 2011 р. відмічається зростання частки молодших вікових груп – до 28,0 %; частка старших вікових груп (в основному за рахунок одинадцятирічників) також суттєво зросла – до 12,5 %, тобто варіаційний ряд плітки в уловах 2011 р. зберігає вигляд кривої з гострою вершиною та достатньо плавним спадом. Збільшення частки дво- трирічників зумовило зниження середньовиваженого віку до 4,7 років проти 5,6 років у 2010 р., що, враховуючи суттєве зростання вилову на зусилля контрольного порядку, свідчить про збільшення поповнення чисельним генераціями.

Омолодження популяції плітки зумовило перерозподіл уловів за кором вічка контрольних сіток. Як за чисельністю (85,9 % від загальної), так і масою (65,2 %) основний улов припадав на сітки з кроком вічка 30-36 мм (на частку сіток з $a=30$ мм припало 56,3 % загальної кількості виловленої плітки). Питомих вилов сіток $a=40-50$ мм, які є найбільш раціональними для промислу цього виду в Кременчуцькому водосховищі у порівнянні з минулими роком знизилась з 62,0 % до 25,4 % (в абсолютному вираженні - 1,5 рази), тобто вплив недостатнього поповнення, яке відмічалось у минулому році, відмічається і у поточному році. Разом з тим, високі улови сіток з $a=36-40$ мм (у 2011 р. на їх частку припало відповідно 34,3 та 36,8 % загальної чисельності і маси улову), свідчать що на 2012 р. буде сформований достатній запас для ефективного промислу середніх та старших вікових груп плітки. Вилов

плітки крупновічковими сітками залишається стабільно низьким, тобто основне вилучення цього виду слід здійснювати по досягненні 6-7 річного віку, на які припадає пік кульмінації іхтіомаси.

Загальний улов плітки на 100 сіткодів контрольного порядку сіток у 2011 р. різко зріс і склав 11738 екз (2362 кг), при цьому середня маса в уловах зменшилась більш, ніж у 2 рази.

Аналіз біологічних показників популяції плітки свідчить про сприятливі умови існування цього виду в Кременчуцькому водосховищі. Коефіцієнти вгодованості плітки зберігаються на високому рівні – в середньому за найбільш масовими віковими групами: 2,18-2,69 (за Фультонном). Показники, які характеризують стан та експлуатацію її запасів становили: К заг. см – 35,6 %; К прир. см – 13,6; Квилову – 22,0 %.

Висновки

Біологічний стан популяцій основних промислових видів риб Кременчуцького водосховища в останні роки свідчить про відсутність кризових ситуацій, сталий напружений стан спостерігається тільки для плітки. Разом з тим, у водоймі збільшилась чисельність та іхтіомаса сріблястого карася, який може стати основним дрібночастиковим об'єктом лову. Для цього на ділянках його концентрації слід широко застосовувати заборонені нині сітки з кроком вічка 52-60 мм. Паралельно слід ввести обмеження на використання сіток, які обловлюють молодші вікові групи найбільш цінних у промисловому відношенні видів.

1. *Зыков Л.А.* Метод оценки коэффициентов естественной смертности, дифференцированных по возрасту рыб / *Л.А. Зыков* // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ. – 1986. – Вып. 243. – С. 14–22.
2. *Котовська Г.О.* Регулювання промислу засноване на концепції репродуктивної мінливості популяції на прикладі масових видів риб Кременчуцького водосховища / *Г.О. Котовська, Д.С. Христенко* // Рибне господарство. – К.: Аграрна наука, 2009. – Вип. 67.- С. 112–117.
3. *Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України.* – К., ІРГ УААН. – 1998. – 47 с.
4. *Методические рекомендации по использованию кадастровой информации для разработки прогнозов уловов рыбы во внутренних водоемах.* Часть 1. М., 1990. – 54 с.
5. *Озінковська С.П.* Динаміка вилову основних промислових видів риб на Кременчуцькому та Каховському водосховищах / *С.П. Озінковська, Д.С. Христенко Г.О. Котовська* // Науковий вісник НАУ – К., 2006. – № 102. – С.61–67.

И.Ю. Бузевич, А.А. Котовская, Д.С. Христенко
Институт рыбного хозяйства НААН Украины, Киев

ПОПУЛЯЦИИ ОСНОВНЫХ ВИДОВ РЫБ КРЕМЕНЧУГСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В УСЛОВИЯХ СОВРЕМЕННОГО ПРОМЫСЛА

Статья посвящена анализу современного биологического состояния ихтиопопуляций, на которых базируется промысел на Кременчугском водохранилище. Проанализированы тренды изменений возрастной структуры эксплуатируемых популяций и распределения уловов по шагу ячеи в орудиях лова. Оценена динамика пополнения промысловых стад и формирования сырьевой базы промысла.

Ключевые слова: ихтиопопуляции, промысел, Кременчугское водохранилище, орудия лова, лец, плотва

I.JU. Buzevitch, G.O. Kotovs'ka, D.S. Khrystenko
Institute of Fisheries of NAAS of Ukraine, Kyiv

POPULATIONS OF THE MAIN FISH SPECIES OF THE KREMENCHUK RESERVOIR IN CONDITIONS OF THE MODERN COMMERCIAL FISHERY.

The article is devoted to examination of the current biological state of fish ichthyopopulations, which consist the base of commercial harvest in the Kremenchuk reservoir. There are analyzed basic trends, which characterize the change of age structure of exploited populations and repartition of catches by

mesh size in fishing gears. There are assessed dynamics of commercial stocks recruitment and formation of fish base for commercial harvest.

Key words: ichthyopopulations, commercial harvest, Kremenchuk reservoir, fishing gears, bream, roach.

Рекомендує до друку
В.В. Грубінко

Надійшла 12.10.2011

УДК 639.4:591.69:504(477.52)

О.П. ЖИТОВА¹, О.М. ЄМЕЦЬ²

¹Житомирський національний агроекологічний університет
Старий бульвар, 7, Житомир, 10008

²Сумський національний аграрний університет
вул. Кірова, 160, Суми, 40021

ЕКОЛОГО – ПАРАЗИТОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОЙМ СУМСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Наведено ландшафтну – біотопічний опис водойм Сумської області. Досліджено гідрохімічні показники води з обстежених водойм. Встановлено якісний склад трематодофауни моллюсків обстежених водойм. У моллюсків водойм виявлено 11 видів церкарій, 7 видів метацеркарій та 2 види церкарієумів.

Ключові слова: партеніти, церкарії, трематоди, моллюски

Всебічні дослідження трематодофауни прісноводних моллюсків не втрачають своєї актуальності в екологічній і фауністичній паразитології. Вивчення личинок трематод з моллюсків із різних ландшафтних – географічних зон має практичне значення, тому що дасть можливість не тільки з'ясувати паразитологічну ситуацію в водоймах певних регіонів, а й вдосконалити методи боротьби з небезпечними трематодозами.

Дана робота є частиною комплексних досліджень трематодофауни моллюсків Українського Полісся та суміжних з ним територій.

Мета нашої роботи полягала в вивченні трематодофауни моллюсків водойм Сумщини. Робота представляє практичний і науковий інтерес, оскільки дослідження фауни партеніт і личинок трематод на даній території мають характер давності та носять фрагментарний характер.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для роботи слугували збори моллюсків у червні – серпні 2010р. з річок Псел, Сейм та ставка Сумирибгосп. Зібрано 778 екз. моллюсків, які належать до 6 видів. Визначення видової приналежності особин здійснювали за конхологічними ознаками [1, 8]. Щільність поселення моллюсків визначали шляхом накладання рамок в 1м². Гідрохімічний аналіз води здійснювали за загальнопринятими методами [7]. Видову приналежність рослин встановлювали за визначником [6]. Паразитологічні дослідження проводили за роботами В.І Здуна [4], В.Є Сударікова [5], М.І Черногоренко [9], А.Фалтінкової [10]. Визначення вмісту ¹³⁷Cs у донних відкладах, водоростях, моллюсках та воді проводили на гамма-спектрометрі АК-01С (держпівірка від 20.10.2004р.; 20.10.2006р.; 2.04.2008р., виданий Д.П. Київоблстандартметрологія).

Результати досліджень та їх обговорення

До гідрографічної сітки Сумської області входять річки Псел та Сейм. Протяжність р.Псел та р.Сейм в межах області становить 176км і 167км, відповідно.

Річка Псел є лівою притокою Дніпра та впадає в Дніпродзержинське водосховище. Річка бере початок з джерела на західних схилах Середньоросійської височини. Річище звивисте та розгалужене. Схили берегів асиметричні. Структура берегів - природна, правий берег крутий, лівий пологий. В межах берегів р.Псел серед дерев домінує сосна звичайна (*Pinus sylvestris L.*), верба біла (*Salix alba L.*), досить часто зустрічаються кущі малини (*Rubus idaeus L.*). З водної рослинності в річці та її заплаві переважають роголісник занурений (*Ceratophyllum demersum L.*), глечики жовті (*Nyphar lutea (L.) Smith.*), спіродела багатокоренева (*Spirodella polyrrhisa (L.) Schleid*), айр звичайний (*Acorus calamus L.*), рогіз широколистий (*Typha latifolia L.*), жабурник звичайний (*Hydrocharis morsus ranae L.*), нитчасті водорості. Ширина річки в місцях досліджень становить 25 – 30, затоки – 3,0 – 4,0м. Глибина річки 1 – 7, заплави – 1,0 – 1,5м. Швидкість течії 0,5 – 0,7 м/с. Дно річки в місцях досліджень утворене замуленими дерново – підзолистими ґрунтами. В заплаві дно грузьке, вкрито чорним мулом. Водовикористання - рекреація, випас тварин. Видимої загибелі водних організмів не відмічено. Гідрохімічні показники аналізу води наведено в табл.1. За результатами спектрометричних досліджень в місцях збору молюсків вміст ¹³⁷Cs у донних відкладах р.Псел становив 3,6 та 7,8Бк/кг, у водоростях – 10,5 та 14,0, в молюсках – 20,4 та 16,8 Бк/кг, у воді до 2 Бк/л. Відповідно, в заплаві річки вміст радіоцезію в донних відкладах складав 13,2Бк/кг, у водоростях – 12,9, в молюсках – 17,3 Бк/кг, у воді менше 2 Бк/л. Малакофауна р.Псел та її заплави представлена *Planorbis planorbis* (Linne,1758), *Viviparus (Viviparus) viviparus* (Linnaeus,1758) *Bithynia (Bithynia) tentaculata* (Linne,1758), *Opisthorchophorus inflatus* (Hansen,1845), *Lymnaea (Lymnaea) stagnalis* (Linne,1758), *L.(Peregriana) ovate* (Draparnaud,1805). Показники щільності поселення р.Псел та її заплави наведено в табл. 2 і 3.

Лівою і найбільшою притокою Десни є р.Сейм, яка бере початок в Курській області та протікає через Придніпровську низовину. Русло р.Сейм звивисте. Структура берегів природна. Правий берег високий, стрімкий, лівий пологий, вкриті трав'яною рослинністю.

Таблиця 1

Гідрохімічна характеристика води водойм Сумської області

Показники	р. Псел, с. Ворожба, Лебедин- ський р – н.	заплава р. Псел, с. Ворожба, Лебедин- ський р – н.	р. Псел, с. Баранівка, Сумський р – н.	Став ВАТ Сумирибгосп	р. Сейм с.Камень, Кролевець- кий р –н.
	червень 2010				серпень 2010
рН	7,47	7,36	7,33	8,33	6,8
Прозорість (см)	22,0	24,0	27,0	26,0	30
Осад	мізерний	мізерний	мізерний	мізерний	мізерний
Кольоро- вість (град)	35	35	35	35	
Запах а) інтенсив- ність (балах) б) характер	5 річковий	5 річковий	5 річковий	5 річковий	5 річковий
Сухий залишок (мг/ дм ³)	406	412	398	355	341
Хлориди (мг/ дм ³)	24,1	25,6	18,5	14,2	18,5
Сульфати (мг/ дм ³)	84,0	62,7	48,6	42,2	30,7
Фосфати (мг/ дм ³)	1,76	1,36	0,86	0,37	0,94

ЕКОЛОГІЯ

Продовження таблиці 1					
Азот амонійний (мг/ дм ³)	0,93	0,94	0,65	0,88	0,98
Нітрити (мг/ дм ³)	0,40	0,28	0,04	0,08	0,10
Нітрати (мг/ дм ³)	1,45	0,95	1,35	1,80	2,5
Завислі речовини (мг/ дм ³)	8,3	6,3	5,8	6,0	5,8
Залізо загальне (мг/ дм ³)	0,35	0,45	0,37	0,41	0,36
Жорсткість (мг- екв/дм ³)	6,4	6,5	6,7	6,4	5,0
Магній (мг/ дм ³)	20,7	22,0	24,4	34,1	18,3
Кальцій (мг/ дм ³)	94,0	94	94	72	70
Лужність (мг- екв/дм ³)	5,2	5,4	5,4	3,4	3,4
Кисень розчинний (мгО ₂ /дм ³)	9,0	6,9	10,3	7,2	8,9
ХСК (мгО ₂ /дм ³)	32,5	52,3	24,4	48,2	32,0
БСК ₅ (мгО ₂ /дм ³)	3,76	3,76	2,80	6,24	3,64

Примітки: ХСК – хімічне споживання кисню; БСК₅ - біологічне споживання кисню

В межах берегів серед вищої рослинності зустрічаються сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), ялина європейська (*Picea abies* (L.) Karsten), граб звичайний (*Caprinus betulus* L.), береза бородавчата (*Betula pendula* Roth.), дуб звичайний (*Ouercus robur* L.). З водної рослинності зустрічаються елодея канадська (*Elodea canadensis* Michx.), водяний різак алоеvidний (*Stratiotes aloides* L.), нитчасті водорості. Ширина річки в місцях дослідження сягає 25 – 30м, глибина від 0,5 до 9м.

Таблиця 2

Параметри мінімального та максимального значень щільності поселення прісноводних молюсків(екз/м²) р. Псел та її заплави

Вид молюсків	р. Псел	заплава р. Псел	р. Сейм	став
	N _{min} - N _{max}			
<i>L. stagnalis</i>	1 - 3	1 - 3	-	25 - 28
<i>L. ovata</i>	1 - 2	1 - 2	1 - 2	-
<i>P. planorbis</i>	-	2 - 3	-	14 - 17
<i>V. viviparus</i>	19 – 25	3 - 5	20 - 25	-
<i>O. inflatus</i>	-	1 - 1	-	-
<i>B. tentaculata</i>	2 - 5	2 - 3	3 - 5	-

В місцях збору молюсків глибина річки становила 0,5 – 1м, швидкість течії 0,5 – 0,6 м/с. Дно річки пісчане, вкрите мулом. Водовикористання - рекреація, випас тварин. Видимої загибелі водних організмів нами не відмічено. Гідрохімічні показники води з р. Сейм наведено в табл.1. Нами встановлено, що вміст ¹³⁷Cs в донних відкладах на час досліджень сягав 14,9Бк/кг, у водоростях 19,3, в молюсках 18,7 Бк/кг, у воді до 2Бк/л.

Видовий склад молюсків представлений *V. (V.) viviparus*, *B.(B.) tentaculata* та *L.(P.) ovata*. Показники щільності поселення молюсків представлено в табл. 2 і 3.

В результаті досліджень у молюсків з р.Псел виявлено 5 видів личинок трематод із 5 – и родин: Echinostomatidae (*Neoacanthoparyphium echinatoides* (Fillipi)), Plagiorchiidae (*Haplometra cylindracea* (Zeder)), Notocotylidae (*Catatropis verrucosa* (Froelich)), Prosthogonimidae (*Prosthogonimus cuneatus* (Rudolphi)), Lecithodendriidae (*Pleurogenes medians* (Ollsson)). Було виявлено 4 види метацеркарій з 2 – х родин: Echinostomatidae (*Hypoderaeum conoideum* (Bloch.)), *Echinostoma revolutum* (Frohl.), *Echinostoma chloropodis* (Zeder)), Pleurogenidae (*Lecithodollfusia arenula* (Creplin)).

Таблиця 3

Показники середньої (\bar{N}_{cp}) щільності поселення прісноводних молюсків (екз/м²) р.Псел та її заплави ($M \pm m$; n=5)

Вид молюсків	р.Псел	заплава р.Псел	р.Сейм	став
<i>L. stagnalis</i>	1,20±0,49	2,0±0,32	-	25,8±0,58
<i>L. ovata</i>	1,0±0,32	1,20±0,2	1,60±0,24	-
<i>P. planorbis</i>	-	2,4±0,24	-	15,2±0,49
<i>V. viviparus</i>	22,0±1,26	5,00±0,63	22,80±0,80	-
<i>O. inflatus</i>	-	0,80±0,2	-	-
<i>B. tentaculata</i>	3,60±0,60	2,60±0,24	4,20±0,49	-

Церкарії ехіностоматід *N. echinatoides* було виявлено в молюсках *V.(V.) viviparus* (ЕІ – 2,0%). Личинками плагіорхід *H. cylindracea* були заражені молюски *L.(L.) stagnalis* (5,26%). Церкарії нотокотилід, *C. verrucosa*, виявлено в *B.(B.) tentaculata* (0,98%). Крім зазначеного виду церкарій, у бітіній виявлено личинки *P. medians* (0,82%) та *P. cuneatus* (0,98%). Вид *P. cuneatus* є одним із найбільш патогенних видів роду *Prosthogonimus*, сисуні якого є збудниками тяжкого захворювання кур – простогонімоза. Метацеркарії трематод було виявлено в усіх досліджених молюсках. Домінуючими по числу видів були метацеркарії ехіностом. Так, зараженість лімнеїд метацеркаріями *E. revolutum* становила 5,65%. У *V.(V.) viviparus* було виявлено метацеркарії *H. conoideum*. Екстенсивність зараження особин метацеркаріями складала 1,0%. Метацеркарії *E. chloropodis* виявлено у *B.(B.) tentaculata*. Екстенсивність інвазії молюсків метацеркаріями становила 0,82%. Зокрема, у *B.(B.) tentaculata* виявлено також метацеркарії *L. arenula*, екстенсивність інвазії особин складала 1,64%. Середня екстенсивність інвазії молюсків р.Псел становила 9,12 ± 2,97%.

У заплаві р.Псел видовий склад трематодофауни молюсків також представлений 5 видами личинок трематод із 3 родин: Echinostomatidae (*Echinoparyphium aconiatum* (Dietz), *N. echinatoides*), Plagiorchiidae (*Plagiorchis elegans* (Rudolfi), *Skrjabinoeces similes* (Looss)), Opisthorchiidae (*Opisthorchis felinus* (Riv.) Branch)). Зокрема, виявлено 1 вид метацеркарії з родини Cyathocotylidae (*Cyathocotyle bithyniae* (Sudaricov)) та 1 вид церкарієума *Palaeorchis* sp. Церкарії плагіорхід були домінуючими по числу виявлених видів і по кількості проміжних хазяїв. Екстенсивність інвазії молюсків *L.(L.) stagnalis* та *P. planorbis* церкаріями плагіорхід становила 2,17% та 2,0%. Церкаріями ехіностоматід були заражені *L.(L.) stagnalis* та *V.(V.) viviparus*. Екстенсивність інвазії молюсків личинками ехіностоматід становила 2,17% та 3,70%, відповідно.

Встановлено зараженість молюсків *O. inflatus* церкаріями *O. felinus* (5,55%). Вид *O. felinus* є збудником одного з небезпечних гельмінтозів – опісторхозу. Молюски *B.(B.) tentaculata* крім виявлених у них спороцист *Xiphidiocercariae* sp. (4,84%) та метацеркарій *Cyathocotyle bithyniae* (Sudaricov) (1,67%) були заражені церкарієумом *Palaeorchis* sp. (8,06%). Було зафіксовано 1 випадок змішаної інвазії, спороцисти *Xiphidiocercariae* sp. та метацеркарії *C. bithyniae* (1,61%). Екстенсивність інвазії молюсків у р.Псел та її заплаві наведено в табл.4. Середня екстенсивність інвазії молюсків р.Псел становила 9,12±1,67%, у заплаві – 9,42±1,87%.

Лівою і найбільшою притокою Десни є р. Сейм, яка бере початок в Курській області та протікає через Придніпровську низовину. Русло р. Сейм звивисте. Структура берегів природна. Правий берег високий, стрімкий, лівий пологіий, вкриті трав'яною рослинністю. В межах берегів серед вищої рослинності зустрічаються сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), ялина європейська (*Picea abies* (L.) Karsten), граб звичайний (*Caprinus betulus* L.), береза бородавчаста (*Betula pendula* Roth.), дуб звичайний (*Ouercus robur* L.). З водної рослинності зустрічаються елодея

канадська (*Eloдея canadensis* Michx.), водяний різак алоевидний (*Stratiotes aloides* L.), нитчасті водорості. Ширина річки в місцях дослідження сягає 25 – 30м, глибина від 0,5 до 9,0м. В місцях збору молюсків глибина річки становила 0,5 – 1,0м швидкість течії 0,5 – 0,6м/с. Дно річки пісчане, вкрите мулом. Водовикористання - рекреація, випас тварин. Видимої загибелі водних організмів нами не відмічено. Гідрохімічні показники води з р.Сейм наведено в табл.1. Нами встановлено, що вміст ¹³⁷Cs в донних відкладах на час досліджень сягав 14,9 Бк/кг, у водоростях 19,3, в молюсках 18,7 Бк/кг, у воді до 2Бк/л. Видовий склад молюсків представлений *V.(V.) viviparus*, *B.(B.) tentaculata* та *L.(P.) ovata*. Показники щільності поселення молюсків представлено в табл.2 і 3.

У молюсків р.Сейм виявлено 4 вида церкарій з 3 – х родин: Echinostomatidae (*N. echinatoides*), Notocotylidae (*C. verrucosa*), Psilostomatidae (*Psilotrema spiculigerum* Muhling), Lecithodendriidae (*P. medians*). Було виявлено також 3 вида метацеркарій з 1 – ї родини: Echinostomatidae (*N. echinatoides*, *Echinoparyphium recurvatum* (Linst.) та *Hypoderaeum conoideum* (Bloch.)). Найбільш чисельним видом церкарій виявленим у *B. (B.) tentaculata* був *P. medians*. Екстенсивність зараження *B.(B.) tentaculata* партенітами і личинками *P. medians* складала 44,74% від усіх досліджених молюсків. Зараження партенітами і личинками *C. verrucosa* та *P. spiculigerum* бітіній становила 2,0% та 2,0%, відповідно. Крім церкарій у *B.(B.) tentaculata* виявлено метацеркарії *E. recurvatum* (15,79%) та *H.conoideum* (2,63%). Нами було відмічено 2 випадки спороцисти *Xiphidiocercariae* sp. та метацеркарії *E. recurvatum* (5,26%). Екстенсивність інвазії молюсків р.Сейм церкаріями і метацеркаріями трематод наведено в табл.4. У *V.(V.)viviparus* було виявлено церкарії та метацеркарії *N. echinatoides*. Екстенсивність зараження ними молюсків становила 2,0% та 2,0%. Відповідно в *L.(P.) ovata* виявлено лише метацеркарії *H.conoideum*. Екстенсивність інвазії молюсків метацеркаріями становила 4,0%. Середня зараженість молюсків р.Сейм складала 26,13±4,17%.

Нами досліджено трематодофауну молюсків одного з найбільших ставів господарства ВАТ Сумирибгосп. Став має площу понад 1,1га. Структура берега – земляна. В межах берегів знаходяться горобина звичайна (*Sorbus aucuparia* L.), липа серцелиста (*Tilia cordata* Mill.), верба біла (*Salix alba* L.). З водної рослинності переважають роголисник занурений (*Ceratophyllum demersum* L.), нитчасті водорості. Глибина става біля 2 – 4м. Дно водойми вкрите чорним мулом. Водовикористання – розведення риби, рекреація. Видимого забруднення водних організмів не відмічено. Результати хімічного аналізу води става наведено в табл.1.

Вміст ¹³⁷Cs в донних відкладах водойми становить 12,8 Бк/кг, у водоростях – 10,4 Бк/кг, в організмі молюсків – 15,1, у воді – менше 2 Бк/л.

З молюсків у ставу було виявлено лише 2 види: *L.(L.) stagnalis* та *P. planorbis*. Щільність поселення молюсків у водоймі представлено в табл.2 та 3.

У *P.planorbis* було виявлено церкаріеум родини Monorchidae (*Asymphylogora* sp.). Зараженість церкаріеумом молюсків становила 1,33%. При дослідженні *L. (L.) stagnalis* встановлено зараженість особин 2 видами церкарій з 2-х родин: Plagiorchidae (*Opisthioglyphe ranae* (Froel.) та Diplostomatidae (*Diplostomum spathaceum* (Rud.)). Екстенсивність інвазії молюсків партенітами і церкаріями трематод становила 2,0 та 2,0%, відповідно. Середня екстенсивність інвазії молюсків става становила 2,4±1,30%. Отримані результати свідчать, що домінували в інвазії церкарії плагіорхід, а в інвазії метацеркаріями – ехіностоматиди. Найбільшу роль у життєвих циклах трематод у досліджених водоймах відіграє молюск *B.(B.) tentaculata* (табл.4).

За його участю реалізуються 10 життєвих циклів трематод. Дещо меншу роль відіграє *L.(L.) stagnalis*. На стадії церкарій та метацеркарій в ньому зареєстровано 5 видів трематод. Для виявлених видів трематод дефінітивними хазяями є риби, амфібії, птахи та савці.

У ході досліджень нами було виявлено спільне паразитування олігохет *Chaetogaster limnaei* K. von Baer, 1927 (Oligochaeta, Naididae) із спороцистами, церкаріями (3 види) і метацеркаріями (5 видів) у *B.(B.) tentaculata* (30 випадків). Екстенсивність інвазії молюсків паразитичними олігохетами становить 13,86%, інтенсивність - 1 – 7екз. Спільне паразитування олігохет із метацеркаріями зафіксовано в 9 випадках, із спороцистами та церкаріями трематод

у 6 випадках. У інших видів молюсків із обстежених водойм нами не зафіксовано паразитування олігохет.

Таблиця 4

Екстенсивність інвазії личинками трематод молюсків водойм Сумської обл.

Місце збору	Вид молюска	EI, %, M±m		Число видів личинок (метацеркарій)
		церкарії	метацеркарії	
р. Псел, с. Ворожба, Лебединський р- н.	<i>L.(L.) stagnalis</i>	-	3,23±3,17	0(1)
	<i>L.(P.) ovata</i>	-	4,55±4,44	0(1)
	<i>B.(B.) tentaculata</i>	-	5,0±4,87	0(1)
р. Псел, с. Баранівка, Сумський р – н.	<i>L.(L.) stagnalis</i>	5,0±4,87	-	1(0)
	<i>B.(B.) tentaculata</i>	3,92±1,92	4,90±2,14	5(2)
	<i>V.(V.) viviparus</i>	1,0±0,99	7,0±2,55	1(2)
заплава р. Псел с. Ворожба, Лебединський р- н.	<i>L.(L.) stagnalis</i>	6,52±4,16	-	2(0)
	<i>L.(P.) ovata</i>	-	4,35±4,25	0(1)
	<i>P. planorbis</i>	2,0±1,98	2,0±1,98	1(1)
	<i>V.(V.) viviparus</i>	-	3,70±3,64	0(1)
	<i>O. inflatus</i>	5,55±3,82	-	1(0)
	<i>B. (B.) tentaculata</i>	-	11,29±4,02	0(2)
став ВАТ Сумирибгосп	<i>L.(L.) stagnalis</i>	4,0±0,77	-	2(0)
	<i>P. planorbis</i>	-	1,33±1,32	0(1)
р. Сейм с. Камінь, Кролевецький р-н.	<i>B.(B.) tentaculata</i>	50,0±8,12	18,42±6,29	3(2)
	<i>V.(V.) viviparus</i>	2,0±1,98	2,0±1,98	1(1)
	<i>L.(P.) ovata</i>	-	4,0±3,92	0(1)

Відомо [2], що зі збільшенням проточності водойми екстенсивність інвазії молюсків зменшується. Аналіз власних результатів свідчить, що більша частина молюсків у річках Псел та Сейм зосереджена на глибині до 1,0м. У цьому випадку трематоли, які на стадії яйця разом з фекаліями потрапляють у прибережну частину водойми, мають найбільше можливостей для здійснення життєвого циклу паразитів. Враховуючи, що швидкість течії в річці прямо пропорційна її глибині [3], то в місцях основної концентрації молюсків, швидкість течії невелика (0,1 – 0,2м/с). Тому, в даній ситуації швидкість течії не має помітного впливу на зараженість молюсків, що підтверджується високим рівнем екстенсивності інвазії молюсків у річках.

Висновки

У молюсків досліджених водойм виявлено 11 видів церкарій, 2 видів метацеркарій та 2 види церкарієумів. Із числа виявлених церкарій 3 завершують свій розвиток в амфібіях, 7 - у птиці, 1 – у савців. Найбільшу екстенсивність інвазії відмічено для *B.(B.) tentaculata* (EI – 25,89%), *V.(V.) viviparus* (6,21%) та *L.(L.) stagnalis* (4,79%). Найбільш різноманітну фауну церкарій зафіксовано в *L.(L.) stagnalis* та *B.(B.) tentaculata* (по 4 види). Відмічено, що в прибережній частині річок, де сконцентрована переважна більшість молюсків, швидкість течії не має суттєвого впливу на екстенсивність зараження особин. В подальшому планується вивчення динаміки трематодофауни молюсків із водойм Сумщини, що дасть можливість з'ясувати особливості циркуляції личинкових стадій трематод у відповідних екологічних умовах.

1. *Анистратенко В.В.* Литторинообразные, рессонообразные // В.В. Анистратенко, А.П.Стадниченко // Фауна Украины. – К.: Наук. думка, 1994. – Т. 29, Вып. 1. – 175 с.
2. *Гинецинская Т.А.* Трематоды, их жизненные циклы, биология и эволюция / Т. В. Гинецинская. – Л.: Наука, 1968. – 411 с.
3. *Загальна гідрологія* / за ред. С.М. Лисогора. – К.: Фітосоціоцентр, 2000. – 264 с.
4. *Здун В.І.* Личинки трематод в прісноводних молюсках України / В.І. Здун. – К.: Вид – во АНУРСР, 1961. – 141с.
5. *Метацеркарии* трематод – паразиты пресноводных гидробионтов Центральной России / В.Е. Судариков, А.А. Вигин, Ю.В. Курочкин / Ин – т паразитологии РАН. Отв. ред. В.И. Фрезе. – М.: Наука, 2002. – 298с.
6. *Определитель* высших растений Украины. / за ред. Ю.Н. Прокудина. – К.: Наукова думка, 1987. – 546 с.
7. *Руководство* по химическому анализу поверхности вод суши / под. ред. А.Д. Семёнова. – Л.: Гидрометеоздат, 1977. – 541с.
8. *Стадниченко А.П.* Прудовикообразные (пузырчковые, витушковые, катушковые) // Фауна Украины. – К.: Наук. думка, 1990. – Т. 29, Вып.4. – 292с.
9. *Черногоренко М.И.* Личинки трематод в молюсках Днепра и его водохранилищ / М.И. Черногоренко. – К.: Наук. Думка, 1983. – 210с.
10. *Faltynkova A.* Larval trematodes (Digenea) of planorbid snails (Gastropoda: Pulmonata) in Central Europe: a survey of species and key to their identification / A. Faltynkova, V. Nasincova, L. Kablaskova // Syst. Parasitol. – 2008. – Vol. 69. – P. 155 – 178.

O.P. Zhytova, A.M. Yemets

Zhytomyr National Agro - Ecological University, Ukraine

Sumy National Agrarian University, Ukraine

THE ECOLOGICAL AND PARASITOLOGICAL CHARACTERISTICS OF SUMY OBLAST WATER RESERVOIRS

The paper presents the landscape and biotope description of Sumy oblast water reservoirs. The author investigates the hydrochemical indices of water from water reservoirs under study. Water reservoir mollusks reveal 11 species of cercariae, 8 species of metacercariae and 2 species of cercariae.

Key words: parthenitae, cercariae, trematodes, mollusks

Рекомендує до друку
В.В. Грубінко

Надійшла 17.08.2011

УДК 502.175: 582.732: 581.4

Д.В. ЗАДОРЖНА

Донецький ботанічний сад НАН України

пр-т Ілліча, 110, Донецьк, 83059

ОЦІНКА СТАНУ УРБАНІЗОВАНОГО СЕРЕДОВИЩА ЗА ІНТЕГРАЛЬНИМ ПОКАЗНИКОМ ФЛУКТУЮЧОЇ АСИМЕТРІЇ ЛИСТКОВОЇ ПЛАСТИНКИ ×*PLATANUS ACERIFOLIA* WILLD.

Визначено можливість використання інтегрального показника флуктуючої асиметрії листкової пластинки ×*Platanus acerifolia* Willd. для оцінки ступеня трансформації урбанізованого середовища.

Ключові слова: ×P. acerifolia, морфометрія, листкова пластинка, флуктуюча асиметрія; урбанізоване середовище

Серед численних методик фітомоніторингу останнім часом все більшого значення та розповсюдження набуває аналіз показників флуктуючої асиметрії, які відображують вплив факторів навколишнього середовища на функціонування рослинного організму. На сьогодні цей метод є недостатньо вивченим. Флуктуюча асиметрія (незалежна мінливість білатеральних ознак) спостерігається під час порушення стабільності розвитку організму і проявляється в порушенні симетрії будь-якої його білатеральної структури або окремого органу (Зорина, 2007). У рослин найбільш чутливим органом є листок, що швидше реагує на зміни в навколишньому середовищі та повніше відображає характер цих змін. Найчастіше флуктуючу асиметрію листкової пластинки вивчають на прикладі листків *Betula pendula* Roth (Зорина, 2007; Злобин, 2009), рідше – на прикладі інших деревних рослин. У промислових містах актуальною є проблема введення в озеленення нових видів, стійких до умов урбанізованого середовища. Перспективним з цієї точки зору є *Platanus acerifolia* Willd. – платан кленолистий. Стійкість обраного модельного виду до несприятливих факторів навколишнього середовища підтверджено низкою досліджень (Маслова, 2008; Хвостов, 2011). Тому виявлення залежності морфометричних параметрів листкової пластинки *Platanus acerifolia* від умов навколишнього середовища є перспективним і потребує більш детального вивчення.

Матеріал і методи досліджень

Мета роботи – встановити можливість оцінювання стану урбанізованого середовища за інтегральним показником флуктуючої асиметрії листкової пластинки *Platanus acerifolia*.

Дослідження здійснювали протягом вегетаційного періоду 2011 р. на території м. Донецька. Об'єктами було обрано рослини виду *Platanus acerifolia*, що входять до складу штучних насаджень. Збір рослинного матеріалу проводили в таких місцезростаннях: А – Донецький ботанічний сад НАН України (умовний контроль); В, С, D, E, F – моніторингові точки, розташовані на ділянках вздовж міських автотранспортних шляхів із різним рівнем навантаження. Так, рух автомобільного транспорту є більш інтенсивним у точках С та Е; у точках В та D рух менш інтенсивний. Моніторингова точка F розташована в рекреаційній зоні міста, проте до неї прилягає транспортний шлях із невеликим рівнем навантаження. У нижній частині крони *Platanus acerifolia* із середньої частини річних пагонів збирали повністю сформовані листки (Маслова 2008).

Згідно вимог щодо морфометричних параметрів листкової пластинки (Злобін, 2009), для вимірювання нами було обрано 12 лінійних та 4 кутових морфометричних параметри листкової пластинки *Platanus acerifolia*. Обсяг вибірки в кожній модельній точці становив 100 листків. Статистичну обробку здійснювали за загальноприйнятими методиками. Подальший аналіз проводили за методикою, наведеною у праці У.В. Легети та І.А. Ситнікової (2009). З усіх вимірних параметрів для наступного дослідження було обрано лише симетричні параметри листкової пластинки *Platanus acerifolia* – 3 лінійних та 2 кутові (рисунок). Їх вимірювали з обох боків листкової пластинки.



Рисунок. Симетричні морфометричні ознаки листкової пластинки *Platanus acerifolia* Willd.: 1 – довжина першої жилки першого порядку; 2 – довжина першої жилки другого порядку; 3 – відстань від основи головної жилки до основи лопаті; 4 – кут між головною жилкою та першою жилкою першого порядку; 5 – кут між першою жилкою першого порядку та першою жилкою другого порядку

Обчислювали інтегральний показник флуктуючої асиметрії (\bar{X}) для всіх шести моніторингових точок. Даний показник розраховували, використовуючи дані вимірювання усіх симетричних морфометричних параметрів з обох боків листкової пластинки. Для визначення градації цього показника використано 5-бальну шкалу, в якій 1 бал означає «умовну норму», а 5 – «критичний стан» (Захаров, 1996).

Результати досліджень та їх обговорення

Отримані дані порівняльного аналізу свідчать про те, що всі значення морфометричних параметрів листкової пластинки *P. acerifolia* (за винятком двох) є максимальними в контролі (А) та в моніторинговій точці D, що показано в таблиці 1. Мінімальні значення відмічено для параметрів листків, зібраних у моніторинговій точці С. За даними проведеного аналізу варіації значень параметрів із досліджуваного було виключено два параметри, що характеризуються дуже високим коефіцієнтом варіації (більше 25%). Отже, їхня мінливість не може достовірно вказувати на зміни екологічних факторів. Решта параметрів характеризується низьким або середнім рівнем варіації. Хоча для отриманих даних проявляється залежність величини параметрів від місця збору рослинного матеріалу, не можна говорити остаточно про закономірність даного явища. Тому нами був проведений додатковий аналіз отриманих даних із залученням інтегрального показника флуктуючої асиметрії. У таблиці 2 наведено результати цього аналізу.

Таблиця 1

Середні значення морфометричних параметрів *P. acerifolia* в моніторингових точках м. Донецька

Морфометричні параметри	Моніторингова точка					
	А	В	С	Д	Е	Ф
1	19,7	18,0	16,0	20,7	17,6	17,6
2	21,8	19,3	17,7	22,6	19,3	19,0
3	14,4	13,1	12,4	15,5	13,7	13,4
4	14,3	13,4	12,5	15,4	13,7	13,2
5	10,0	7,8	8,2	9,9	8,9	7,4
6	9,7	7,7	7,8	9,9	9,0	7,6
7	17,4	16,9	15,6	18,1	17,0	17,0
8	0,6	0,8	0,9	0,2	1,0	0,9
9	0,6	0,8	1,0	0,2	1,0	1,1
10	10,0	9,9	8,7	8,0	7,5	9,6
11	10,0	9,6	8,7	7,9	7,4	9,6
12	5,9	5,7	4,3	6,1	4,9	5,5
13	44,5	47,6	40,1	46,3	41,5	44,8
14	44,9	48,6	41,7	47,6	42,4	45,8
15	39,3	43,5	36,4	47,1	36,7	41,8
16	41,0	46,1	38,4	48,0	36,7	44,2

Примітки: 1 – довжина листкової пластинки, см; 2 – ширина листкової пластинки, см; 3, 4 – довжина першої жилки першого порядку (з лівого (Л) та правого (П) боків, відповідно, см; 5, 6 – довжина першої жилки другого порядку (Л і П), см; 7 – довжина головної жилки, см; 8, 9 – відстань від основи головної жилки до точки відгалуження першої жилки першого порядку (Л і П), см; 10, 11 – відстань від основи головної жилки до основи лопаті (Л і П), см; 12 – довжина черешка; 13, 14 – кут між головною жилкою та першою жилкою першого порядку (Л і П), градуси; 15, 16 – кут між першою жилкою першого порядку та першою жилкою другого порядку (Л і П), градуси.

Інтегральний показник флуктуючої асиметрії листкової пластинки (\bar{X}) *Platanus acerifolia* Willd. у м. Донецьку

Моніторингова точка	A	B	C	D	E	F
Значення \bar{X}	0,020	0,058	0,079	0,032	0,068	0,068
Бал	1	2	5	1	4	4

Розподіливши розраховані показники за 5-бальною шкалою, ми виявили, що «умовній нормі» відповідають екологічні умови в моніторингових точках А та D. «Критичний стан» спостерігається в моніторинговій точці С. Близькі до критичного стану екологічні умови у точках Е та F. Умови в точці В можна вважати нормальними. Дані аналізу флуктуючої асиметрії листкової пластинки *Platanus acerifolia* співпадають із результатами порівняльного аналізу морфометричних параметрів. Обидва аналізи свідчать про те, що морфометричні параметри *Platanus acerifolia* значно варіюють залежно від умов зростання.

Висновки

Результати проведених досліджень свідчать про перспективність використання *Platanus acerifolia* як індикаторного виду в умовах урбанізованого середовища. На користь цього свідчить варіювання морфометричних параметрів листкової пластинки цього модельного виду в різних умовах зростання. На основі результатів двох видів аналізу показано ефективність визначення стану урбанізованого середовища за допомогою інтегрального показника асиметрії листкової пластинки цього виду.

1. Захаров В.М. Последствия чернобыльской катастрофы: здоровье среды / В.М. Захаров, Е.Ю. Крысанов. – М.: Центр эколог. политики России, 1996. – 170 с.
2. Зорина А.А. Характеристика флуктуирующей асимметрии листа двух видов берез в Карелии / А.А. Зорина, А.В. Коросов // Экология. Экспериментальная генетика и физиология: Труды Карельского научного центра РАН. – 2007. – Вып. 11. – С. 28 – 36.
3. Злобін Ю.А. Концепція морфометрії у сучасній ботаніці / Ю.А. Злобін, В.Г. Скляр, Л.М. Бондарева, К.С. Кирильчук // Чорноморськ. ботан. журн. – 2009. – Т. 5, №1. – С. 5 – 22.
4. Легета У.В. Оцінка екологічного стану території Чернівецької області за інтегральним показником флуктуючої асиметрії (на прикладі *Tussilago farfara* L.) / У.В. Легета, І. О. Ситнікова // Природничий альманах (серія біологічні науки): зб. наук. праць. – 2009. – № 13. – С. 98 – 105.
5. Лукина Ю.М. Влияние промышленных выбросов комбината «Североникель» на стабильность развития популяции *Betula czerapanovii* Orlova / Ю.М. Лукина, Н.В. Василевская // Экологические проблемы промышленных городов: сб. научн. трудов. – 2011. – Ч. 1. – С. 244 – 246.
6. Маслова Н.П. Морфологическая изменчивость листьев *Platanus acerifolia* (Platanaceae) и подходы к определению меловых дисперсных листьев платанового облика / Н.П. Маслова, Л. Д. Волкова, Н. В. Горденко // Ботан. журн. – 2008. – Т. 93, № 6. – С. 825 – 839.
7. Хвостов О.О. Вплив антропогенного забруднення на стан деревної рослинності м. Запоріжжя / О.О. Хвостов // Актуальні проблеми та перспективи розвитку природничих наук: зб. матер. II Всеукр. наук.-практ. конф. студ. та молодих учених (20 травня 2011 р., м. Запоріжжя). – Запоріжжя, 2011. – С. 88 – 89.

Д.В. Задорожня

Донецкий ботанический сад НАН Украины

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ УРБАНИЗИРОВАННОЙ СРЕДЫ ПО ИНТЕГРАЛЬНОМУ ПОКАЗАТЕЛЮ ФЛУКТУИРУЮЩЕЙ АСИММЕТРИИ ЛИСТОВОЙ ПЛАСТИНКИ *PLATANUS ACERIFOLIA* WILLD.

Установлена возможность использования интегрального показателя флуктуирующей асимметрии листовой пластинки *Platanus acerifolia* Willd. для оценки степени трансформации урбанизированной среды.

Ключевые слова: *Platanus acerifolia*, морфометрия, листовая пластинка, флуктуирующая асимметрия, урбанизированная среда.

D.V. Zadorozhna

Donetsk botanical garden of The National Academy of Sciences of Ukraine

THE ASSESSMENT OF THE URBAN ENVIRONMENT CONDITIONS BY MEANS OF THE INTEGRAL INDEX OF FLUCTUATING ASYMMETRY OF *×PLATANUS ACERIFOLIA* WILLD. LEAF BLADE

It was discovered that the integral index of fluctuating asymmetry of *×Platanus acerifolia* Willd. leaf blade can be used to assess the urban transformation level.

Key words: *×P. acerifolia, morphometry, leaf blade, fluctuating asymmetry, urban environment.*

Рекомендує до друку

Надійшла 17.08.2011

Н.М. Дробик

УДК 581.7:581.151+632.15

Г.С. КИРИЧУК¹, Л.О. ПЕРЕПЕЛИЦЯ¹, І.П. ПЕРЕПЕЛИЦЯ¹, М.С. КОЗАЧЕНКО²

¹ Житомирський державний університет ім. Івана Франка,

вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир 10008

² Національний педагогічний університет ім. М.П. Драгоманова,

вул. Пирогова, 9, Київ, 01601.

ОСОБЛИВОСТІ БІОЛОГІЧНОЇ АКУМУЛЯЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ РОСЛИННІСТЮ В УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО ТИСКУ

Наведено результати дослідження оцінки рівнів забруднення важкими металами (плюмбум, кадмій) ґрунтового покриву і рослинницької продукції на ділянках приміської зони, прилеглих до автошляхів «Житомир-Київ». Уперше застосовано різнобічний підхід до вивчення вмісту цих важких металів у системі ґрунт-рослина для екологічної оцінки лікарської рослинної сировини. Виявлено чутливі та толерантні види лікарських рослин до поглинання важких металів.

Ключові слова: важкі метали, ґрунт, лікарські рослини, фітомоніторинг, рослини-індикатори

Останніми десятиріччями значно посилюється вплив антропогенного чинника на біосферу, що може призвести до екологічного дисбалансу в навколишньому середовищі та є причиною істотних змін у геохімічному циклі багатьох елементів, зокрема, іонів важких металів (ВМ). Забруднення довкілля є актуальним питанням для України, оскільки вміст ВМ у багатьох регіонах перевищує гранично допустимі концентрації (ГДК) [5, 6, 9, 15]. За тривалої дії джерел забруднення відбувається значне збільшення валового вмісту ВМ. У першу чергу це стосується ґрунтово-рослинного покриву, який є активним чинником та середовищем депонування і міграції ВМ.

Прослідкувати за ступенем такого антропогенного впливу можна за допомогою рослин-індикаторів, які надійно та показово характеризують забруднення екосистеми і служать таким чином важливим доповненням до засобів спостережень за станом рослинності та ґрунту. Якісна оцінка екологічної ситуації та аналіз перерозподілу хімічних елементів у системі ґрунт-рослина є надзвичайно актуальним завданням [1, 12, 14, 16].

Саме тому основна увага представленої роботи була спрямована на теоретичне обґрунтування та експериментальні докази можливості використання виявленого видового складу рослин-аккумуляторів (РА), рослин-індикаторів (РІ) та рослин-елімінаторів (РЕ) для попередньої оцінки забруднення ВМ територій для збору лікарських рослин. Це дасть змогу прогнозувати процеси накопичення ВМ у продуктах рослинного походження, нормувати їх

надходження за трофічними ланцюгами і своєчасно застосовувати заходи з обмеження їх міграції до рослин з метою запобігання забруднення рослинної продукції токсикантами.

Матеріал і методи досліджень

Збір рослинної сировини проводився згідно з методиками польового збору в кінці травня 2011 року на околиці м. Житомира біля автомагістралі “Житомир – Київ”. Обрані ділянки, сіножатні луки (дослідна ділянка 1) та сосновий ліс (дослідна ділянка 2), розміщені на відстані 200 м від автомагістралі. Змішані проби з 5-8 рослин одного виду відбиралися з ділянки 10 м² із кожного досліджуваного екоотопу в трьохкратній повторності. Вміст ВМ було досліджено у 11 видів домінуючих лікарських рослин: грицики звичайні (*Capsella bursa-pastoris* L.), деревій звичайний (*Achillea millefolium* L.), звіробій звичайний (*Hypericum perforatum* L.), кропива дводомна (*Urtica dioica* L.), крушина ламка (*Rhamnus frangula* L.), подорожник великий (*Plantago major* L.), череда трироздільна (*Bidens tripartita* L.), солодка гола (*Glycyrrhiza glabra* L.), сосна звичайна (*Pinus silvestris* L.), хвощ польовий (*Equisetum arvense* L.), шавлія лікарська (*Salvia officinalis* L.).

Хімічний аналіз проводили в тій частині рослини, яка є лікарською сировиною [13]. Абсолютний вміст хімічних елементів та їх рухомі форми у ґрунті визначався методом атомно-абсорбційної спектрометрії. Проби були відібрані згідно з ГОСТом 17.4.3.01.-83 з поверхневого шару ґрунту. Вміст валових і рухомих форм ВМ у ґрунті визначали у витяжці 1М HNO₃ на приладі С 115–1М. При вивченні динаміки забруднення ВМ ґрунтів значну увагу зосереджували на аналізі верхніх ґрунтових горизонтів, оскільки вони у найбільшій мірі підлягають забрудненню. Проби рослинності для визначення ВМ готували за методикою К’ельдаля. Рослини фіксували 96%-вим етиловим спиртом, який через 6-12 годин упарювали при температурі 105°C. Потім зразки спалювали в HNO₃ (марки ОСЧ) протягом 12-24 год до повного знебарвлення суміші. Кількісний вміст іонів ВМ устанавлювали за допомогою С-115М з полум’яним аналізатором (стандарт СЕВ 5346) (ацетилен-повітря). Всього виконано 78 аналізів. Інтерпретація та обробка отриманих результатів супроводжувалась розрахунком коефіцієнту накопичення (КН). Обробку цифрових матеріалів здійснено методом варіаційної статистики [18].

Результати досліджень та їх обговорення

В Україні за рік викидається в атмосферу близько 16 млн. т токсичних речовин. Найшкідливішими у цих викидах і відходах є ВМ [10]. Як правило, забруднення ними носить локальний характер. Найзабрудненіші території зустрічаються поблизу промислових центрів, потужних виробництв і транспортних магістралей [15]. Досліджено, що характерними забруднювачами ґрунтів м. Житомира, його промислових, автотранспортних ландшафтів є купрум, цинк і плумбум [11, 24]. Аналіз стану ґрунтів з слаболужною реакцією (рН 7,0–7,5) з обох дослідних ділянок показав, що вздовж автомагістралі було відмічено значне забруднення токсикантами – плумбумом та кадмієм. Зокрема, на відстані 200 м від полотна дороги валова форма плумбуму перевищує природний фон ділянки 1 у 4,4 рази, а кадмію – у 2,0 рази, а на ділянці 2 – відповідно у 4,2 та 1,7 раз (табл. 1).

Вміст валових форм плумбуму на ділянці 1 вищий на 5% за вміст валових форм цих елементів на ділянці 2, а кадмію на 11%. Зазначимо, що на дослідній ділянці 1 вміст валової форми плумбуму в 2,2 рази перевищує ГДК, а рухомі форми – в 5 раз. На другій дослідній ділянці ці показники перевищують ГДК в 2,1–5,3 рази відповідно.

Високий вміст рухомих форм плумбуму в ґрунті на узбіччі лісозахисної смуги соснового лісу (табл. 1) ймовірно пов’язаний з техногенною природою надходження цього елемента з повітряних мас і зумовлений, насамперед, надходженням та утриманням цього елемента деревами з забруднених від автотранспортних засобів ландшафтів, які межують з ними. Концентрація валових та рухомих форм кадмію не перевищували показники ГДК.

Встановлено, що валові та рухомі форми досліджених ВМ характеризуються нерівномірністю та контрастністю ареалів розсіювання продуктів техногенезу на обстежуваній території (табл.1). Зі зростанням їх вмісту зростає нерівномірність розподілу геохімічних параметрів у просторі та змінюється фрагментарність і контрастність атмотехногенних ареалів

розсіювання, оскільки елемент-поллютант має більш високий ступінь варіювання в просторі, ніж педогенний елемент. Коефіцієнти варіації плумбуму та кадмію на обох дослідних ділянках коливаються від 26 до 35% та від 15 до 22% відповідно, що підтверджує техногенну природу походження цих поллютантів.

Як зазначають ряд дослідників [2, 4, 8], плумбум і кадмій відноситься до найпоширеніших забруднювачів разом із купрумом та цинком. Накопичення плумбуму та кадмію в ґрунті має негативний вплив на його родючість, життєдіяльність ґрунтових організмів, ріст і розвиток рослин [2, 4, 8]. Особливо актуальним є вивчення забрудненості ВМ рослинницької продукції, яка є першою ланкою трофічних ланцюгів [7, 19]. Адаптація рослин до токсичного впливу будь-яких поллютантів можлива лише у вузькому діапазоні концентрацій і в таких умовах зовнішнього середовища, коли природні чинники не створюють додаткових стресових ситуацій [8, 20]. Саме тому нами були відібрані не лише проби ґрунту на виявлення вмісту ВМ, а й зразки домінуючих на досліджуваних територіях видів 11 лікарських рослин. Аналіз отриманих даних щодо вмісту плумбуму в різних видах рослин не виявив в них перевищення значень ГДК (рис. 1). З'ясовано, що за однакових умов зростання різні види рослин накопичують плумбум в органах не однотипово. Доведено, що найбільше плумбуму містить кора *R. frangula* – 0,94 мг/кг, найменше – листки *U. dioica* – 0,23 мг/кг (рис. 1). Достатньо високо забрудненими виявилися листкові пластини *P. major*, що пов'язано з морфологічними особливостями цієї рослини [24], а саме – інтенсивно розвиненою кореневою системою, яка розміщена в поверхневих шарах ґрунту, де значна концентрація ВМ має доступну для рослин форму. Рослини, з яких як лікарська сировина використовується у переважно суцвітті (*H. perforatum*, *B. tripartita*, *S. officinalis* та *A. Millefolium*) містять незначну кількість плумбуму - 0,29 – 0,34 мг/кг.

Таблиця 1

Валова та рухома форми ВМ (мг/кг) у супіщаних ґрунтах на узбіччі автомагістралі “ Житомир – Київ ”

Метали	Форми важких металів	Дослідна ділянка № 1		Дослідна ділянка №2		
		$\bar{x} \pm m_x$	CV	$\bar{x} \pm m_x$	CV	% відхил. від контр.
Pb	Валова форма	44,221 ± 0,096	27,846	42,023 ± 0,105	33,423	- 4,93
	Рухома форма	30,309 ± 0,099	35,746	32,372 ± 0,089	26,191	+ 6,83
Cd	Валова форма	0,981 ± 0,024	15,188	0,871 ± 0,013	17,738	- 11,22
	Рухома форма	0,323 ± 0,016	22,619	0,282 ± 0,022	18,54	- 45,46

Дещо в менших кількостях в лікарській сировині накопичується кадмій. Найбільші його кількості концентрували *G. glabra* (0,12 мг/кг), *E. arvense* (0,09 мг/кг), *C. bursa-pastoris* (0,06 мг/кг), а найменші – *U. dioica* (0,02 мг/кг). Встановлено, що накопичення кадмію з однаковою інтенсивністю відбувається у *P. major* та *P. silvestris* (0,06 мг/кг), *H. perforatum* та *A. millefolium* (0,04 мг/кг), *S. officinalis* та *B. tripartita* (0,03 мг/кг). Найвищою здатністю до акумуляції кадмію характеризувались солодка гола, крушина ламка та хвощ польовий.

U. dioica у порівнянні з іншими рослинами найменше накопичує кадмій та плумбум за високої концентрації їх у ґрунті. Саме тому цю рослину можна віднести до РЕ. Серед досліджуваних об'єктів за інтенсивністю поглинання кадмію можна виділити РІ щодо даного елемента: *G. glabra* (0,12 мг/кг), *E. arvense* (0,09 мг/кг), *C. bursa-pastoris* (0,06 мг/кг). За інтенсивністю поглинання плумбуму до РІ відносяться: *P. major* (0,86 мг/кг) та *P. silvestris* (0,68 мг/кг). Аналіз даних накопичення обох досліджених ВМ дав змогу відносно і плумбуму, і кадмію *R. frangula* віднести до РА.

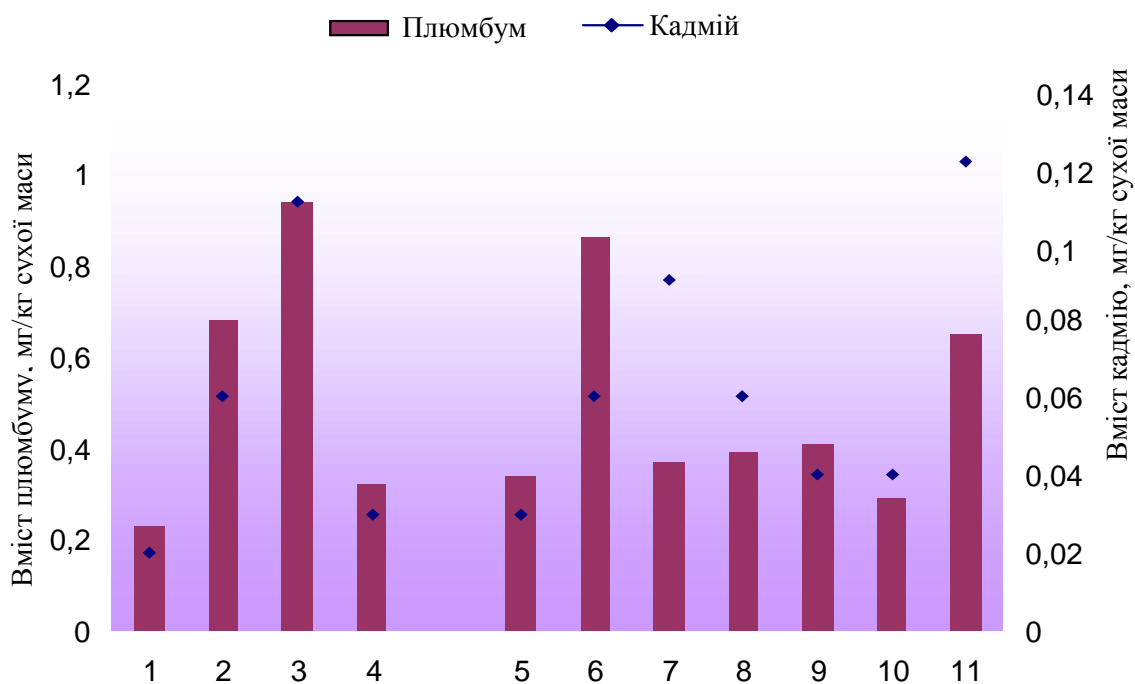


Рис. 1. Вміст п्लомбуму та кадмію у лікарській рослинній сировині*: 1 – *U. dioica*; 2 – *P. silvestris*; 3 – *R. frangula*; 4 – *B. tripartita*; 5 – *S. officinalis*; 6 – *P. major*; 7 – *E. arvense*; 8 – *C. bursa-pastoris*; 9 – *A. millefolium*; 10 – *H. perforatum*; 11 – *G. glabra*.

*Примітка. Умовні позначення такі ж як до рис. 2, 3.

Відомо, що деяким видам рослин властиве накопичення досить великих кількостей елементів, а інші нездатні до накопичення [22, 23]. Проведений аналіз видової специфіки накопичення досліджених елементів в системі ґрунт-рослина показав, що вони акумулюють Pb у наступному порядку: *R. frangula* > *P. major* > *P. silvestris* > *G. glabra* > *A. millefolium* > *C. bursa-pastoris* > *E. arvense* > *S. officinalis* > *B. tripartita* > *H. perforatum* > *U. dioica*. Порядок накопичення Cd в рослинній продукції дещо інший: *G. glabra* > *R. frangula* > *E. arvense* > *C. bursa-pastoris* > *P. major* = *P. silvestris* > *H. perforatum* = *A. millefolium* > *S. officinalis* = *B. tripartita* > *U. dioica*.

Порівняльний аналіз КН у системі ґрунт-рослина показав, що не дивлячись на те, що валовий вміст елементів у ґрунті в декілька разів перевищує фонові значення, а подекуди і ГДК, у рослинах їхній вміст варіює в неширокому діапазоні (рис.2). Показано, що кора *R. frangula* характеризується значною сорбційною здатністю та піддалася тривалому хронічному отруєнню (рис.3). Отже, кора *R. frangula* фітоценозів не лише виконує фільтрувальні, пилоосаджувальні, газопоглинальні функції, але й може бути застосована як елемент дендроіндикації забруднення урболаншафтів ВМ в системі біологічного моніторингу територій з інтенсивним рухом автотранспорту. Найвищий КН відносно рухомої форми п्लомбуму характерний для *P. major* (0,36) на дослідній ділянці 1 та *R. frangula* (0,022) на дослідній ділянці 2, а найнижчий – для *H. perforatum* (0,0095) та *U. dioica* (0,0055) (рис.3). Високий рівень КН у *G. glabra* відносно валового вмісту кадмію, проте низький відносно рухомої форми даного елемента. Високі показники КН відносно валового вмісту та рухомої форми кадмію відмічені для *E. arvense*, *P. silvestris*, *R. frangula*. Виявлено низькі значення КН кадмію відносно рухомої форми (від 0,031 до 0,041) та валового вмісту (від 0,093 до 0,125) для *B. tripartita*, *S. officinalis*, *P. major*, *E. arvense*, *C. bursa-pastoris*, *A. millefolium* та *H. perforatum*.

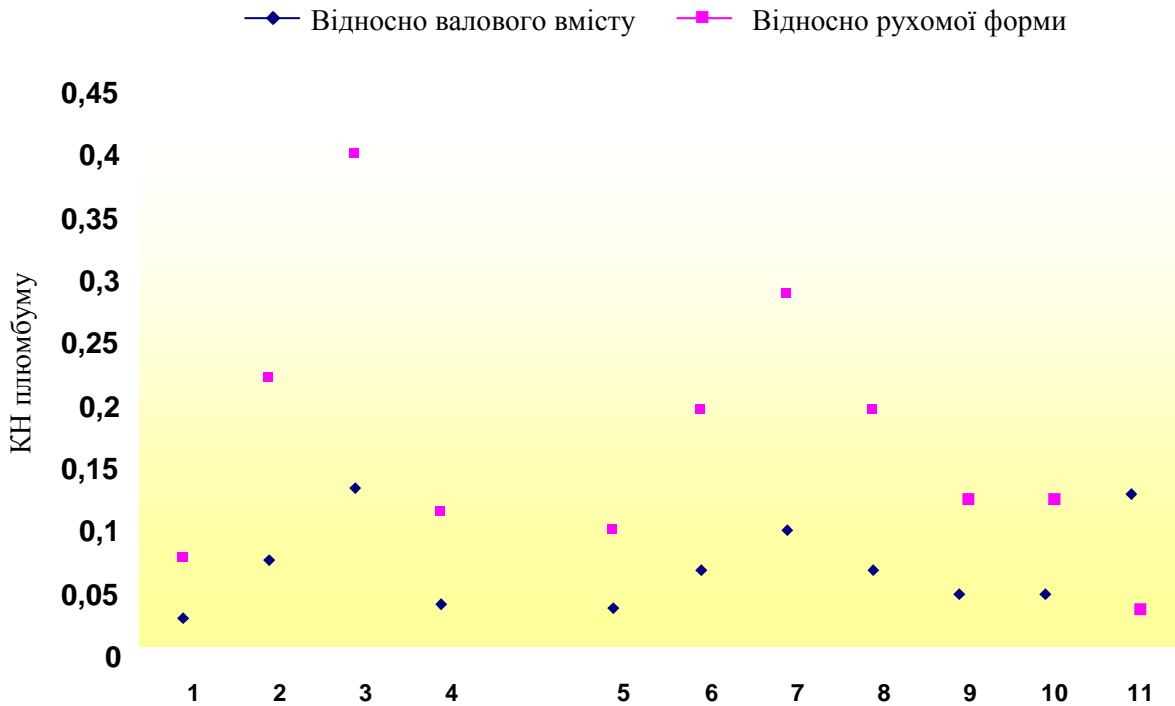


Рис. 2. Коефіцієнт накопичення п्लюмбуму в рослинах відносно його валового вмісту та рухомої форми у ґрунті

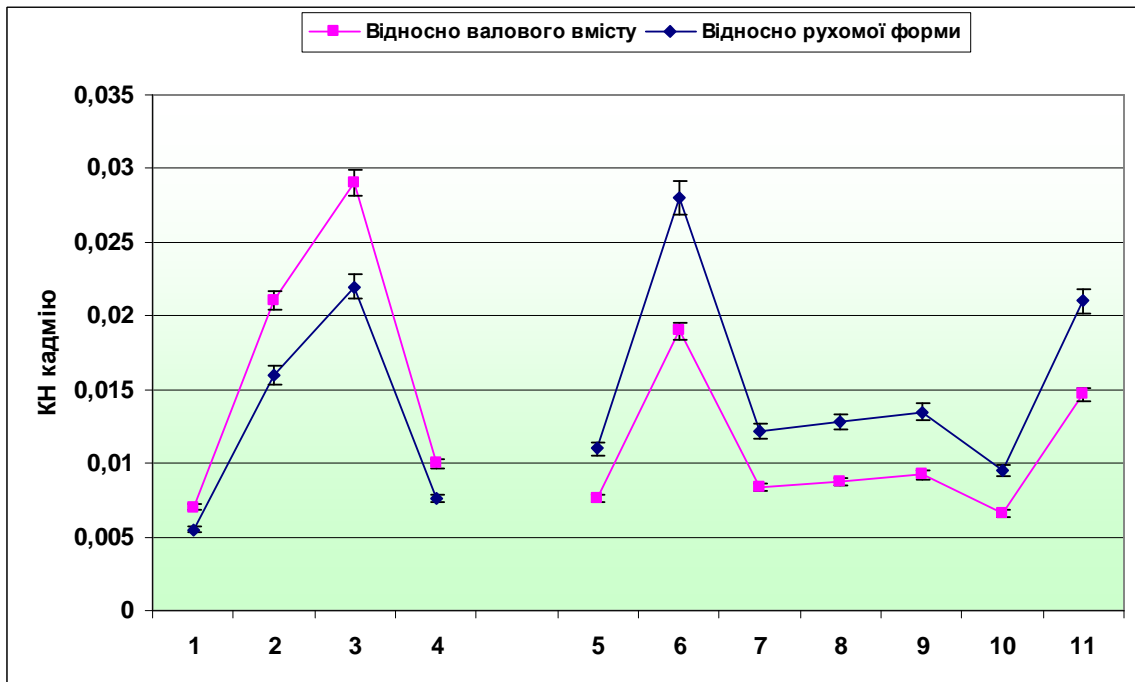


Рис. 3. Коефіцієнт накопичення кадмію в рослинах відносно його валового вмісту та рухомої форми у ґрунті

Висновки

Встановлено, що вміст валових форм кадмію та п्लюмбуму перевищує фоновий вміст цих елементів. Зафіксоване перевищення вмісту валових та рухомих форм п्लюмбуму на обох дослідних ділянках відносно ГДК, а вміст кадмію в усіх випадках не перевищував значень його ГДК.

Аналізуючи отримані результати акумуляції ВМ в рослинній сировині, можна рекомендувати використовувати для моніторингу рівня Pb рослини *P. major* та *R. frangula*, а для контролю вмісту Cd – *E. arvense*, *P. silvestris*, *R. frangula*.

1. *Алексеев Ю.В.* Тяжелые металлы в почвах и растениях / Ю.В. Алексеев. – Л.: Агропромиздат, 1987. – 142 с.
2. *Алексеева-Попова Н.В.* Устойчивость к тяжелым металлам дикорастущих видов / Н.В. Алексеева-Попова. – Л.: Наука, 1991. – 214 с.
3. *Безсонова В.П.* Вплив важких металів на пігментну систему листка / В.П.Безсонова // Укр. бот. журн. –1992. – Т.49, №2. – С. 63-66.
4. *Важенин И.Г.* Почва как активная система самоочищения от токсического воздействия тяжелых металлов / И.Г. Важенин // Химия в сельском хозяйстве. –1982. – № 3. – С. 27-33.
5. *Валерко Р. А.* Забруднення важкими металами ґрунтового покриву і фітоценозів на території м. Житомира та прилеглих до нього агроєкосистем / Р. А. Валерко // Вісник ДАЕУ. – 2008. – № 1. – С. 356-366.
6. *Галаган О.О.* Ландшафтно-геохімічні дослідження міграції важких металів у лісостепових ландшафтних комплексах України / О.О. Галаган // Укр. географ. журн. –1993. – № 2. – С. 32 – 35.
7. *Гармаш Г.А.* Содержание свинца и кадмия в различных частях картофеля и овощей, выращенных на загрязненной этими металлами почве / Г.А. Гармаш //Химические элементы в системе почва – растение. – 1982. – №5. – С. 105 – 110.
8. *Гуральчук Ж.З.* Механизмы устойчивости растений к тяжелым металлам / Ж.З. Гуральчук // Физиология и биохимия культурных растений. – 1994. – 26, №2.– С.107–117.
9. *Давидова С.Л.* Тяжёлые металлы как супертоксиканты XXI века / С.Л. Давыдова, В.И. Тагасов. – М.: Наука, 2002. –140 с.
10. *Добровольский В.В.* Глобальная геохимия свинца. Свинец в окружающей среде / В.В.Добровольский. –М.: Просвещение, 1987. – 93 с.
11. *Жовинский Э. Я.* Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины / Э. Я. Жовинский, И. В. Кураева – К. : Наукова думка, 2002. – 213 с.
12. *Зырин Н.Г.* Нормирование содержания тяжелых металлов в системе почва–растение / Н.Г. Зырин, А.В. Сердюкова // Химия в сельском хозяйстве. – 1985. – № 6.– С. 45–48.
13. *Ивашин Д.С.* Справочник по заготовкам лекарственных растений / Д.С. Ивашин, З.Ф. Катина, И.З. Рыбачук. – М. : Урожай, 1989 . – 288 с.
14. *Ильин В. Б.* Тяжелые металлы в системе почва – растения / В. Б. Ильин. – Новосибирск: Наука, 1991.– 180 с.
15. *Картава О. Ф.* Еколого-географічні дослідження ґрунтів в умовах інтенсивних антропогенних навантажень / О. Ф. Картава, Я. О. Мольчак // Україна та глобальні процеси. – 2000. – Т. 2. – С. 86–90.
16. *Козьякова Н.О.* Міграція важких металів у системі "ґрунт–рослина" – екотоксикологічний критерій їх небезпечності / Н.О. Козьякова, Н.А. Макаренко, В.М. Кавецький // Наук. вісн. НАУ. – 2000. – Вип. 32. – С. 365 – 370
17. *Курава И.В.* Основные геохимические факторы подвижности микроэлементов в почвах Украины / И.В. Курава // Минералогический журнал. – 1996. – № 6. – С. 26 – 29.
18. *Лакин Г.Ф.* Биометрия / Г.Ф. Лакин. –М.: Высшая школа, 1990. –352 с.
19. *Лекарственные растения.* Справочное пособие / под ред. Н.И. Гриневич. – М.: Высшая школа, 1990. – С. 342–343
20. *Мартин Р.* Некоторые вопросы токсичности ионов металлов / Мартин Р. – М.: Мир, 1993. – 25 с.
21. *Феник С.И.* Механизмы формирования устойчивости растений к тяжелым металлам / С.И.Феник, Я.Б. Блюм // Успехи совр. биол. – 1995. – Т. 115. – Вып.3. – С. 261–275.
22. *Antonovics J.* Heavy metal tolerance in plants / J. Antonovics // Adv. Ecol. Res. – 1971. – Vol. 7. – P. 71–85.
23. *Kozuharova E.* Global human impact on the environment, water sources and the medical plants / E. Kozuharova // Фармація. – 2005. – Т.2, №1–2. – С. 42–45.
24. *Miles L.J.* Effect of Soil Cd Addition on Germination of Native Plant Species / L.J. Miles, G.R. Parker //Plant and Soil. – 1980. – Vol. 54, № 27. – P. 243 – 247.

Г.Е. Киричук, Л.А. Перепелица, И.П. Перепелица, М.С. Козаченко

Житомирский государственный университет им. Ивана Франка, Украина

Национальный педагогический университет им. М.П. Драгоманова, Киев, Украина

ОСОБЕННОСТИ БИОЛОГИЧЕСКОЙ АККУМУЛЯЦИИ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ РАСТЕНИЯМИ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ПРЕССА

Приведены результаты исследования оценки уровней загрязнения тяжёлыми металлами (плумбум, кадмий) почвенного покрова и растительной продукции на участках пригородной зоны, граничащей с автодорогой «Житомир-Киев». В работе впервые использован разносторонний подход по изучению содержания тяжёлых металлов (Pb, Cd) в системе почва-растение для экологической оценки лекарственной растительной продукции. Определены чувствительные и толерантные виды лекарственных растений к поглощению тяжёлых металлов.

Ключёвые слова: тяжелые металлы, почва, лекарственные растения, фитомониторинг, растения-индикаторы

G. Ye. Kyrychuk, L. O. Perepelitsa, I. P. Perepelitsa, M. S. Kozachenko

I. Franko Zhytomyr State University, Ukraine

National Dragomanov Pedagogical University, Kyiv, Ukraine

PECULIARTITIES OF HEAVY METALS BIOLOGICAL ACCUMULATION BY VEGETATION UNDER ANTHROPOGENIC PRESSURE

The estimation of soil and vegetation contamination with heavy metals (lead, cadmium) on the suburban areas, adjoining the motorway Zhytomyr-Kyiv is given. For the first time multilateral approach to heavy metals (Pb, Cd) content investigation in the system soil-plant for ecological evaluation of medical raw plants is used sensible and tolerant to heavy metals absorption species of medical plants are identified.

Key words: heavy metals, soil, medical plants, phytomonitoring, plants-indicators

Рекомендує до друку

Надійшла 14.09.2011

В.З. Курант

УДК 581.5+551.510.04

Ю.Г. МАСІКЕВИЧ

Чернівецький факультет Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут»
вул. Головна, 203А, Чернівці 58000, Україна

ЗМІНИ ПОКАЗНИКІВ ФОТОСИНТЕТИЧНОГО АПАРАТУ МІСЬКОЇ ДЕНДРОФЛОРИ ЗА УМОВ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

Досліджено структурно-функціональний стан фотосинтетичного апарату 4-х видів міської дендрофлори. Встановлено видоспецифічність процесу адаптації реакцій фотосинтезу до дії забруднювачів атмосферного повітря.

Ключові слова: фотосинтез, атмосферне забруднення, фітоіндикація, міська дендрофлора

Завдяки автотрофному типу живлення фотосинтетиків впродовж мільйонів років на планеті Земля сформувався постійний газовий склад атмосфери, стабілізувався клімат, створилися умови для подальшого розвитку біорізноманіття та розповсюдження життя. З іншого боку,

завдяки принципу зворотного зв'язку, хімічний склад атмосфери виступає потужним регулятором фотосинтетичної функції.

У цілому, на сьогоднішній день в світі має місце негативна тенденція зміни атмосферного забруднення, що спричинює пригнічення або загибель рослин, порушення важливих фізіологічних процесів на рівні рослинного організму. Пригнічення росту і розвитку рослин веде до деградації рослинного покриву та цілісності екосистем [8]. За валовими обсягами викидів парникових газів Україна входить до двадцяти найбільших країн-забруднювачів атмосферного повітря в світі. Станом на 2008 рік в середньому на одного мешканця України припадало 103 кг забруднюючих речовин [4]. Особливої гостроти дана проблема набула в умовах міських біогеоценозів.

У процесі повітряного живлення фотосинтетичний апарат одним з перших сприймає зміни хімічного складу атмосфери та регулює поглинання газів через продири листків. Тому не випадково, цілий ряд дослідників звертає увагу на використання параметрів фотосинтезу як надійних фітоіндикаторів [5, 6]. На думку ряду авторів [7], надійну діагностичну функцію у фітоіндикації може виконувати інтегральний параметр – фотосинтез, значення якого важко переоцінити для життя на планеті Земля та якому приділялася недостатня увага у попередніх фітоіндикаційних дослідженнях. Саме тому метою даної роботи було вивчення чутливості показників фотосинтетичного апарату дендрофлори міста Чернівців до забруднення атмосферного повітря.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктами дослідження слугували листки тополі пірамідальної (*Populus pyramidalis Moenoh.*), липи серцелистої (*Tilia cordata L.*), берези бородавчатої (*Betula pendula Roth.*), гіркогоштану звичайного (*Aesculus hippocastanum L.*) приблизно однакового віку (35-40 років), що вегетують на території міста Чернівці. Концентрацію хлорофілу в суспензії, вимір швидкості реакції Хілла та активності РБФК/О (рибулозо-біфосфаткарбоксілази-оксигенази) проводили спектрофотометрично за методом Гавриленко та спів. [2]. Для визначення активності реакції Хілла готували реакційну суміш, що вміщувала: 4 мл суспензії хлоропластів, еквівалентне 50-100 мкг хлорофілу 1 мл водного розчину фериціаніду калію (акцептор електронів), який вміщав 2 мкМ 0,4 М сахарози, 100 мМ NaCl, 2 мМ MgCl₂. Об'єм реакційної суміші 5 мл, рН 7, 6. У дві пробірки наливали по 5 мл реакційної суміші, одна з них служила темновим контролем, другу - поміщали в термостатну ванну з кімнатною температурою і піддавали освітленню. Визначення оптичної густини проводили при 420 нм на СФ-26 впродовж 4-5 хв. через кожну хвилину освітлення, проти стандартного розчину (4 мл суспензії хлоропластів + 1 мл Н₂О). Розраховували зміну оптичної густини під час досліду для дослідної (світло) та контрольної проб.

Активність ферменту РБФК/О визначили на основі змін оптичної густини НАДФН (при 340 нм). В якості субстрату використовували РБФ. За одиницю активності ферменту приймали зміни оптичної густини на 0,01 за 1 хв. Для перерахунку активності з одиниць оптичної густини на мкм НАДФН використовували коефіцієнт екстинції кофакторів - 6,22 см² / мкм при 340 нм. Результати дослідів опрацьовано статистично [1].

Результати досліджень та їх обговорення

Отримані результати (табл.1) свідчать, що рослини придорожних смуг характеризуються зменшенням вмісту зелених пігментів, особливо хлорофілу «б», що входить до реакційного центру фотосистеми II і бере активну роль у фотолізі води. Зазначена тенденція нагромадження хлорофілів наглядно ілюструється зростанням величини показника співвідношення хлорофілу «а» до хлорофілу «б» від 2,6 до 5 одиниць. При віддаленні від придорожньої смуги на 100 м досліджувані рослини практично не відрізнялися за показниками нагромадження пігментів від їх аналогів, що ростуть у приміській зеленій зоні (контроль). Три із чотирьох досліджених види дендрофлори виявилися вразливими до дії комплексного забруднювача атмосфери і тільки, *Populus pyramidalis* є більш стійкою і адаптованою за показником нагромадження хлорофілів. Результати, отримані Жировим та спів. [3], свідчать, що токсиканти мають здатність нагромаджуватися в хлоропластах і викликають при цьому деструкцію та розпад пігментів.

Вплив забруднення атмосферного повітря на вміст зелених пігментів у деяких видів міської дендрофлори Чернівців

Видова назва рослини	Показник	Варіанти дослідів		
		Контроль (100 %)	придорожна смуга	100 м від дороги
Береза бородавчата (<i>Betula pendula</i> Roth.)	1	4,75±0,12	4,00±0,09 (84,2 %)	4,60±0,08 (96,8 %)
	2	1,42±0,08	0,95±0,05 (66,9 %)	1,35±0,07 (95,1 %)
	3	3,3	4,2 (127,3 %)	3,4 (103,0 %)
Липа серцелиста (<i>Tilia cordata</i> L.)	1	4,95±0,11	4,15±0,15 (83,8 %)	4,82±0,11 (97,4 %)
	2	1,55±0,09	0,82±0,04 (52,9 %)	1,45±0,08 (93,5 %)
	3	3,2	5,0 (156,3 %)	3,3 (103,1 %)
Тополя пірамідальна (<i>Populus pyramidalis</i> Moenoh.)	1	5,75±0,15	5,25±0,15 (91,3 %)	5,70±0,20 (99,1 %)
	2	2,25±0,06	1,50±0,05 (66,7 %)	2,20±0,06 (97,8 %)
	3	2,6	3,5	2,6
Гіркокаштан звичайний (<i>Aesculus hippocastanum</i> L.)	1	5,10±0,15	3,85±0,10 (75,5%)	4,75±0,10 (93,1 %)
	2	1,76±0,08	0,80±0,05 (45,5%)	1,58±0,08 (89,8 %)
	3	2,9	4,8	3,0

Примітки: контролем служили рослини приміської санітарно-захисної зони; різниця достовірна при $P \leq 0,05$; 1 – вміст хлорофілу «а», мг/г повітряно сухої маси; 2 - вміст хлорофілу «б», мг/г повітряно сухої маси; 3 – відношення «а»/«б».

Деградація пігментної системи, ймовірно, призводить до зміни як структури, так і функціональної активності фотосинтетичного апарату рослин. Проведені нами дослідження швидкості переносу електронів у фотосистемі II (реакція Хілла) та активності основного ферменту темної фіксації CO_2 - РБФК/О засвідчили (табл. 2), що інтенсивне забруднення атмосфери призводить до інактивації процесів світлової та темної фаз фотосинтезу. Виключення складає, хіба що *Populus pyramidalis*, яка, як і у випадку нагромадження хлорофілів, характеризується достатньо високою стійкістю до дії полютантів.

Таблиця 2

Вплив забруднення атмосфери на швидкість перебігу реакцій світлової та темної фаз фотосинтезу в деяких видів міської дендрофлори Чернівців

Видова назва рослини	Показник	Варіанти дослідів		
		Контроль (100 %)	придорожна смуга	100 м від дороги
Береза бородавчата (<i>Betula pendula</i> Roth.)	1	75,4±5,50	46,0±3,00 (61,0 %)	72,5±3,60 (96,2 %)
	2	15,5±0,50	12,4±0,60 (80,0 %)	14,0±0,50 (90,3 %)
Липа серцелиста (<i>Tilia cordata</i> L.)	1	80,2±4,00	62,4 ±3,00 (77,8 %)	78,5±4,00 (97,9 %)
	2	14,0±0,60	11,6±0,50 (82,9 %)	12,8±0,60 (91,4 %)
Тополя пірамідальна (<i>Populus pyramidalis</i> Moenoh.)	1	90,0±3,90	82,0±4,00 (91,1 %)	91,5±4,00 (101,6 %)
	2	14,6±0,70	12,7±0,50 (86,7 %)	13,2±0,50 (90,4 %)
Гіркокаштан звичайний (<i>Aesculus hippocastanum</i> L.)	1	85,5±4,00	64,1±3,00 (75,0 %)	81,0±3,00 (94,7 %)
	2	12,5±0,50	10,1±0,60 (81,0 %)	11,4±0,70 (91,2 %)

Примітки: контролем служили рослини приміської санітарно-захисної зони; різниця достовірна при $P \leq 0,05$; 1 – активність реакції Хілла (мкм $K_3Fe(CN)_6$ / мг хлорофілу за год.); 2 – активність ферменту РБФК/О (опт. од. при 340 нм).

Висновки

Отримані результати щодо вмісту зелених пігментів у листках деревовидних форм рослин та активності реакцій світлової і темної фаз фотосинтезу, вказують на існування видоспецифічності процесу адаптації реакцій фотосинтезу до дії забруднювачів атмосферного повітря. Досліджені фотосинтетичні показники можуть з успіхом бути використані як біохімічні індикатори чистоти атмосферного повітря міських екосистем.

1. *Автоматический* расчет U-критерия Манна-Уитни [Электронный ресурс] // [www. psychol. ok. ru / statistics / manu-whitney/](http://www.psychol.ok.ru/statistics/manu-whitney/).
2. *Гавриленко В. Ф.* Большой практикум по физиологии растений : учебн. [для студ. высш. учебн. завед.] / В. Ф. Гавриленко, М. Е. Ладыгина, Л. М. Хандобина– М. : Высшая школа, 1975. – 392 с.
3. *Жиров В. К.* Структурно-функциональные изменения растительности в условиях техногенного загрязнения на крайнем Севере / В. К. Жиров, Е.И. Голубева, А.Ф. Говорова. – М.: Наука, 2007. – 166 с.
4. Звіт з людського розвитку в Україні за 2008 рік. Людський розвиток і європейський вибір України. – ПРООН, Україна, травень 2008 р. – 122 С.
5. *Неверова О.А.* Древесные растения и урбанизированная среда: Экологические и биотехнологические аспекты / О.А. Неверова, Е.Ю. Колмогорова. – Новосибирск: Наука, 2003. – 222с.
6. *Николаевская Т. В.* Влияние промышленных газов на некоторые физиолого-биохимические процессы у растений / Т. В. Николаевская // Промышленная ботаника: ёсостояние и перспективы развития. – Киев: Наук. думка, 1990. – С. 134–135.
7. *Одукалець І.О.* Морфолого фізіологічні зміни деревних рослин за атмосферного забруднення / І.О. Одукалець // Питання біоіндикації та екології. – Запоріжжя: ЗНУ, 2011. – Вип. 16. – № 1. – С. 54–78.
8. *Христова Т. Є.* Історичний аспект біохімічного різноманіття фотосинтезу та його роль в екології рослин і фітоіндикація / Т. Є. Христова, О. Є. Пюрко // Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія. – 2009. – Т. 3, Вип. 17. – С. 92–100.

Ю.Г. Масикевич

Черновицкий факультет Национального технического университета «Харьковский политехнический институт», Украина

ИЗМЕНЕНИЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ФОТОСИНТЕТИЧЕСКОГО АППАРАТА ГОРОДСКОЙ ДЕНДРОФЛОРЫ В УСЛОВИЯХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА

Исследовано структурно-функциональное состояние фотосинтетического аппарата 4-х видов городской дендрофлоры. Установлено видоспецифичность процесса адаптации реакций фотосинтеза к действию загрязнителей атмосферного воздуха.

Ключевые слова: фотосинтез, атмосферное загрязнение, фитоиндикация, городская дендрофлора

Yu.G. Masikevych

Chernivtsy Faculty of National Technical University “Kharkiv Politechnical Institute”, Ukraine

THE CHANGE OF INDEXES OF PHOTOSYNTHESIS APPARATUS OF CITY DENDROFLORA IN THE CONDITIONS OF CONTAMINATION OF ATMOSPHERIC AIR

The structural-functional state of the 4th types of city dendroflora was investigated. It is set species-specific process of adaptation of reactions of photosynthesis to the action of pollution the atmospheric air.

Key words: photosynthesis, atmospheric contamination, plant-indycation, city dendroflora

Рекомендує до друку

Надійшла 17.08.2011

М.М. Барна

УДК 581.132:633.63

В.В. РОГАЧ

Вінницький державний педагогічний університет ім. М. Коцюбинського
вул. Острозького, 32, Вінниця, 21000

ВПЛИВ ХЛОРМЕКВАТХЛОРИДУ НА МОРФОГЕНЕЗ ТА ПРОДУКТИВНІСТЬ ОЗИМОГО РІПАКУ

Показано, що обробка рослин ріпаку ретардантом хлормекватхлоридом приводить до збільшення кількості листків на рослині та тривалості їх життя, а також до зменшення довжини стебел і збільшення їх товщини. Ретардант потовщував листову пластинку за рахунок збільшення розмірів хлоренхіми. Під дією препарату у рослин зростала кількість пагонів першого порядку та стручків на них, що підвищувало продуктивність культури.

Ключові слова: ріпак (*Brassica napus L.*), хлормекватхлорид, морфогенез, насіннева продуктивність

Одним із центральних напрямів вирішення проблеми одержання високих і стабільних урожаїв у рослинництві є застосування інтенсивних біологічних технологій з використанням синтетичних регуляторів росту [3, 5]. За своєю природою ці препарати є або аналогами фітогормонів, або модифікаторами гормонального статусу рослин. Регулятори росту володіють широким спектром дії на рослини, їх застосування дозволяє спрямовано регулювати окремі етапи онтогенезу рослин з метою мобілізації потенційних можливостей рослинного організму [6].

Серед синтетичних регуляторів чільне місце займають інгібітори росту рослин з антигібереліновим механізмом дії – ретарданти, які здатні уповільнювати ріст, не викликаючи при цьому аномальних відхилень [8]. Найбільш широко застосовуваною групою ретардантів є четвертинні амонієві, сульфонієві та фосфонієві солі. Серед онієвих сполук найпоширенішим є β -хлоретилтриметиламонійнийхлорид з тривіальною назвою хлормекватхлорид та технічною ССС, який випускають під найрізноманітнішими комерційними назвами (цикоцель, стабілан) [10].

Аналіз тенденцій розвитку світового рослинництва свідчить про суттєвий ріст виробництва олійних культур, серед яких ріпак займає за посівними площами третє місце після сої та бавовнику [7, 9]. Озимий ріпак є культурою економічно високорентабельною, вміст олії у сучасних сортів і гібридів перевищує 40%, а за урожайністю насіння наближається до зернових колосових культур. Крім цього, ріпак має високу інтенсивність фотосинтезу, слугує джерелом поповнення гумусу, покращує агрофізичні і мікробіологічні властивості ґрунту та продуктивність сівозмін [10]. Таким чином, розробка нових технологій вирощування цієї культури з метою підвищення урожайності має важливе господарське значення.

Тому метою нашої роботи було вивчити вплив 1%-го розчину хлормекватхлориду на анатомо-морфометричні характеристики рослин озимого ріпаку та його продуктивність.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили у польових умовах на виробничих насадженнях озимого ріпаку сорту Галицький СВАН «Поділля» Барського району Вінницької обл. Озимий ріпак сіяли 18 серпня 2005 і 22 серпня 2006 року. Норма висіву 10 кг/га, щільність посіву 80-100 рослин на 1 м², ширина міжрядь – 15 см. Рослин обробляли за допомогою ранцевого обприскувача ОП-2 1%-ним водним розчином хлормекватхлориду у фазу бутонізації 24 квітня 2006 р. і 23 квітня 2007 р. Контрольні рослини обприскували водопровідною водою. Площа ділянок становила 9 м², повторність дослідів п'ятикратна.

Морфометричні показники та відбір матеріалу для аналізу здійснювали кожні 10 днів. Площу листків визначали ваговим методом [4]. Мезоструктурну організацію листка вивчали на фіксованому матеріалі в кінці вегетації. Для аналізу відбирали листки одного віку та ярусу, а дослідження анатомічної будови стебла проводили в середній частині органу. З метою консервації застосовували суміш рівних частин етилового спирту, гліцерину і води з

додаванням 1%-го формаліну [6]. Визначення розмірів клітин, окремих тканин, органів, діаметру судин здійснювали за допомогою окулярного мікрометра МОВ-1-15х. Для цього використовували часткову мацерацію тканин листка. Як мацеруючий агент було обрано 5%-й розчин оцтової кислоти в 2 моль/л соляної кислоти [6].

Вивчення залишкової кількості хлормекватхлориду проводили методом тонкошарової хроматографії на пластинках марки «Silufol UV-254» фірми «Kavalier» (Чехія). Кількість хлормекватхлориду вираховували шляхом визначення величини оптичної густини хроматограми зразка, що аналізується, і стандартних розчинів, які вимірювали на спектрофотометрі СФ-46 (Росія) в наскрізному світлі при довжині хвилі 730 нм. Паралельно кількість препарату визначали шляхом порівняння плям хроматограм. Рівень чутливості досліджу 0,05 мг/кг. Стандартне відхилення результатів аналізу для зерна і насіння становить 0,01 мг/кг. Повнота визначення становить 85-90%.

З метою вивчення впливу ретарданту на продуктивність ріпаку проведено визначення біологічної та технічної урожайності культури [9].

Одержані матеріали оброблені статистично та за допомогою комп'ютерної програми «STATISTICA – 5,2».

Результати досліджень та їх обговорення

Вивчення особливостей росту і розвитку озимого ріпаку при обробці навесні розчином ретарданту свідчить про суттєві зміни у морфогенезі рослин, причому, погодні умови вегетації суттєво впливали на ці показники. Встановлено, що застосування 1%-го розчину хлормекватхлориду гальмувало ріст рослин. За умов достатнього водозабезпечення у 2006 р. препарат пригнічував ріст рослин озимого ріпаку на 7% у порівнянні з контролем, а у посушливих умовах вегетації 2007 р. - на 14% (рис. 1).

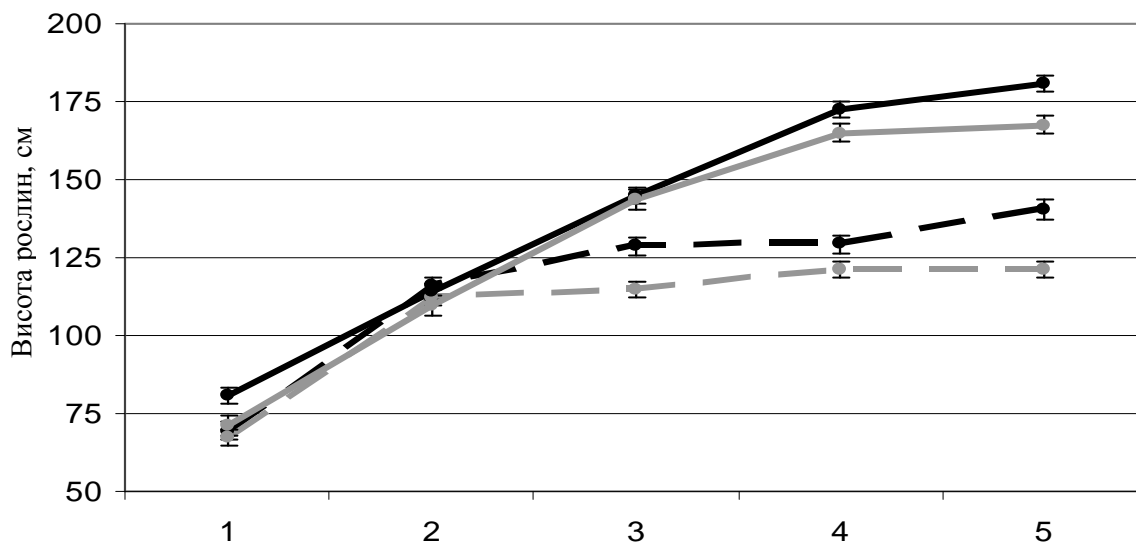


Рис. 1. Вплив 1%-го хлормекватхлориду на ріст рослин озимого ріпаку сорту Галицький.

Дати обробки: 2006 рік – 24 квітня, 2007 рік - 23 квітня.

Дати відбору проб: 1 – 01.05., 2 – 10.05., 3 – 20.05., 4 – 30.05. 5. – 10.06.

— — контроль; — — 1%-й хлормекватхлорид;
 — — 2006 рік, — — — — 2007 рік.

Для переважної більшості сільськогосподарських культур польової сівозміни характерним є вилягання посівів [14]. Проблема вилягання є актуальною і для олійних хрестоцвітих культур, в тому числі і ріпаку [10].

З цією метою нами було вивчено анатомічну будову стебла під впливом інгібітору росту хлормекватхлориду на кінець вегетації у 2006 та 2007 роках. Встановлено, що зменшення

висоти рослин за дії інгібіторів росту супроводжувалося потовщенням стебла в середній частині за рахунок розростання кори, причому вплив ретарданту за умов вегетації 2006 року був сильнішим порівняно з 2007. Окрім цього досліджено, що у дослідних рослин спостерігалось збільшення поперечних розмірів клітин склеренхімних волокон з одночасним потовщенням їх клітинних оболонок. Препарат також зменшували діаметр судин (табл. 1).

Таблиця 1

Вплив 1%-го хлормекватхлориду на анатомічну будову стебла рослин озимого ріпаку сорту Галицький

Показники	2006 рік		2007 рік	
	Контроль	1%-й ССС	Контроль	1%-й ССС
Довжина клітин склеренхіми на поперечному зрізі, мкм	22,07 ±1,41	*27,95 ±1,73	23,74 ±1,01	*25,96 ±0,68
Ширина клітин склеренхіми на поперечному зрізі, мкм	17,38 ±0,45	*19,11 ±0,59	17,29 ±0,56	*19,33 ±0,45
Товщина оболонки клітин склеренхіми, мкм	4,94 ±0,21	*5,56 ±0,22	3,88 ±0,18	*4,51 ±0,14
Товщина кори, мкм	139,77 ±5,54	*159,12 ±5,26	106,17 ±3,54	*128,28 ±6,38
Діаметр судин, мкм	55,08 ±2,91	*29,59 ±0,49	17,20 ±0,48	*15,71 ±0,56

Примітка. *- різниця достовірна при $P \leq 0,05$

Така специфіка диференціації пагона під впливом ретарданту сприяє посиленню його механічної міцності, що створює технологічні переваги при збиранні урожаю, особливо на сортах, які сильно вилягають [11].

У ряді робіт зустрічаються дані щодо зміни габітусу рослин під впливом інгібіторів росту. Так, при обробці рослин гірчиці білої сорту РС-5 паклобутразолом в концентрації 5-20 мкг/мл одночасно із гальмуванням ростових процесів відбувалася модифікація габітусу рослин, посилювалося галуження головного стебла та збільшувався кут відходження від нього гілок першого порядку [13]. Проведені нами дослідження свідчать, що під впливом обробки рослин озимого ріпаку ретардантом спостерігали збільшення кількості гілочок першого порядку незалежно від погодних умов вегетації (табл. 2).

Поява нових атрагуючих зон у стеблі (додаткові гілочки першого порядку і стручків) є фактором, який впливає на характер донорно-акцепторних відносин цілої рослини. Результати наших досліджень свідчать про зміни у формуванні листового апарату за дії ретардантів у зв'язку із наростанням маси сухої речовини рослин по варіантах досліді. У типових погодних умовах вегетації 2006 р., коли відбувалося збільшення маси дослідних рослин у порівнянні з контролем, обробка рослин ретардантами призводила до закладання і формування більшої кількості листків на стеблі. Максимальна їх кількість за період вегетації у контролі і варіанті з 1%-м хлормекватхлоридом становила відповідно $11,60 \pm 0,27$; і $*17,60 \pm 0,45$ (* різниця достовірна при $P \leq 0,05$). За посушливих умов вегетації 2007 р. не спостерігалось достовірної різниці цього показника. Максимальна кількість листків по варіантах досліді відповідно становила $13,11 \pm 0,45$ і $13,42 \pm 0,53$.

Таблиця 2

Дія ретарданту на морфометричні показники рослин озимого ріпаку сорту Галицький

Варіант досліді	Кількість гілочок першого порядку, шт.	Діаметр стебла в центральній частині, мм
2006 рік		
Контроль	10,09±0,27	13,50±0,31
1%-й хлормекватхлорид	*11,40±0,25	*14,80±0,50
2007 рік		
Контроль	9,00±0,23	11,40±0,50
1%-й хлормекватхлорид	*9,70±0,21	12,10±0,40

Примітка. *- різниця достовірна при $P \leq 0,05$

Нами встановлено, що застосування хлормекватхориду викликало нетривалу епінастію листя, зменшувало інтенсивність забарвлення, не викликаючи при цьому симптомів фітотоксичності.

Відомо, що рістгальмуючі препарати впливають на кількість продохів на одиницю абаксіальної поверхні листка [2]. Проведені нами в 2006 році дослідження свідчать, що у дослідних рослин зростала площа продохів, але зменшувалася їх кількість на одиницю площі листка. Такі зміни у будові епідермісу за дії ретарданту зменшують швидкість випаровування, чим посилюють посухостійкість дослідних рослин (табл. 3). Як нами раніше відзначалось, за умов дефіциту вологи у дослідних рослин спостерігалось зменшення кількості листків на рослині у порівнянні з контролем. Така особливість дослідних рослин зменшує їх транспіративну активність, забезпечуючи більш економне використання води і як наслідок краще пристосування до несприятливих умов вегетації. Аналогічні результати констатуються і іншими дослідниками [2].

Таблиця 3

Вплив ретардантів на мезоструктурну організацію листків рослин озимого ріпаку сорту Галицький (на кінець вегетації у 2006 р.)

Показники	Контроль	1%-й ССС
Товщина верхнього епідермісу, мкм	23,79±1,38	*11,05±0,54
Товщина хлоренхіми, мкм	185,69±6,46	*230,63±2,39
Товщина нижнього епідермісу, мкм	19,10±1,08	*12,08±0,58
Об'єм клітин стовпчастої паренхіми, мкм ³	1355,72±25,91	*1436,61±27,26
Довжина клітин губчастої паренхіми, мкм	18,69±0,72	*22,10±1,04
Ширина клітин губчастої паренхіми, мкм	13,25±0,70	*21,55±1,35
Кількість продохів на 1 мм ² абаксіальної поверхні листка, шт.	118,80±5,36	*86,56±4,15
Площа одного продоху, мкм ²	228,99±7,93	*249,00±10,96
Кількість клітин епідермісу на 1 мм ² абаксіальної поверхні листка, шт.	535,48±24,87	*359,95±14,93

Примітка. * – різниця достовірна при $P \leq 0,05$

Відомо, що інгібітори росту впливають на площу листової поверхні рослин. Проведені нами дослідження свідчать, що рістгальмуючий препарат хлормекватхлорид практично у всіх варіантах досліду впродовж вегетаційного періоду зменшував площу листової поверхні рослин озимого ріпаку незалежно від умов вегетації (рис 2). Встановлено, що у період максимального накопичення вегетативної маси найбільшою була відносна різниця між площею контрольних та дослідних рослин у посушливих умовах вегетації 2007 року.

Разом із цим, результати наших досліджень свідчать, що за дії ретарданту відбувалося потовщення листової пластинки за рахунок фотосинтетичної тканини – хлоренхіми, а саме зростання об'єму клітин стовпчастої і розмірів клітин губчастої паренхіми. Такі зміни мезоструктурній організації листка за дії регулятора росту є передумовою покращення продуктивності культури (табл. 3).

У реалізації продуктивності рослин ріпаку велике значення має не лише листовка поверхня, а і швидкість відмирання листків [12]. Так, на кінець вегетації 2006 р. кількість живих листків у контролі і варіанті з 1%-м хлормекватхлоридом становила відповідно 9,66±0,36 та *11,75±0,41 (* різниця достовірна при $P \leq 0,05$). За посушливих умов вегетації 2007 р. різниця між контролем і дослідом була не достовірною – 9,12±0,40 і 9,63±0,38 у контролі та варіанті з 1%-м хлормекватхлоридом відповідно. Аналогічні результати спостерігали і на інших культурах [1].

Встановлено, що погодні умови вегетації суттєво впливали на урожайність культури. Спекотливі та посушливі умови вегетації 2007 року зумовили зниження продуктивності рослин, як у контролі, так і у досліді. З'ясовано, що особливо чутливими рослини виявилися до дефіциту вологи і високих температур у період від початку бутонізації до закінчення формування плодів (квітень-травень). Нестача вологи в цей час гальмувала ріст та розвиток

рослин, а висока температура повітря викликала опіки бутонів і квітів, що і зумовило зниження продуктивності рослин.

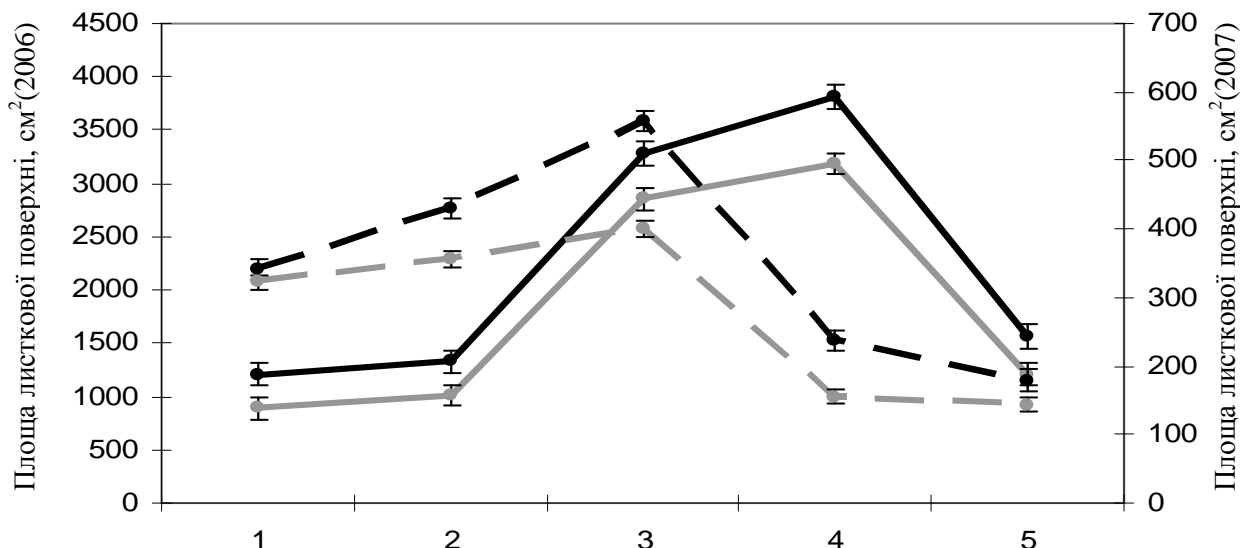


Рис. 2. Вплив 1%-го хлормекватхлориду на площу листя рослин озимого ріпаку сорту Галицький.

Дати обробки: 2006 рік – 24 квітня, 2007 рік - 23 квітня.

Дати відбору проб: 1 – 01.05., 2 – 10.05., 3 – 20.05., 4 – 30.05. 5. – 10.06.

— контроль; — 1%-й хлормекватхлорид;
 — 2006 рік, — — — — — 2007 рік.

Шкала зліва – 2006 рік, шкала зправа – 2007 рік.

Результати проведених нами досліджень свідчать, що хлормекватхлорид зумовлював зростання урожайності ріпаку незалежно від погодних умов вегетації за рахунок збільшення кількості гілочок першого порядку на 8-12%, кількості стручків на них на 2-11% та кількості насінин в одному стручку на 2-5% (табл. 2, 4). Маса 1000 насінин при цьому достовірно не змінювалася. Як наслідок, біологічна урожайність насіння з однієї рослини зростала на 11-12%, а технічна урожайність з площі 9 м² – на 8-12%.

Таблиця 4

Вплив хлормекватхлориду на урожайність озимого ріпаку сорту Галицький (польові дрібноділянкові дослідження)

Варіант досліджу	Біологічна урожайність				Технічна урожайність		
	Кількість стручків на рослині, шт.	Кількість насінин в стручку, шт.	Маса 1000 насінин, г	Урожай з однієї рослини, г	Урожай з 9 м ² , г	Урожай з 1 га, ц	Приріст, ц/га
2006 рік							
Контроль	52,38 ±1,76	24,90 ±0,54	3,59 ±0,08	4,68	2737,59 ±110,33	30,42	-
1%-й CCC	*58,44 ±1,56	25,43 ±0,44	3,51 ±0,08	5,22	*2959,81 ±112,36	32,89	2,46
2007 рік							
Контроль	24,17 ±0,51	24,69 ±0,31	5,03 ±0,06	3,01	888,67 ±20,26	9,88	-
1%-й CCC	24,60 ±0,45	*25,96 ±0,30	5,25 ±0,14	3,35	*998,97 ±20,81	11,10	1,22

Примітка. * – різниця достовірна при P ≤ 0,05

Причиною підвищення продуктивності культури за дії регулятора росту хлормекватхлориду є зміна в системі «джерело – стік» внаслідок інгібування активності

верхівкових меристем рослин під впливом ретарданту. При цьому надлишок асимілятів надходив до стручків, кількість яких за дії препарату збільшувалася.

Важливим з точки зору токсиколого-гігієнічних норм є контроль вмісту залишкових кількостей препаратів у насінні ріпаку. Дослідження згідно з ДСанПіН. 8.8.1.2.3.4.-000-2001 проводили методом тонкошарової хроматографії (згідно НТД – МУ № 1909-78) в токсикологічній лабораторії Вінницької обласної санітарно-епідеміологічної станції. Встановлено, що залишкова кількість препарату в насінні озимого ріпаку сорту Галицький не перевищує норми по НТД 0,1 мг/кг і становить нижче 0,05 мг/кг.

Висновки

Отже, проведені нами дослідження свідчать, що застосування ретарданту хлормекватхлориду суттєво впливає на ростові процеси, морфогенез та анатомічну будову рослин озимого ріпаку. Інгібітор росту гальмував ріст рослин, зменшував площу асиміляційної поверхні при одночасному потовщенні листкової пластинки за рахунок розростання хлоренхіми, потовщував стебло та посилював його галуження, що позитивно впливало на продуктивність культури.

1. *Влияние хлорхолинхлорида на интенсивность фотосинтеза, урожай и сахаристость сахарной свеклы /* Х. Н. Починок, А. С. Оканенко, К. Н. Голик, В. И. Погольская // Физиология и биохимия культ. растений. – 1976. – Т. 8, вып. 3 – С. 273–279.
2. *Деева В. П. Влияние хлорхолинхлорида на рост и строение листьев растений картофеля /* В. П. Деева // Изв. АН БССР. Сер. биол. наук. – 1978. – № 3. – С. 9–13.
3. *Икрина М. А. Регуляторы роста и развития растений : в 2 т. /* М. А. Икрина, А. М. Колбин. – М. : Химия, 2005. Т. 2 : Альгициды. Антидоты. Антистрессовые препараты. Влияние на репродуктивные органы растений. Дефолианты. Ингибиторы роста и развития растений. Ретарданты. – 2005. – 472 с.,
4. *Казаков С. О. Методологічні основи постановки експерименту з фізіології рослин /* С. О. Казаков – К. : Фітосоціоцентр, 2000. – 272 с.
5. *Кефели В. И. Общие проблемы регуляции онтогенеза /* В. И. Кефели, П. В. Власов, Л. Д. Прусакова // Природные и синтетические регуляторы онтогенеза растений ; под ред. Н. И. Якушкиной. – М., 1990. – С. 6–40.
6. *Кур'ята В. Г. Фізіолого-біохімічні механізми дії ретардантів і етиленпродуцентів на рослини ягідних культур : дис. ... доктора біол. наук : 03.00.12 /* Кур'ята Володимир Григорович. – К., 1999. – 318 с.
7. *Милащенко Н. З. Технология выращивания и использование рапса и сурепицы /* Н. З. Милащенко, В. Ф. Абрамов. – М. : Агропромиздат, 1989. – 223 с.
8. *Прусакова Л. Д. Применение производных триазола в растениеводстве /* Л. Д. Прусакова, С. И. Чижова // Агрехимия. – 1998. – № 10. – С. 37–44.
9. *Ріпак /* [за ред. В. Д. Гайдаша]. – Івано-Франківськ : Сівєрвія ЛТД, 1998. – 224 с.
10. *Шнаар Д., Норберт М., Самерсов В. // Рапс – культура с будущим.-* Нов. с. х.– 1999.– 31.– С.26–29
11. *Broschewitz B. Einsatz von Wachstumsreglem im Winterraps /* B. Broschewitz, P. Steinbach // Raps. – 1999. – Vol. 17, № 1. – P. 12–15.
12. *Hodairi M. The effects of paclobutrazol on growth and the movement of ¹⁴C-labelled assimilates in “Red Delicious” apple seedlings /* M. Hodairi, A. Canham, W. Buckley // J. hort. Sc. – 1988. – Vol. 63, № 4. – P. 213–223.
13. *Setia R. C. Influence of paclobutrazol on growth and yield of Brassica carinata A. Br. /* R. C. Setia, Gurmeet Bhathal, Neelam Setia // Plant Growth Regul. – 1995. – Vol. 16, № 2. – P. 121–127.
14. *Skubisz G. Determination of the mechanical properties of winter rape stalks /* G. Skubisz // Zesz. probl. post. nauk rol. – 1993. – № 399. – P. 219–225.

В.В. Рогач

Вінницький державний педагогічний університет ім. М. Коцюбинського, Україна

ВЛИЯНИЕ ХЛОРЕКВАТХЛОРИДА НА МОРФОГЕНЕЗ И ПРОДУКТИВНОСТЬ ОЗИМОГО РАПСА

Показано, что обработка растений рапса ретарданом хлормекватхлоридом приводит к увеличению количества листьев на растении и продолжительности их жизни, а также к уменьшению длины стеблей с одновременным их утолщением. Ретардант также утолщал листовую пластинку за счет увеличения размеров хлоренхимы. Под действием препарата у

растений возросло число побегов первого порядка и стручков на них, что повышало продуктивность культуры.

Ключевые слова: рапс (*Brassica napus L.*), хлормекватхлорид, морфогенез, семенная продуктивность

V. V. Rogach

M. Kotsyubynsky Vinnytsia State Pedagogical University, Ukraine

EFFECT OF CHLORMEQUAT-CHLORIDE ON MORPHOGENESIS AND PRODUCTIVITY OF WINTER RAPE

Shown that the treatment plant rape the retardant of chlormequat-chloride caused an increase in leaf number per plant, leaf life duration as well as decrease in stem height and an increase in their width. The retardant thickened surface of leaf by increasing the size of chlorenchyma. Under the action of the chlormequat-chloride in plants growing number of first-order shoots and pods on them, which increased the productivity of culture.

Key words: rapeseed (*Brassica napus L.*), chlormequat-chloride, morphogenesis, productivity

Рекомендує до друку

Надійшла 16.09.2011

Н.М. Дробик

УДК 591.5:594.3:576.895.122

А.П. СТАДНИЧЕНКО, О.І. УМАНЕЦЬ

Житомирський державний університет ім. Івана Франка
вул. В. Бердичівська, 40, Житомир, 10008

ВПЛИВ МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ НА ВМІСТ ЗАГАЛЬНОГО БІЛКА В ГЕМОЛІМФІ КАЛЮЖНИЦІ (MOLLUSCA, GASTROPODA, PESTINIBRANCHIA, VIVIPARIDAE) У НОРМІ І ЗА ІНВАЗІЇ ТРЕМАТОДАМИ

Досліджено вплив різних концентрацій натрієвої селітри (250, 500, 750 мг/дм³), хлорида калія (250, 500, 750 мг/дм³), суперфосфату (2500, 5000, 7500 мг/дм³) на вміст загального білка в гемолімфі *Viviparus viviparus* у нормі і за інвазії трематодою *Echinoparyphium petrowi*. З'ясовано, що цей показник залежить від фази викликаного отруєнням тварин патологічного процесу. За наявності трематодної інвазії шкодочинний вплив отруєння поглиблюється.

Ключові слова: міндобрива, *Viviparus viviparus*, *Echinoparyphium petrowi*, гемолімфа, загальний білок

Зростаюче з кожним днем забруднення природних вод мінеральними добривами спонукає необхідність дослідження особливостей впливу їх на різних гідробіонтів, у тому числі і на черевоногих молюсків. З них в Україні дуже широко розповсюдженою є калюжниця річкова, численні густонаселені популяції якої приурочені у своєму поширенні до всіх ландшафто-кліматичних зон цього регіону, за виключенням Карпат і більшої частини Криму. Якщо врахувати те, що калюжниця є найкрупнішими з усіх черевоногих молюсків фауни України, стає зрозумілим, що їм часто густо належить провідна роль у трофічній мережі біоценозів. А це означає, що саме ними визначається інтенсивність потоку речовин і енергії у багатьох водних екосистемах. Виходячи з цього, метою нашого дослідження було з'ясувати як різні концентрації міндобриг, розчинених у водному середовищі, впливають на показники життєздатності цих тварин, зокрема, на вміст загального білка в їх гемолімфі. За цією тест-функцією малося на увазі порівняти вільних від інвазії і заражених трематодами особин.

Аналіз літературних джерел за попередні роки дозволяє констатувати, що таких досліджень наразі є обмаль [1, 2]. З них витікає, що середній вміст загального білка у гемолімфі *V.viviparus* становит $0,86 \pm 0,11\%$, а у близького йому вида *V. contectus* – $5,0 \pm 0,03$ (самки) і $4,0 \pm 0,03\%$ (самці) [3, 4]. Показник цей підпадає віковій, статевій, сезонній і популяційній мінливості і різниться у вільних від інвазії і заражених трематодами моллюсків, а також залежить від інтенсивності інвазії.

Матеріал і методи досліджень

600 екз. калюжниці річкової *Viviparus viviparus* (Linné, 1758), зібраних у стислі строки в р. Тетерів (у межах Житомира). Доставлених у лабораторію тварин утримували в акваріумах (10 л) з дехлорованою відстоюванням (доба) водопровідною водою (температура $19 - 22^\circ\text{C}$, рН $7,2 - 7,6$, вміст кисню $8,3 - 8,9$ мг/л). Токсикологічний експеримент ставили за [6]. Він складався з попереднього (орієнтаційного) і основного дослідів. Перший з них скерований на визначення величин LK_0 , LK_{50} , LK_{100} для особин, підданих дії різних концентрацій (0,001, 0,01, 0,1, 1, 10, 100, 1000, 10000 мг/дм³) таких міндобрих як натрієва селітра, хлорид калія і простий суперфосфат. Опісля у межах $\text{LK}_0 - \text{LK}_{50}$ для кожного з цих токсикантів було обрано по 3 концентрації, які застосовувалися в основному досліді. Для натрієвої селітри і хлориду калія такими були 250, 500 і 750 мг/дм³, а для суперфосфата – 2500, 5000 і 7500 мг/дм³ токсиканта. Тривалість його – 2 доби. Через добу розчини заміняли свіжими.

Гемолімфу отримували методом прямого знекровлювання моллюсків. Вміст в ній загального білка встановлювали рефрактометрично (ИРФ–20). Зараженість *V. viviparus* трематодами виявляли мікроскопіюванням тимчасових гістологічних препаратів, виготовлених з тканин їх гепатопанкреаса. Визначення видової належності паразитів здійснювали на живому матеріалі за В. І. Здуном [7].

Опрацювання цифрових матеріалів методами базової варіаційної статистики здійснено за [7]. При збиранні і транспортуванні матеріала автори скористалися допомогою М. М. Сластенка, за що йому щиро вдячні.

Результати досліджень та їх обговорення

В усіх трьох дослідях (таблиця) контролем слугували дві групи тварин. Перша з них представлена була вільними від трематодної інвазії особинами. У калюжниць другої групи зареєстровано інвазію їх партенітами (редіями), розповсюджувальними личинками – церкаріями трематоди *Echinoparyphium petrowi* Nevostr., марити якої є [8] паразитами кішківника водоплавних і болотяних птахів, а також метацеркаріями *Echinostomatidae* sp. Середня екстенсивність інвазії моллюсків терерівської популяції становила $20,00 \pm 1,63\%$. Переважаючою формою інвазії було зараження моллюсків редіями і церкаріями. Паразити в їх організмі здебільшого локалізувалися в гепатопанкреасі, рідко – в гонадах (редії і церкарії). Випадки знаходження у них метацеркарій траплялися нечасто. Їх виявлено в мантиї, гепатопанкреасі, нозі.

За інвазії вміст загального білка в гемолімфі калюжниці (таблиця) був на 49% нижче норми ($p < 0,05$). Вважаємо, що це зумовлене комплексом причин. Перш за все, слід згадати про те, що за високої інтенсивності інвазії трематоли руйнують як міжацинарну сполучну тканину, так і печінкові трубочки (ацинуса) значної частини гепатопанкреаса, через що знижується його білковоутворювальна функція. У досліджених нами *V. viviparus* за інвазії неушкодженими залишалася лише близько 20 – 35% від загальної кількості печінкових трубочок і приблизно стільки ж (за об'ємом) міжацинарної сполучної тканини гепатопанкреаса. Крім того, за тяжкої інвазії, як відомо [2], пригнічуються захисно-приспосувальні можливості хазяїв, що проявляється падінням рівня їх загального обміну речовин, одними із проявів якого є зменшення рівня вмісту загального білка у гемолімфі. Нарешті, однією з можливих причин цього може бути і використання якоїсь частини загального білка гемолімфи паразитами, для яких організм хазяїна є єдиним джерелом цих сполук.

У середовищі, затруєному **натрієвою селітрою**, за всіх використаних у досліді концентрацій у вільних від інвазії *V. viviparus* відбувається зниження рівня вмісту загального білка у гемолімфі ($p < 0,05$) на 27 – 32% порівняно з нормою. Воно, наголосимо, у межах 250 –

750 мг/дм³ токсиканта у воді не залежить від концентрації останнього. Про це беззаперечно свідчить той факт, що вміст загального білка в гемолімфі молюсків за зазначених вище умов в усіх трьох випадках був майже однаковим (таблиця). Така реакція молюсків на вплив на них розчинів натрієвої селітри свідчить про те, що діапазону концентрацій її 250 – 750 мг/дм³ відповідає депресивна фаза [9] їх отруєння. Отже, обидві передуючі їй фази патологічного процесу (фази байдужих концентрацій і стимуляції) повинні проявлятися при концентраціях цього токсиканта, які не перевищують 250 мг/дм³.

У інвазованих трематодами особин під впливом зростаючих концентрацій натрієвої селітри спостерігається прогресуюче зростання вмісту загального білка в гемолімфі (на 13,2 – 18,5% відповідно контролю) (p<0,05). Однак ступінь зрушення цього показника у них значно менший, ніж у незаражених особин. Так, за 250 мг/дм³ цього токсиканта селітри в середовищі падіння вмісту білка в гемолімфі незаражених *V. viviparus* становить 28 – 32, тоді як у заражених особин – 14 – 19%.

Причину цього ми вбачаємо у дії на *V. viviparus* паразитичного чинника, котрий викликає розвиток руйнівних процесів у гепатопанкреасі (і тим більших, чим вищою є інтенсивність зараження молюсків трематодами). Зрозуміло, що за таких обставин утворення білкових речовин і надходження їх у гемолімфу гальмується. Отже, в умовах токсичного середовища трематодна інвазія – це отягчаючий чинник.

Під впливом **хлорида калія** (250 – 750 мг/дм³) вміст загального білка в гемолімфі всіх досліджених молюсків статистично вірогідно (p<0,05) зростає (таблиця).

Таблиця

Вплив міндобриг на вміст загального білка (%) в гемолімфі *Viviparus viviparus* у нормі і за інвазії трематоною *Echinoparyphium petrowi*

Інвазія	Натрієва селітра			Хлорид калія			Суперфосфат		
	n	min-max	M±m	n	min-max	M±m	n	min-max	M±m
Контроль ¹									
Немає	38	1,52-10,41	3,73±0,27						
Є	12	0,63-2,62	1,89±0,21						
250 мг/дм ³									
Немає	41	1,30-4,16	2,55±0,12	38	2,18-6,77	3,90±0,17	38	1,74-3,06	1,74±0,10
Редії, церкарії <i>E. echinotoides</i> , метацеркарії <i>Echinostomatidae</i> sp.	9	0,10-2,08	1,64±0,34	12	1,30-2,84	2,13±0,21	12	0,22-1,52	0,74±0,20
500 мг/дм ³									
Немає	43	0,35-5,47	2,65±0,17	41	2,40-8,49	4,16±0,20	40	0,43-2,84	1,79±0,08
Редії, церкарії <i>E. echinotoides</i> , метацеркарії <i>Echinostomatidae</i> sp.	7	0,43-3,72	1,68±0,49	9	1,74-3,50	2,38±0,16	10	0,28-0,86	0,55±0,07
750 мг/дм ³									
Немає	41	0,86-3,72	2,70±0,11	37	1,96-8,06	4,43±0,18	42	0,86-4,16	2,78±0,11
Редії, церкарії <i>E. echinotoides</i> , метацеркарії <i>Echinostomatidae</i> sp.	9	0,63-2,40	1,54±0,11	13	2,62-3,72	3,16±0,11	18	1,30-2,62	2,09±0,12

Це означає, що всі вони перебувають на другій стадії патологічного процесу, а саме на стадії стимуляції. Концентрації, що відповідають фазі байдужих концентрацій, слід шукати серед концентрацій хлорида калія менших за 250 мг/дм³. Зазначимо, що у інвазованих тварин зрушення обговорюваного показника більші, ніж у неінвазованих. Наприклад, за 750 мг/дм³ токсиканта у середовищі вміст загального білка у гемолімфі перших з них зростає в 1,7 рази, тоді як у других він становить усього лише 1,2 рази. Це, напевне, пояснюється тим, що за

¹ Наведені тут контрольні значення використано в усіх (трьох) токсикологічних дослідах.

помірної трематодної інвазії захисно-приспосувальний процес у молюсків полягає у підвищенні рівня їх загального обміну речовин. На користь цього твердження свідчать відмічене у них за згаданих вище обставин посилення серцебиття [10], збільшення рівня поглинання кисню [11, 12] і активності дихальних ферментів [13], зростання тепловіддачі [14]. Цілком слушно можна припустити, що при цьому зростанню підпадає і рівень білкового обміну, котрий супроводжується збільшенням вмісту речовин білкової природи у гемолімфі тварин. Ще більше підвищення рівня загального метаболізму відбувається у заражених особин під дією стимулюючих концентрацій хлориду калія. Отже, кінцевий результат досліда – зростання вмісту загального білка в гемолімфі інвазованих екземплярів *V. viviparus* в 1,7 рази порівняно з контролем – є наслідком сумарного (одночасного) впливу на молюсків обох стресуючих чинників.

У розчинах **суперфосфату** (2500 – 5000 мг/дм³) вміст загального білка у гемолімфі *V. viviparus* у переважній більшості випадків значно ($p < 0,05$) падає (таблиця), що свідчить про наявність у досліджених тварин третьої фази процесу отруєння – фази депресії. Це може свідчити як про пригнічення процесів білкоутворення в клітинах і тканинах, так і про посилення розкладання тканин гепатопанкреаса за інвазії. Крім того, накопичення в гемолімфі продуктів білкового обміну є можливим наслідком порушення роботи нирок молюсків.

За 7500 мг/дм³ суперфосфата у воді після 48-годинної експозиції тварин у такому розчині смертність їх становить 35%, що є свідченням глибоких порушень їх гомеостазу. Цій концентрації токсиканта відповідає передостання фаза процесу отруєння молюсків – сублетальна.

Висновки

Виходячи з п'ятифазного перебігу процесу отруєння у молюсків [9], відзначаємо, що натрієва селітра (250 – 750 мг/дм³) і суперфосфат (2500 – 5000 мг/дм³) викликають розвиток у них його депресивної фази, а суперфосфат у концентрації 7500 мг/дм³ – фази сублетальної. Натомість отруєння хлоридом калія (250 – 750 мг/дм³) супроводжується проявом у *V. viviparus* більш легкої фази патологічного процесу – стимуляції. Вміст загального білка в гемолімфі молюсків залежить від природи мінералів, концентрації їх у середовищі, від наявності чи відсутності трематодної інвазії і від інтенсивності останньої. Кінцевий результат цих чинників на обговорюваний показник є наслідком їх комплексної дії на молюсків. Трематодна інвазія при цьому є таким чинником, який поглиблює шкодочинну дію мінералів на них.

У подальшому доцільно встановити концентрації, які відповідають межах усіх фаз отруєння, викликаного дією на молюсків трьох означених вище мінералів.

1. Гуминский О. В. Влияние трематодной инвазии на динамику химического состава гемолимфы пресноводных моллюсков в норме и при фенольной интоксикации: автореф. канд. дис. / О. В. Гуминский. – М. – 1988. – 21 с.
2. Стадниченко А. П. Влияние трематодной инвазии и различных концентраций нитроаммофоски на содержание общего белка в гемолимфе живородки речной / А. П. Стадниченко, А. Ю. Зелинская. – 1988. – 7 с. – Деп. в Укр НИИНТИ 06.09.88 г., № 2217-Ук 88.
3. Стадниченко А. П. О половой изменчивости белкового состава крови *Viviparus contectus* (Millet, 1813) (Gastropoda, Prosobranchia) / А.П. Стадниченко // Зоол. журн. – 1970. Т. 49, вып. 5. – С. 680–685.
4. Стадниченко А. П. Сравнительная характеристика белкового спектра жидкости зародышевых капсул и гемолимфы живородки болотной (Gastropoda, Prozoobranchia) / А. П. Стадниченко // Вестн. зоол. – 1978, вып. 5. – С. 91–94.
5. Стадниченко А. П. Изменение белкового спектра крови *Viviparus contectus* (Millet, 1813) (Gastropoda, Prosobranchia) при инвазии личиночными формами трематод / А.П. Стадниченко // Паразитология. – 1970. – Т. 4, вып. 5. – С. 484–488.
6. Алексеев В. А. Основные принципы сравнительно- токсикологического эксперимента / В. А. Алексеев // Гидробиол. журн. – 1981. – Т. 17. – № 3. – С. 92–100.
7. Здун В. І. Личинки трематод в прісноводних молюсках України / В.І. Здун – К.: Вид-во АН УРСР. – 1961. – 141 с.
8. Смогоржевская Л. А. Гельминты водоплавающих и болотных птиц фауны Украины / Л.А. Смогоржевская. – Киев: Наук. думка. – 1976. – 416 с.

9. *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.
10. *Lee F. O.* Increased heart rate in *Biomphalaria glabrata* parasitised by *Schistosoma mansoni* / F. O. Lee, T. C. Cheng // *J. Invertebrate Pathol.* – 1970. – Vol. 16. – № 1. – P. 148–149.
11. *Hurst C. T.* Structural and functional changes in the Case of parasitism by the larvae of *Echinostoma revolutum* / C. T. Hurst // *Univ. Californ. Publ. Zool.* – 1927. – V. 29. – № 14. – P. 321–404.
12. *Meakin R. H.* Studies on the physiology of the snail *Biomphalaria glabrata* (Say): effects of body size, temperature and parasitism by the sporocysts of *Schistosoma mansoni* upon respiration // *Compar. Biochem. and Physiol.* – 1980. – Vol. A 66. № 1. – P. 137 – 140.
13. *Маляревская А. Я.* Биохимические механизмы адаптации гидробионтов к токсическим веществам / А. Я. Маляревская // *Гидробиол. журн.* – 1985. – Т. 21. – № 3. – С. 70 – 82.
14. *Hurst C. T.* Increased heat production in a poikilotherm animal in parasitism / C. T. Hurst, C. A. Walker // *Amer. Nat.* – 1933. – V. 69. – P. 461–466.

А. П. Стадниченко, Е.И. Уманец

Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

ВЛИЯНИЕ МИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ НА СОДЕРЖАНИЕ ОБЩЕГО БЕЛКА В ГЕМОЛИМФЕ ЛУЖАНКИ (MOLLUSCA, GASTROPODA, PECTINIBRANCHIA, VIVIPARIDAE) В НОРМЕ И ПРИ ИНВАЗИИ ТРЕМАТОДАМИ

Исследовано влияние разных концентраций натриевой селитры (250, 500, 750 мг/дм³), хлорида калия (250, 500, 750 мг/дм³), суперфосфата (2500, 5000, 7500 мг/дм³) на содержание общего белка в гемолимфе *Viviparus viviparus* в норме и при инвазии трематодой *Echinoparyphium petrowi*. Выяснено, что этот показатель зависит от фазы патологического процесса, вызванного отравлением животных. При наличии трематодной инвазии повреждающее влияние отравления усугубляется.

Ключевые слова: минудобрения, *Viviparus viviparus*, *Echinoparyphium petrowi*, гемолимфа, общий белок

A. P. Stadnychenko, O. I. Umanets

Ivan Franko State university of Zhytomyr, Ukraine

THE FERTILIZERS INFLUENCE ON GENERAL PROTEIN CONTENT IN HAEMOLYMPH OF VIVIPARUS SP. (MOLLUSCA, GASTROPODA, PECTINIBRANCHIA, VIVIPARIDAE) IN NORM AND UNDER TREMATODE INVASION

The influence of sodium nitrate in different concentrations (250, 500, 750 mg/dm³), potassium chloride (250, 500, 750 mg/dm³), superphosphate (2500, 5000, 7500 mg/dm³) on general protein content in the haemolymph of *Viviparus viviparus* in norm and under invasion with *Echinoparyphium petrowi* trematode is researched. This index is established to depend on the phase of pathological process caused by animal poisoning. Under trematode invasion the demaging influence of poisoning aggravaters.

Keywords: fertilizers, *Viviparus viviparus*, *Echinoparyphium petrowi*, haemolymph, general protein.

Рекомендує до друку

В.З. Курант

Надійшла 17.08.2011

УДК 597.551.2

О.В. ФЕДОНЕНКО, М.О. ШМАГАЙЛО

Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара
пр-т Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49000

СУЧАСНИЙ СТАН ПОПУЛЯЦІЇ СРІБЛЯСТОГО КАРАСЯ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Розглянуто сучасний стан популяції сріблястого карася Запорізького водосховища. Визначені та проаналізовані основні показники, які характеризують популяцію. Проведена оцінка промислових уловів сріблястого карася Запорізького водосховища за період з 2002 по 2010 рр.

Карась, вік, плодючість, популяція, водосховище

Протягом існування екосистема Запорізького водосховища зазнала низки трансформацій, викликаних змінами гідрологічного режиму. Головні зміни відбувалися у перші роки існування водосховища та при перетворенні його у внутрішньокаскадне. Трансформації гідробіоценозів були пов'язані з уповільненням течії, мулонакопиченням, переформуванням літоралі та вимиванням біогенів з новозалитих ґрунтів. Сучасний етап існування водосховища характеризується посиленням антропогенним тиском.

Після побудови греблі почалися процеси реструктуризації іхтіофауни. Видовий склад іхтіофауни зменшився на 11 таксонів. Помітно скоротилася чисельність реофільних видів (головень, марена, білизна, підуст). З уповільненням гідрологічного режиму водосховища стала активно розповсюджуватися риби лімнофільного комплексу (плітка, сом, лящ, карась, окунь). В наш час вони складають основу промислової іхтіофауни [4].

За досліджуваний період з 2007 по 2010 рр. у Запорізькому водосховищі сріблястий карась зайняв одне з ведучих місць серед промислових видів риб. Еврибіонтність, гіногенез, порційність нересту, велика плодючість, значний вихід молоді, слабкий тиск з боку хижаків та недостатня харчова конкуренція, висока здатність до адаптації в різних умовах існування – все це призводить до сплеску чисельності особин в популяції карася сріблястого, швидкого поширення виду по акваторії водосховища. Низька ринкова ціна робить не ефективним вилов карася з водойми, що зменшує промисловий тиск на цей вид. В свою чергу його поширення може створити екологічну небезпеку для представників цінних видів риб, кормову базу яких використовує карась. У зв'язку з цим виникає необхідність визначення стану популяції сріблястого карася в Запорізькому водосховищі [5].

Матеріал і методи досліджень

Відбір іхтіологічного матеріалу проводився протягом весняно-літнього та осіннього періоду 2007-2010 років у нижній ділянці Запорізького водосховища. Контрольні облови проводилися ставними сітками з кроком вічка 30-120 мм [2]. Визначення віку та розмірно-вагових показників здійснювали за загальноприйнятими методиками [3]. Окрім того використовували показники абсолютної плодючості. Для аналізу динаміки уловів використовували матеріали офіційної промислової статистики.

Результати досліджень та їх обговорення

Підвищення в уловах чисельності сріблястого карася у Запорізькому водосховищі спостерігається з 2002 р., і простежується протягом останніх восьми років [1]. Якщо в 2002 році його середні вилови становили 22,31 т, то у 2006 р. спостерігаємо підвищення показників до 76,49 т. На 2010 рік порівняно з попередніми роками середня кількість сріблястого карася в уловах досягла 135,25 т (рис. 1.). Відповідно підвищилась рибопродуктивність з 0,4 до 2,2 кг/га. Питома частка цього виду в уловах також змінилася і стійко тримається на рівні 15–20 %.

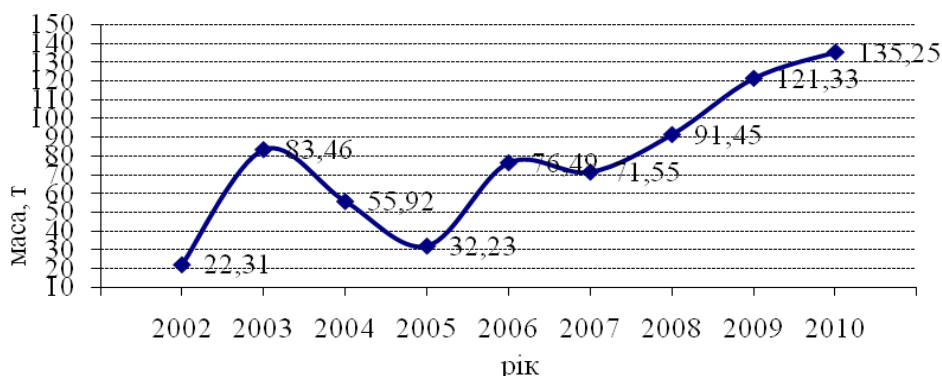


Рис. 1. Динаміка фактичних промислових уловів карася у Запорізькому водосховищі

В уловах контрольних сіток в 2007 році промислова популяція сріблястого карася складалася з 5 вікових груп: від трирічок до семирічок. Ядро популяції становили особини чотирьох- та п'ятирічного віку, що дорівнює 25% та 37% відповідно. У 2008-2009 рр. основу популяції формували шести- та семирічні риби. В цей період в уловах з'явилися особини восьмирічного віку, їх максимальна кількість була зафіксована в 2008 р. і становила 8,4% [7]. Порівняно з попередніми роками у 2010 році спостерігається розширення вікового ряду сріблястого карася, він налічує 8 вікових груп. З'являються дев'яти- та десятирічки, відсоткова частка в уловах яких сягає 1,3% та 0,7% відповідно. Ядро популяції формують чотирьох-, п'яти- та шестирічки (табл. 1).

Таблиця 1

Віковий склад нерестової популяції карася в Запорізькому водосховищі

Вік особин	2007 рік	2008 рік	2009 рік	2010 рік
чотирохрічки	25,6	16,5	17,3	23,4
п'ятирічки	37,2	15,6	18,1	18,2
шестирічки	11,4	34,4	25,3	20,8
семирічки	8,6	22	20,9	13
восьмирічки	0	4,6	5,9	11,7
дев'ятирічки				1,3
десятирічки				0,7

Дослідивши статеву структуру нерестової популяції встановлено, що у 2007 році кількість самців складала 46%, а самок – 54% від загальної кількості популяції. У 2008 році кількість самців дорівнювала 36%, а самок - 64%, а 2009 році самців - 34%, а самок – 66% [6]. Спостерігалось збільшення кількості самок в нерестовій популяції і відповідне зменшення самців. В 2010 році, порівняно з 2009 роком, великих змін в нерестовій популяції не спостерігалось. Відсоткова частка самців та самок становила 37% та 63% відповідно (рис. 2).

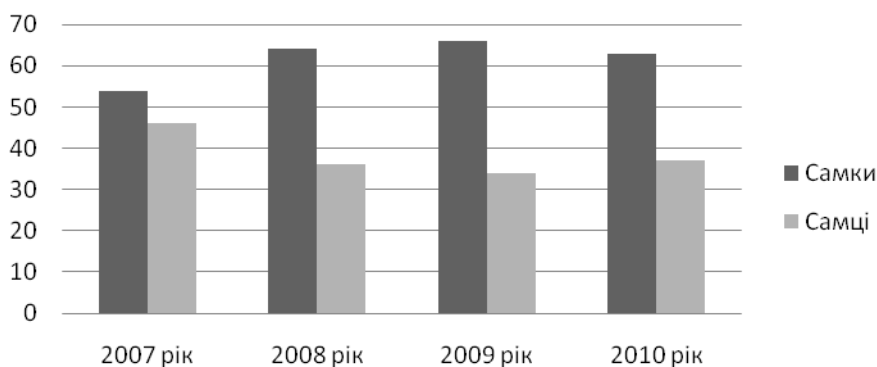


Рис. 2. Статеву структуру нерестових популяцій карася за 2007-2010 роки

Оскільки карась відноситься до порціонно нерестуючих риб, досить важко простежити динаміку плодючості, тому що наступна порція ікри знаходиться постійно у стадії дозрівання. Встановлено, що середні показники плодючості сріблястого карася в умовах Запорізького водосховища за період 2007-2010 рр. збільшується. Найменше значення плодючості спостерігалось у особин тьохрічного віку і становить 31,3 тис. шт. у 2007 році. Основу генеративного ядра складали особини чотирьох- та п'яти річного віку. Максимальна плодючість в 2010 році склала 49,3 та 128,8 тис. шт. відповідно. Поступово зі збільшенням маси та довжини особин спостерігали збільшення плодючості, при цьому коефіцієнт кореляції становив 0,88. Найбільша кількість ікринок спостерігалась у восьми- дев'яти- та десятирічних особин. Вона дорівнює 263,4; 280,6 та 298,7 тис. шт. відповідно (табл. 2).

Таблиця 2

Плодючість особин нерестової популяції карася Запорізького водосховища 2007-2010 роки

Вік особин	2007 рік	2008 рік	2009 рік	2010 рік
Трьохрічки	31,3	30,6	30,2	32,4
Чотирьохрічки	42,5	45,1	47,2	49,3
П'ятирічки	108,3	111,5	116,7	116,8
Шестирічки	142,7	137,9	142,5	146,8
Семирічки	218,2	215,6	220,2	220,5
Восьмирічки		262,9	263,1	263,4
Дев'ятирічки				280,5
Десятирічки				298,7

Висновки

Недостатня промислова експлуатація призвела до збільшення середнього віку карася Запорізького водосховища, що зумовлене накопиченням старших вікових груп. Основу вікового складу популяції сріблястого карася в 2010 році складали особини 4 та 6 річного віку. В умовах зустрічались особини дев'яти- та десятирічного віку.

За період 2007-2010 рр. суттєвих змін зазнала статеві структура популяції карася. Порівняно з 2007 у 2010 році зменшилась кількість самців на 12%, і на стільки ж зросла кількість самок.

Дослідження плодючості показали її поступове підвищення з кожним роком. Була встановлена залежність плодючості та морфометричних показників зі збільшенням середньої довжини та маси спостерігалось збільшення плодючості у всіх вікових групах карася.

Дослідивши динаміку промислових уловів карася, підвищення річних показників плодючості можна сказати, що його популяція підвищила свою чисельність і знаходиться у відносно стабільному стані, крім того, вони свідчать про високу ступінь фізіологічної пластичності його в умовах антропогенного навантаження водних екосистем. Стабільний стан популяції і рівень поповнення дозволяє отримати значиму промислову віддачу. Враховуючи еврибіонтність карася можна рекомендувати збільшити квоти по вилову даного виду.

1. *Біологічне* різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглороті (*Cyclostomata*). Риби (*Pisces*) // [Булахов В.Л., Новіцький Р.О., Пахомов О.Є., Христов О.О.]; за загальн. ред. проф. О. Є. Пахомова. – Д.: Вид-во Дніпропетр. ун-ту, 2008. – 304 с.
2. *Методика* збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України / Озінковська С.П., Єрко В.М., Коханова Г.Д. та ін. – К.: ІРГ УААН, 1998. – 47 с.
3. *Правдин И. Ф.* Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных) / И. Ф. Правдин – М.: Пищ, пром-сть, 1966. – 376 с.
4. *Екологічний* стан біоценозів Запорізького водосховища у сучасних умовах / [Федоненко О. В., Єсіпова Н.Б., Шарамок Т.С., Ананьева Т.В., Яковенко В.О., Жежеря В.А.]. – Д.: Дніпропетровський нац. ун-тет, 2009. – 276 с.
5. *Федоненко О.В.* Вплив антропогенних факторів на стан промислової іхтіофауни Запорізького водосховища: автореферат дис. на здобуття наук. ступеня доктора біологічних наук : спец. 03. 00. 16 «Екологія» / О.В. Федоненко. – Одеса, 2010. – С. 13-15.

6. Шмагайло М.О. Трансформація біорізноманітності іхтіофауни басейна Дніпра // Тезиси VII Міжнародної науково-практичної конференції молодих учених по проблемах водних екосистем «Pontus Euxinus – 2011» – Севастополь: ЭКОСИ- Гидрофизика, 2011. – 280с. С. 259-261.
7. Шмагайло М.О. Стан популяції срібного карася Запорізького водосховища/ М.О. Шмагайло, О.В. Федоненко., О.М. Маренков // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: Матер. III Міжнар. іхтіол. наук.-практ. конф. – Дніпропетровськ, 2010. – С. 176 – 178.

Е.В. Федоненко, Н.А. Шмагайло

Днепропетровский национальный университет им. Алеся Гончара, Украина

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ПОПУЛЯЦИИ СЕРЕБРЯНОГО КАРАСЯ ЗАПОРОЖСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Рассмотрено современное состояние популяции серебряного карася Запорожского водохранилища. Определены и проанализированы основные показатели, которые характеризуют популяцию. Проведена оценка промысловых уловов серебряного карася Запорожского водохранилища за период с 2002 по 2010 гг.

Ключевые слова: Карась, возраст, плодовитость, популяция, водохранилище

E.V. Fedonenko, N.A. Shmagaylo

Dnipropetrovsk National University named after Oles Gonchar, Ukraine

THE MODERN STATE OF POPULATIONS OF CRUCIAN CARP OF THE ZAPOROZHIAN RESERVOIR

It had been reviewed the current state of populations of Crucian carp of the Zaporozhian Reservoir. It had been identified and analyzed basic performance indicators that describe the fish population. It had been evaluated of fisheries catch of Crucian carp in the Zaporozhian Reservoir for the period from 2002 to 2010.

Key words: Crucian carp, age, fertility, population, the reservoir

Рекомендує до друку

Надійшла 17.08.2011

В.З. Курант

УДК 504.054 (477.85)

Н.Я. ХЛИСТУН

Чернівецький факультет Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут»
вул. Головна, 203 А, Чернівці, 58000, Україна

ДОСЛІДЖЕННЯ ГОСПОДАРСЬКОЇ ЦІННОСТІ АДВЕНТИВНИХ ВИДІВ м. ЧЕРНІВЦІ

Виявлено, що за корисним економічним значенням чужорідні види у місті Чернівці можна розділити на 8 груп, при цьому представники 6 груп є корисними для людини. Серед них спостерігаються лікарські, декоративні, харчові, кормові, високо медоносні рослини. Більшість видів мають комплексне значення. Найбільш численною групою є «бур'яни-лікарські».

Ключові слова: адвентивна флора, господарська оцінка, рудерали, меліоративні види, лікарські рослини

Розширення економічних, культурних, транспортних зв'язків між країнами сприяє проникненню в місцеві флори нових видів рослин. Господарські зв'язки між регіонами чи країнами стимулюють збільшення адвентивного елемента.

Причому флора збагачується не тільки завдяки заносу бур'янів із вантажами, але і завдяки здичавінню видів, що культивуються, чому сприяє діяльність розсадників, садівничих товариств. Як правило, адвентивні рослини, в першу чергу, поселяються в порушених рудеральних місцеіснуваннях. Швидке розповсюдження адвентивних рослин, крім відсутності конкурентів, пояснюється також відсутністю в нових умовах стримуючих факторів – комах, що харчуються цими видами, і хвороб [6, 7].

Середня частка адвентивних видів у флорах різних районів світу складає 16 %, причому на материках вона дорівнює 11 %, а на островах – 31 %. Картина синантропізації флор виглядає насупним чином: океанічні острови – 49%; Великобританія – 31%, Північна Америка – 19%; Австралія – 17 %; Південна Америка – 13 %; Європа – 9 %; Африка – 7 %; Азія – 7 %. При розгляді місцеіснувань прослідковується чітка картина: максимальна частка адвентивних видів (31%) виявлена в сільськогосподарських та міських екосистемах, наступними є ліси помірних широт в яких знайдено 22% пришельців. У біомі середземноморських склерофільних чагарників заносних видів теж багато – 17 %. Ці показники різко знижуються при посиленні опору абіотичного середовища. Так процентний вміст адвентів для альпійської рослинності становить 11 %, для саван – 8%, для вологих тропіків та пустель – 6 %. У тропічних екосистемах лімітуючим фактором є біотичний бар'єр, оскільки більшість адвентивних видів не готова до конкуренції з місцевими видами в таких комфортних умовах. Інтенсивність процесу проникнення видів у нові регіони зростала у зв'язку зі збільшенням чисельності населення планети та його переміщеннями. У флорі України адвентивний елемент становить 14,2% від загального числа видів. [5, 9].

Тривалий час серед дослідників переважав погляд на адвентивну флору як на явище небажане, з яким потрібно „боротися”, оскільки адвентивна флора ”забруднює” генофонд, витісняє аборигенні види з рослинних угруповань, що стимулює гібридогенез і веде до космополітизації флори.

До негативних характеристик відноситься і те, що серед адвентивних видів багато злісних бур'янів, видів, що шкідливі для тварин, отруйних, та таких, що викликають алергію. Але серед адвентів є і цінні, у господарському відношенні, види. Це – кормові, лікарські, декоративні рослини, хороші медоноси, біоіндикатори та ін. [1, 2, 3, 4].

Значна кількість адвентивних видів є важливими компонентами рослинності техногенних екоотопів і піонерів заселення.

Матеріал і методи досліджень

Мета дослідження – проаналізувати господарську цінність адвентивних видів міста Чернівці.

Дослідження проводилося впродовж 2009-2011 років на території міста Чернівці маршрутним і стаціонарним методами. Спостереженнями були охоплені всі основні зони міста, з різними ступенями антропогенного навантаження, місця найбільш інтенсивного занесення адвентивних рослин (території залізничних станцій, виробничих підприємств, будівельні майданчики, придорожні смуги вздовж автомобільних шляхів та залізничних колій), міські смітники, звалища, а також ділянки рослинності в межах приміської зеленої зони до 0,5 км, яка за територіальним розподілом належить до складу міста. Визначення рослин проводилося за загальноприйнятою методикою за допомогою визначника [8].

Результати досліджень та їх обговорення

Згідно проведених досліджень на території міста Чернівці виявлено 104 види вищих адвентивних рослин, всі вони відносяться до відділу *Magnoliophyta*, двох класів, сорока родин та дев'яносто одного роду.

За господарським значенням адвентивні види м.Чернівців нами були розподілені на 8 груп (табл. 1).

Як видно з таблиці 1, більшість адвентивних види рослин флори м. Чернівці є бур'янами – 63 види або 60,6 % від кількості адвентивних видів міста. Найбільш поширеними бур'янами, що зростають на пустирях, смітниках, будівельних майданчиках, узбіччях доріг є представники родин *Brassicaceae*, *Chenopodiaceae*, *Asteraceae*. Такими типовими рудеральними бур'янами міста Чернівці є *Cardaria draba*(L.)Desv., *Thlaspi arvense* L., *Lepidium campestre* (L.) R. Br.,

Bunias orientalis L., Chenopodium polyspermum L., Chenopodium ficifolium Smith, Senecio vulgaris L., Erigeron canadensis L., Artemisia annua L. Поширення *Iva xanthifolia (Nutt.) Fresen* та *Ambrosia artemisiifolia L.* набуває вигляду експансії на пустирях, узбіччі доріг, на будівельних майданчиках. Усі види роду *Artemisia, Ambrosia artemisiifolia, Iva xanthifolia* є сильними алергетиками, які можуть викликати напади бронхіальної астми, ринокон'юктивальні синдроми, дерматити. *Ambrosia artemisiifolia*, крім того, є небезпечним карантинним бур'яном.

Таблиця 1

Господарська оцінка видів адвентивної флори м. Чернівці

Господарська цінність	Кількість видів
Бур'яни	63
Лікарські рослини	10
Декоративні	26
Харчові	12
Кормові	4
Меліоративні	5
Алергетики	4
Добрі медоноси	5

На відкритих місцевостях, уздовж дачних ділянок, біля залізничної колії часто зростають такі види як *Capsella bursa-pastoris (L.) Medik., Centaurea cyanus L., Cichorium intybus L., Nyasycamus niger L., Vinca minor L., Mentha piperita L., Artemisia absinthium L., Calendula officinalis L., Chamomilla recutita (L.) Rauchert, Viola arvensis, Murr.*, що є цінними лікарськими рослинами [4].

Шкідливим для тварин є вид *Lepidium campestre*, що негативно впливає на шлунково-кишковий тракт тварин. Види роду *Artemisia* у тварин викликають збудження центральної нервової системи, *Sinapis arvensis L., Raphanus candidus Worosch.* негативно впливають на органи травлення. Плоди *Xanthium strumarium L.* пошкоджують слизові оболонки шлунково-кишкового тракту великої рогатої худоби [3] (на околицях міста багато людей утримує кіз, корів).

Дванадцять видів адвентивної флори є цінними харчовими рослинами. Більшість із цих видів, безперечно, є “утікачами з садів і грядок”. Це – *Morus nigra L., Armoracia rusticana Gaertn., Mey et Scherb, Grossularia reclinata (L.) Mill, Ribes nigrum L., Ribes rubrum L., Malus domestica Borkh., Cornus mas L., Avena sativa L., Anethum graveolens L., Vitis vinifera L., Juglans regia L., Cerasus vulgaris Mill.* Ці види характерні для старих закинутих садів та парків, зони дачних ділянок, околиць міста.

До групи меліоративних рослин було віднесено такі види як *Caragana arborescens Lam., Lupinus polyphyllus Lindl., Medicago sativa L., Robinia pseudoacacia L., Amorpha fruticosa L.*, а до кормових - *Medicago sativa, Avena sativa, Polygonum sachalinense Fr. Schmidt., Helianthus tuberosus L.*

Але багато видів мають комплексну цінність, використовуються у кількох галузях і потрапили у дві або декілька груп. Так наприклад, *Vinca minor* є декоративною рослиною, але також широко використовується як лікарська сировина в народній медицині. Чи, наприклад, *Centaurea cyanus* є не лише лікарською рослиною, але і бур'яном. Зокрема, багато з харчових та декоративних видів теж використовується як лікарська сировина в народній медицині. Бур'янів, які широко використовуються в народній медицині, у рослинності міста нараховується 34 види. Звичайно, ці види не можна збирати на забруднених територіях чи вздовж доріг, але на дачних ділянках вони цілком можуть бути використані як лікарська сировина. До цієї групи належать такі види: *Alliaria petiolata (Bieb.) Cavara et Grande., Anagallis arvensis L.* та інші. Види, які використовуються як харчові рослини, часто мають лікарські властивості. Серед адвентивних рослин флори міста Чернівці, таких нараховується 8. Це - *Anethum graveolens, Cichorium intybus, Armoracia rusticana, Grossularia reclinata, Ribes nigrum, Juglans regia, Morus nigra, Cerasus vulgaris.* Нами проведено комплексний аналіз господарської цінності адвентивних рослин міста Чернівці результати якого представлені у таблиці 2.

Комплексна характеристика господарської цінності адвентивних видів міста Чернівці

Комплексна цінність адвентивних видів	Кількість видів
Декоративні –лікарські	7
Бур'яни – лікарські	34
Харчові – лікарські	8
Кормові – декоративні	1
Кормові – лікарські	1
Кормові – меліоративні	1
Декоративні – меліоративні	5
Бур'яни – лікарські – алергетики	3
Декоративні – меліоративні – лікарські – медоносні	1
Всього	61

Група “декоративні-лікарські” серед адвентивних видів є нечисленною – всього 7 видів. До цієї групи ми віднесли *V. minor*, *C. officinalis*, *Pyrethrum parthenium*, *Solidago canadensis*, *Saponaria officinalis*, *Aesculus hippocastanum*, *Ailanthus altissima*.

По одному виду нараховують такі групи як :

- кормові – декоративні – *P. sachalinense*,
- кормові – лікарські – *A. sativa*,
- кормові-меліоративні – *M. sativa*.

До групи декоративних – меліоративних рослин було віднесено такі види як *C. arborescens*, *L. polyphyllus*, *M. sativa*, *R. pseudoacacia*, *A. fruticosa*.

Комплексне значення має *R. pseudoacacia*. Цей вид є декоративною, меліоративною, лікарською рослиною, а також хорошим медоносом. Цікавою та неоднозначною групою є група: “бур’яни-алергетики-лікарські”. До цієї групи нами віднесено наступні види: *A. artemisiifolia*, *A. absinthium*, *A. Annuale*.

Отже, господарське значення адвентивних видів у флорі міста є неоднозначним. Більшість адвентивних видів мають господарську цінність і можуть використовуватись людиною. Але і решта видів є потенційно цінними, оскільки їх властивості в достатній мірі не досліджувалися і можуть бути використані в майбутньому.

Висновки

1. За господарським значенням адвентивні види м. Чернівці нами поділено на 8 груп, причому представники шести груп є корисними для людини. Це лікарські, декоративні, меліоративні, харчові, кормові та добрі медоноси.
2. Встановлено, що 60,6 % адвентивних видів міста Чернівці є бур’янами. Насамперед, це представники родин *Brassicaceae*, *Chenopodiaceae*, *Asteraceae*.
3. Виявлено, що більшість адвентивних видів мають комплексну цінність і використовуються в кількох галузях. Найчисельнішою є група «бур’яни -лікарські», що нараховує 34 види.

1. *Бур’яни* УРСР, заходи боротьби з ними і ілюстрований їх визначник. / [за ред. Бордзіловського Є.І.] – К.: Вид-во АН УРСР, 1937. – 415 с.
2. *Горохова З.Н.* Визначник бур’янів Чернівецької області / З.Н.Горохова, Ю.В.Шеляг-Сосонко – Чернівці: Вид-ня Чернівецького держ. ун-ту, 1961. – 220 с.
3. *Дударь А.К.* Ядовите растения лугов и пастбищ/ Александр Константинович Дударь– М.: Россельхозиздат, 1980.– 112 с.
4. *Лікарські рослини: енциклопедичний довідник.* / [за ред. Гродзинського А.М.]. –К.: Українська енциклопедія, 1992.– 544 с.
5. *Мальшев Л.И.* Изменение флор земного шара под влиянием антропогенного давления / Л.И. Мальшев // Биологические науки.– 1981. – № 3. – С. 5–20.
6. *Миркин Б. М.* Адвентизация растительности: инвазивные виды и инвазивность сообществ / Б.М. Миркин, Л.Г. Наумова // Успехи современной биологии. – 2001. – № 6. – С. 550 – 562.
7. *Неронов В.М.* Чужеродные виды и сохранение биологического разнообразия / В.М.Неронов, А.А.Лушекина // Успехи современной биологии. – 2001. – Т. 121, № 1. – С. 121–128.
8. *Определитель высших растений Украины* / [Доброчаева Д. Н., Котов М.И, Прокудин Ю.Н. и др.]. – К.: Наукова думка, 1987. – 548 с.

9. Протопопова В. Біологічне забруднення флори / В.Протопопова, М.Шевера // Жива Україна. – 2000. – № 11 – 12. – С. 13 – 14.

Н.Я. Хлестун

ИССЛЕДОВАНИЕ ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ЦЕННОСТИ АДВЕНТИВНЫХ ВИДОВ
Г. ЧЕРНОВЦЫ

Черновицкий факультет Национального технического университета
«Харьковский политехнический институт», Украина

Обнаружено, что по полезному экономическому значению чужеродные виды в г. Черновцы можно распределить на 8 групп, причем представители шести групп являются полезными для человека. Это лекарственные, декоративные, пищевые, кормовые, высоко медоносные растения. Большинство видов имеют комплексное значение. Наиболее многочисленной группой являются «сорняки-лекарственные».

Ключевые слова: адвентивная флора, хозяйственная оценка, рудералы, мелиоративные виды, лекарственные растения

N.Ya. Khlystun

Chernivtsy Faculty of National Technical University «Kharkiv Politechnical Institute», Ukraine

THE STUDY OF ECONOMIC VALUES OF ADVENTIVE SPECIES CHERNIVTSI

Revealed that the economic importance of alien species Chernivtsi divided into 8 groups, with representatives of six groups is useful. This is medicinal, ornamental, food, feed, good melliferous plants. Most species have a complex value. The most numerous group are the "weeds-drugs."

Key words: adventive flora, economic evaluation, ruderaly, reclamation species, medicinal plants

Рекомендує до друку

Надійшла 11.08.2011

М.М. Барна

УДК 597.554.3 : 594.141

Л.М. ЯНОВИЧ, О.О. ЯНОВИЧ

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

**БЮЦЕНОТИЧНІ ЗВ'ЯЗКИ У СИСТЕМІ "ГІРЧАК-ПЕРЛІВНИЦЕВІ"
В УМОВАХ ЗАГАЛЬНОЇ ДЕГРАДАЦІЇ ПРІСНОВОДНИХ
МАЛАКОЦЕНОЗІВ УКРАЇНИ**

Встановлено поширення та зустрічальність перлівницевих, заселених гірчаком звичайним *Rhodeus sericeus amarus* Bloch, 1782 у всіх річкових басейнах України. Досліджено сезонну динаміку інвазії, особливості заселення гірчаком різних видів Unionidae (екстенсивність та інтенсивність інвазії). Показано статеву залежність ступеня інвазованості молюсків та локалізацію личинок гірчака в з'ябрах перлівницевих.

Ключові слова: личинки R. sericeus amarus, Unionidae, екстенсивність та інтенсивність інвазії, річкові басейни України

У прісноводних екосистемах двостулкові молюски родини Unionidae Rafinesque, 1820 тісно пов'язані різноманітними зв'язками з іншими біонтами, нерідко, навіть, виступаючи індикаторами стану популяцій останніх. Перлівницеві необхідні і для проходження життєвого циклу невеликої рибки – гірчака звичайного *Rhodeus sericeus amarus* Bloch, 1782. Самки гірчака відкладають яйця у мантийну порожнину різних видів Unionidae. Личинки, що з них утворюються, локалізуються у півз'ябрах молюсків. На думку деяких вчених [6], таке

співіснування може бути корисним при відтворенні двостулкових молюсків, оскільки глохидії, що викидаються молюском, прикріплюються для подальшого розвитку на зябрах та плавцях гірчака. Однак, проведені в подальшому дослідження відносин перлівницевих і гірчака [11, 18, 22] показали, що молюск не отримує жодних переваг від того, що в нього відкладають яйця, тому такі стосунки варто визначити не як мутуалістичні, а як паразитичні. З іншого боку, через таку особливість розмноження потрапив до Червоного списку [8] і сам гірчак. В умовах забрудненого середовища молюски вибивають яйця та ембріонів гірчака, що призвело до необхідності надати охоронного статусу виду в Нідерландах, Бельгії, Німеччині та Польщі. На теренах Росії [20], навпаки, гірчак швидко поширюється у межах свого природного ареалу. За останні роки він колонізував численні водойми в басейнах таких великих річок, як Волга, Кубань. З 80-их років минулого століття чисельність гірчака у водоймах стрімко зростає, часто він стає домінуючим видом. Таке швидке поширення – це результат діяльності людини (зарегулювання стоку, діяльність акваріумістів, використання гірчака як живця рибалками тощо). Окрім того відмічено, що гірчак вселився у водойми Британії, Хорватії, півдня Італії, Греції, США. У Британії його було визнано як вид, що становить потенційну загрозу для місцевих видів риб, і запропоновано методи його знищення [17].

В Україні нагальна потреба дослідження перлівницевих виникла в умовах загальної деградації прісноводних малакоценозів, стрімкого падіння чисельності та щільності їх населення, зникнення м'якунів з багатьох місць свого існування. Актуальним є встановлення екстенсивності та інтенсивності заселення гірчаком перлівницевих, видоспецифічності зараження цим паразитом, особливостей статевої структури його розподілу тощо. У зв'язку з тим, що гірчак характеризується малими розмірами (до 10 см) і не є об'єктом промислу, дослідження поширення гірчака звичайного у водоймах України в останні десятиліття фрагментарні [3, 9]. Саме тому дані дослідження є актуальними.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом слугували шість нативних (*Unio crassus* Philipsson, 1788, *U. tumidus* Philipsson, 1788, *U. pictorum* Linnaeus, 1758, *Anodonta cygnea* Linnaeus, 1758, *A. anatina* Nilsson, 1822), *Pseudanodonta complanata* Rossmassler, 1835) та один адвентивний (*Sinanodonta woodiana* Lea, 1834) види молюсків родини Unionidae, зібрані в 2009-2011 р.р. у басейнах Дніпра, Прип'яті, Південного та Західного Бугу, Дністра, Дунаю, Сіверського Дінця, річках Приазов'я та Криму (рис. 1). Загалом за період дослідження обстежено 115 пунктів та 999 екз. молюсків.

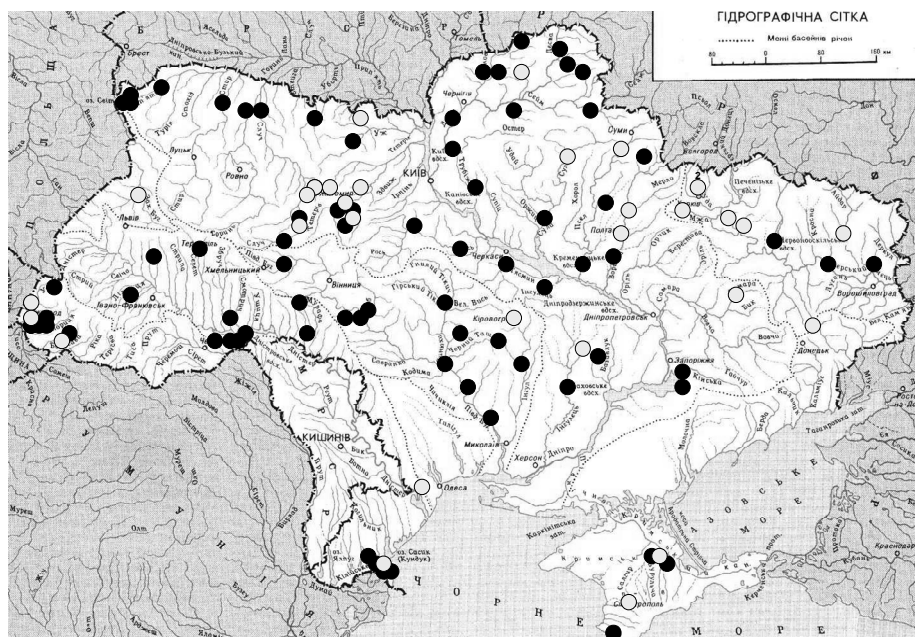


Рис. 1. Пункти дослідження: ● пункти, де перлівницеві не інвазовані личинками гірчака; ○ – пункти, де перлівницеві інвазовані личинками гірчака

Молюсків збирали вручну у прибережній зоні водойм та водотоків на глибині до 1,5 м. Щільність населення молюсків визначали методом площадок [5]. При ідентифікації молюсків

співставляли їх зовнішні конхіологічні ознаки (характер верхівкової скульптури, положення верхівки, особливості будови замка, колір і форму черепашки, її опуклість тощо) з описаними в літературі [4, 19]. Статеві молюсків визначали за тимчасовими гістопрепаратами, виготовленими з статевих продуктів [12]. Наявність яєць чи личинок гірчака встановлювали візуально під час огляду зябер молюсків. Екстенсивність заселення перлівницевих гірчаком або зустрічальність паразитів знаходити як відсоток уражених тварин. Інтенсивність інвазії вираховували як середньоарифметичний показник числа паразитів, що припадає на одну уражену особину хазяїна [2]. Вміст розчиненого кисню у воді визначали, використовуючи метод Вінклера [1].

Результати досліджень та їх обговорення

Для проведення цілорічного спостереження нами було обрано п'ять пунктів, які відрізняються за гідрологічними характеристиками та відносяться до трьох річкових басейнів – оз. Кам'яне (Радомишль Житомирської обл.), р. Тетерів (Житомир), р. Случ та споруджений на ній став (Баранівка Житомирської обл.), р. Уда (Нова Баварія Харківської обл.). В озері інвазованих перлівницевих було виявлено в березні-травні, в решті пунктів – у травні-липні. При цьому максимальна екстенсивність та інтенсивність інвазії переважно припадала на травень. Так, наприклад, екстенсивність інвазії *U. pictorum* з р. Уда (Нова Баварія Харківської обл.) в травні складала 92%, червні – 13, а в липні інвазованих особин не виявлено. Інтенсивність інвазії *U. pictorum* з р. Случ (Баранівка Житомирської обл.) була в травні 4-53 екз./особ., середині червня – 2-5, кінці червня – інвазованих особин не виявлено.

За період дослідження з березня по серпень в 2009-2011 р.р перлівницевих з личинками гірчака було відмічено лише з квітня по липень, незалежно від року дослідження, що узгоджується з результатами інших європейських дослідників [25]. У березні та серпні загалом було обстежено 44 пункти, в жодному випадку перлівницевих з личинками гірчака виявлено не було.

У обстежених із квітня по липень з 76 пунктів перлівницевих, заселених гірчаком, було виявлено інвазованих особин у 30 пунктах, тобто загальна зустрічальність становить близько 39,5% (рис.1). Взагалі не було інвазованих молюсків у водоймах та водотоках Приазов'я і водосховищах Дніпровського каскаду, що, на нашу думку, пов'язано з невеликою кількістю добутих молюсків в пунктах обстеження через загальну деградацію малакоценозів. Вперше нами зазначаються перлівницеві, заселені гірчаком, у водоймах Криму.

У всіх випадках молюсків, інвазованих личинками гірчака, було виявлено в прибережній зоні тихоплинних ділянок водотоків, їх зарегульованих частин. У водоймах зі швидкою течією перлівницевих з личинками гірчака зареєстровано не було. Так, в р. Чорній в околицях Сімферополя в зарегульованій ділянці було відмічено *U. crassus* з личинками гірчака. Вище ж за течією, біля Хмельницького, де річка має гірський характер, серед обстежених 20 екз. *U. crassus* жоден не був інвазованим.

За результатами досліджень, з усіх пунктів збору серед перлівниць та перлівницевих в цілому найбільш зараженим виявився *U. pictorum* (екстенсивність інвазії біля 30%), що узгоджується з літературними даними [21, 22, 23, 24] (рис. 2). І це спостерігається навіть у тому випадку, коли щільність його поселення при сумісному існуванні менша, ніж інших видів.

У беззубок найбільша екстенсивність інвазії (16,2%) відмічена в *A. anatina*, потім *A. cygnea* (4%). Досліджені *P. complanata* та *S. woodiana* виявились незаселеними гірчаком. Отже, щодо екстенсивності зараження серед досліджених видів Unionidae вибудовується така залежність: *S. woodiana* < *P. complanata* < *A. cygnea* < *A. anatina* < *U. tumidus* < *U. crassus* < *U. pictorum*.

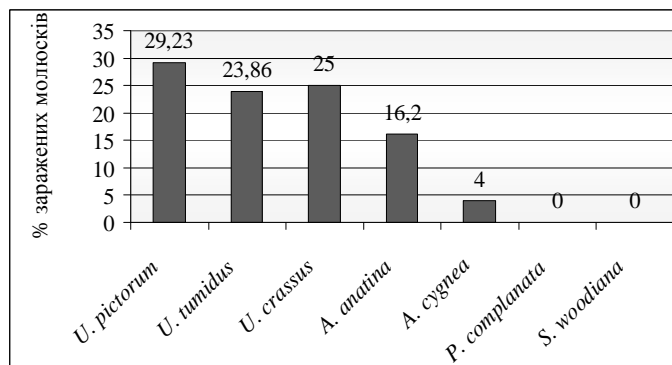


Рис. 2. Зараженість перлівницевих личинками гірчака

Хоча гірчак не проявляє специфічності у виборі молюсків, однак, як за літературними даними, так і за нашими дослідженнями, найбільш заселеним виявляється *U. pictorum*. Неоднакова зараженість різних видів перлівницевих пояснюється, ймовірно, [22, 25] фізіологічними особливостями цих тварин, а не здатністю гірчака вибирати певний вид молюсків. Він відкладає яйця в молюсків усіх видів, однак м'якуни потім можуть їх викидати. Про викидання яєць гірчака аноднтою за умови сумісного утримання в акваріумі відомо вже давно [7]. За нашими даними, витривалість перлівницевих до заселення гірчаком узгоджується з їх толерантністю до вмісту кисню (рис. 3), адже при заселенні зябер личинками гірчака інтенсивність дихання молюсків падає [11].

Саме тому, можливо, оксифільні *A. cygnea*, *P. complanata* й абортують яйця, а пластичні і витривалі до нестачі кисню *U. pictorum* *U. tumidus*, *A. anatina* витримують заселення гірчаком. Оксифільний *U. crassus* має високу екстенсивність та інтенсивність заселення лише у водоймах Криму та Закарпаття, басейні Прип'яті, де часто утворює монодомінантні угруповання. Що стосується *S. woodiana*, то її зараженість іншими паразитами – водяними кліщами – серед перлівницевих також є найнижчою [15].

Неодноразово констатовалось [12, 25], що ступінь ураження гірчаком самців вища, ніж самок. Таку закономірність отримано і нами. Так, серед інвазованих *U. pictorum* з 20 пунктів збору в 5 випадках екстенсивність інвазії самців перевищувала таку самок, в 10 – ураженими були лише самці, в решті випадків – переважали заселені самки. Така ж тенденція відмічена в інших видів молюсків. Для *U. tumidus* з 17 пунктів збору переважала екстенсивність інвазії самців – в 6 випадках, самок – 5 і в 6 – були інвазованими лише самці. Серед *U. crassus* з 7 біотопів переважно інвазованими були самці в 2, інвазовані лише самці – також в 2 місцях збору. В *A. anatina* з 11 місць у 7 були інвазованими лише самці.

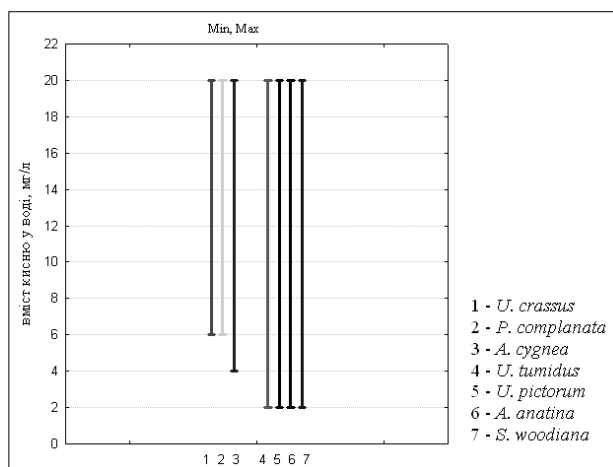


Рис. 3. Екологічні спектри перлівницевих.

У більшості обстежених самок м'якунів кількість личинок у внутрішніх півз'ябрах була більшою, ніж у зовнішніх, що відмічалось й іншими дослідниками [12, 14]. Це пояснюється, скоріш за все, виношуванням молюсками глідів саме у зовнішніх півз'ябрах. Проте «зяброва

вагітність» перлівницевих не є перешкодою для відкладання яєць гірчаком. Щоправда, серед 24 особин із «зябровою вагітністю», заселених гірчаком, у 15 личинки останнього були лише у внутрішніх (1-27 екз./особ.), у решти – їх значно менша кількість відмічалась і у зовнішніх півз'ябрах (1-14 екз./особ.). Напевне, виношуванням самками глохідіїв пояснюється й переважно нижча взагалі заселеність їх личинками гірчака порівняно з самцями.

За нашими даними, інтенсивність інвазії перлівницевих коливається від 1 до 67 екз. личинок гірчака на моллюска. При цьому інтенсивність інвазії беззубок є завжди нижчою, ніж перлівниць. Так, наприклад, при сумісному існуванні *U. tumidus*, *U. crassus* та *A. anatina* (Карасівка, Желябовка АР Крим) інтенсивність інвазії становила відповідно 1-45, 17-31, 1-20 екз./особ.

Дослідниками початку та середини минулого століття [13, 16] зазначаються максимальні значення заселення 27 екз./особ. Однак, вже через кілька десятиліть у перлівницевих відмічено 41 личинку гірчака (водойми України) [10], в *U. tumidus* – 63 (водотоки Британії) [17], а в *A. anatina* – 257 (гідромережі Чехії) [25]. Таке зростання інтенсивності інвазії може бути, з одного боку, обумовлене збільшенням чисельності гірчака у водоймах, з іншого, зменшенням щільності поселення перлівницевих через деградацію малакоценозів. Результатами наших досліджень цілком підтверджується факт, що із зменшенням щільності поселення перлівницевих екстенсивність їх інвазії зростає (рис. 4).

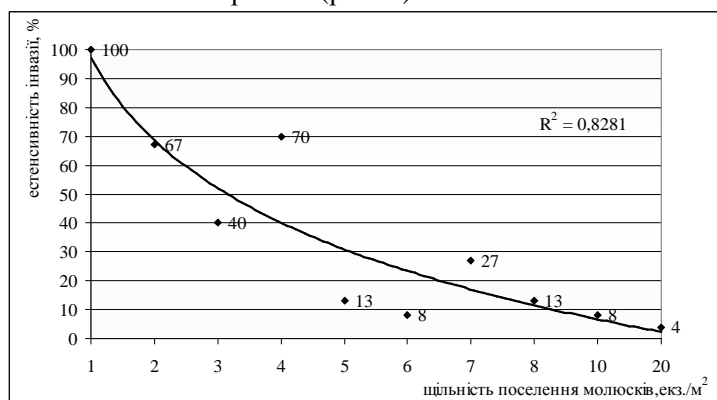


Рис. 4. Залежність екстенсивності інвазії *U. pictorum* від щільності його поселення

Обтяжує існування моллюсків і те, що розмноження перлівниць, так само, як і гірчака, відбувається навесні. При цьому «зяброва вагітність» моллюсків не виступає перешкодою для відкладання ікри гірчаком. Навпаки, при високій інтенсивності заселення личинки розвиваються як у внутрішніх, вільних від яєць та глохідіїв моллюсків, так і у зовнішніх півз'ябрах, де виношується «вагітність». Це може спричинити зниження плодючості перлівницевих. Щоправда, все ж таки, самці уражені переважно більше, ніж самки.

Висновки

Отримані результати свідчать про зростання за останні десятиліття екстенсивності та інтенсивності інвазії гірчаком перлівницевих. На нашу думку, це пояснюється падінням щільності поселення перлівницевих в антропогенно зрушених через гідротехнічне будівництво, зарегулювання стоку, надходження забруднюючих речовин тощо гідроценозах. А також, водночас, переважно через зарегулювання стоку, швидким розселенням гірчака в межах свого природного ареалу.

Також зростання екстенсивності та інтенсивності ураження перлівницевих свідчить про обтяження їх існування і можливу подальшу деградацію малакоценозів аж до повного зникнення.

1. Алейкин О. А. Гидрохимия рек СССР / О. А. Алейкин. – Л.: Гидрометеорол. Изд-во, 1948. – 184 с.
2. Аниканова В. С. Методы сбора и изучения гельминтов мелких млекопитающих. Учебное пособие / В. С. Аниканова, С. В. Бугмырин, Е. П. Иешко. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. – 145 с.

3. Булахов В. Л. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглороті (Cyclostomata). Риби (Pisces) / В. Л. Булахов, Р. О. Новицький, О. Є. Пахомов, О. О. Христов // за заг. ред. проф. О. Є. Пахомова. – Д. : Вид-во Дніпропетр. ун-ту, 2008. – С. 160–161.
4. Васильєва Л. А. Перлівниці Unionidae (Bivalvia) фауни України: алозимна й морфологічна мінливість / Л. А. Васильєва // Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – Київ, 2011. – 23 с.
5. Жадин В. И. Моллюски пресных и солоноватых вод СССР / В. И. Жадин. – М.; Л. : Изд-во АН СССР, 1952. – 376 с.
6. Жадин В. И. Фауна рек и водохранилищ / В. И. Жадин // Тр. Зоол. ин-та АН СССР. – 1940. – Т. 5. – Вып. 3–4. – С. 519–919.
7. Золотницкий Н. Ф. Аквариум любителя / Н. Ф. Золотницкий. – М. : ТЕРРА, 1993. – 784 с.
8. Конвенція про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі. Додаток III. Види фауни, що підлягають охороні. – Берн, 19 вересня 1979 р.
9. Прокопов Г. А. Пресноводная фауна бассейна р. Черной / Г. А. Прокопов // Вопросы развития Крыма: научно-практический дискуссионно-аналитический сборник. Проблемы экологии Крыма. Инвентаризация крымской биоты. – Симферополь: Таврия-Плюс, 2003. – Вып. 15. – С. 151–174.
10. Стадниченко А. П. Епіойки прісноводних молюсків (Gastropoda, Bivalvia) України / А. П. Стадниченко, В. К. Гирин, Л. Д. Іваненко // Мат-ли XI Всеукр. наук.-практ. конф. "Інноваційний потенціал української науки – XXI сторіччя" (26 квітня - 04 травня 2011 р.). – 2011. – С. 69.
11. Стадниченко А. П. О воздействии личинок горчака на пластинчатожаберного моллюска *Unio rostratus gentilis* Naas / А. П. Стадниченко, Ю. А. Стадниченко // Гидробиологический журнал. – 1981. – Т. 17. – № 5. – С. 57–61.
12. Стадниченко А. П. Фауна України. Перлівниці. Кулькові. / А. П. Стадниченко. – К. : Наукова думка, 1984. – Т. 29. – 384 с.
13. Троицкий С. К. Материалы по размножению унионид в водоемах Ростовской области и Краснодарского края / Троицкий С. К. // Тр. Ростов. обл. биол. о-ва. – 1939. – С. 77–102.
14. Хлопова А. В. Морфофункциональная характеристика репродуктивной системы горчаков (Cyprinidae, Acheilognathinae) и пескарей-леней (Cyprinidae, Gobioninae) бассейна реки Амур / А. В. Хлопова // Автореферат дис. ... канд. биол. наук. – Владивосток, 2009. – 25 с.
15. Шевчук Т. В. Водяні кліщі (Acari, Hirsacarina, Unionicola) як паразити перлівницевих (Mollusca, Bivalvia, Unionidae) / Т. В. Шевчук, Л. М. Янович // Молодь і поступ біології: збірник тез VII Міжнародної наукової конференції студентів і аспірантів (5-8 квітня 2011 року, м. Львів). – Львів, 2011. – С. 221–222.
16. Шнаревич И. Д. Эколого-географическая характеристика фауны Советской Буковины / И. Д. Шнаревич, М. Ф. Никитенко, В. Т. Черемисина // Тр. экспедиции по комплекс. изуч. Карпат и Прикарпатья. Сер. биол. наук. – 1959. – Т. 7. – С. 373–382.
17. Aldridge D. C. Development of European bitterling in the gills of freshwater mussels / D. C. Aldridge // Journal of Fish Biology. – 1999. – Vol. 54. – N. 1. – P. 138–151.
18. Dudgeon D. Site selection and attachment duration of *Anodonta woodiana* (Bivalvia: Unionacea) glochidia on fish hosts / D. Dudgeon, B. Morton // Journal of Zoology. – 1984. – Vol. 204. – Issue 3. – P. 355–362.
19. Glöer P. Süßwassermollusken / P. Glöer, C. Meier-Brook. – Hamburg : DJN, 1998 – 136 S.
20. Kozhara A. V. Range extension and conservation status of the bitterling, *Rhodeus sericeus amarus* in Russia and adjacent countries / A. V. Kozhara, A. V. Zhulidov, S. Gollasch, M. Przybylski, V. G. Poznyak, Zhulidov D. A. and T. Yu. Gurtovaya // Folia Zool. – 2007. – Vol. 56. – № 1. – P. 97–108.
21. Mills S. C. Host species preferences by bitterling, *Rhodeus sericeus*, spawning in freshwater mussels and consequences for offspring survival / S. C. Mills & J. D. Reynolds // Animal behaviour. – 2002. – № 63. – P. 1029–1036.
22. Mills S. C. The bitterling–mussel interaction as a test case for co-evolution / S. C. Mills, J. D. Reynolds // Journal of Fish Biology. – 2003. – № 63. – P. 84–104.
23. Przybylski M. Spatial distribution of oviposition sites determines variance in the reproductive rate of European bitterling (*Rhodeus amarus*) / M. Przybylski, M. Reichard, R. Spence & C. Smith // Behaviour. – 2007. – Vol. 144. – P. 1403–1417.
24. Smith C. Adaptive host choice and avoidance of superparasitism in the spawning decisions of bitterling (*Rhodeus sericeus*) / C. Smith, J. D. Reynolds, W. J. Sutherland, P. Jurajda // Behav. Ecol. Sociobiol. – 2000. – № 48. – P. 29–35.
25. Smith C. The reproductive ecology of the European bitterling (*Rhodeus sericeus*) / C. Smith, M. Reichard, P. Jurajda and M. Przybylski // J. Zool., Lond. – 2004. – Vol. 262. – P. 107–124.

Л.Н.Янович, О.О. Янович

Житомирский государственный университет им. Ивана Франко

БИОЦЕНОТИЧЕСКИЕ СВЯЗИ В СИСТЕМЕ «ГОРЧАК-ПЕРЛОВИЦЕВЫЕ» В УСЛОВИЯХ
ОБЩЕЙ ДЕГРАДАЦИИ ПРЕСНОВОДНЫХ МАЛАКОЦЕНОЗОВ УКРАИНЫ

Установлено распространение и встречаемость перловицевых, заселенных горчаком обычным *Rhodeus sericeus amarus* Bloch, 1782 во всех речных бассейнах Украины. Исследована сезонная динамика инвазии, особенности заселения горчаком различных видов Unionidae (экстенсивность и интенсивность инвазии). Показано половую зависимость степени инвазии моллюсков и локализацию личинок горчака в жабрах перловицевых.

Ключевые слова: личинки *R. sericeus amarus*, Unionidae, экстенсивность и интенсивность инвазии, речные бассейны Украины

L.M. Yanovich, O.O. Yanovich

Zhytomyr Ivan Franko State University, Ukraine

BIOCENOTIC LINKS IN THE RHODEUS-UNIONIDAE SYSTEM UNDER GENERAL
DEGRADATION OF FRESHWATER MALACOCENOSIS IN UKRAINE

The distribution and occurrence of Unionidae invaded with *Rhodeus sericeus amarus* Bloch, 1782 in all river basins of Ukraine are established. The invasion seasonal dynamics, peculiarities of Unionidae different species invasion with *R. sericeus amarus* (invasion extensivity and intensivity) are researched. The sex dependence of mollusk invasion level and *R. sericeus amarus* larvae localization in Unionidae branchial.

Key words: *Rhodeus sericeus amarus* larvae, Unionidae, invasion extensivity and intensivity, river basins of Ukraine

Рекомендує до друку

В.З. Курант

Надійшла 23.09.2011

БІОХІМІЯ

УДК 597.5: 577.152.1

В. Я. БИЯК, В. О. ХОМЕНЧУК, В. З. КУРАНТ

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

АКТИВНІСТЬ СУКЦИНАТДЕГІДРОГЕНАЗИ В ОРГАНІЗМІ ДЕЯКИХ ВИДІВ РИБ ІЗ МАЛИХ РІЧОК ЗАХІДНОГО ПОДІЛЛЯ

Досліджено активність сукцинатдегідрогенази в печінці та зябрах риб (*Cyprinus carpio* L., *Carassius auratus* L., *Perca fluviatilis* L., *Esox lucius* L.) із малих річок Західного Поділля (р. Серет, р. Золота Липа, р. Стрипа). Виявлено значні коливання активності фермента залежно від виду риб і гідрохімічного режиму річок, що може розглядатися як метаболічний чинник неспецифічної адаптації.

Ключові слова: короп, карась, окунь, щука, малі річки, печінка, зябра, сукцинатдегідрогеназа

Процеси детоксикації в організмі у водних тварин вимагають значних енергетичних затрат, що обумовлює наявність у них універсальних систем метаболічної адаптації до токсичних речовин, які не залежать від природи токсиканта. Важливою складовою захисту організму гідробіонтів за інтоксикації є ферментні системи, безпосередньо не пов'язані з детоксикацією, що беруть участь в стрес-редукованій регуляції обміну, і індукції специфічних чинників токсикорезистентності [8]. Сукцинатдегідрогеназа (КФ.1.3.99.1) є одним з ключових регуляторних ферментів циклу трикарбонових кислот, що бере участь в регуляції і взаємозв'язку окремих шляхів не тільки окислювального, але й пластичного обміну [2]. Активність сукцинатдегідрогенази (СДГ) може бути використана для оцінки енергетичного стану організму риб як в нормі, так і за дії несприятливих чинників середовища [5, 7], що певною мірою дозволяє оцінити сумарну токсичну забрудненість водойми чи її певних ділянок. Тому метою нашої роботи було дослідити активність СДГ в печінці та зябрах деяких видів риб малих річок Західного Поділля та оцінити роль зазначеного фермента у формуванні резистентності організму гідробіонтів до несприятливих умов навколишнього водного середовища

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом дослідження служили короп *Cyprinus carpio* L., карась *Carassius auratus* L., окунь *Perca fluviatilis* L. та щука *Esox lucius* L. статевозрілого віку, масою 290-330 г, 150-230 г, 170-230 г и 200-350 г, відповідно. Для дослідження риб відбирали з р. Серет, Золота Липа та Стрипа шляхом тралового відлову, після чого транспортували в лабораторію. Риб забивали декапітацією, на холоді відбирали тканини печінки, зябрових дуг та гомогенізували.

Активність сукцинатдегідрогенази в гомогенатах визначали ферриціанатним методом та виражали в нмоль сукцинату/мг білка·хв [6]. Вміст білка у ферментних препаратах визначали за методом Лоурі та співав. [9].

Одержані результати піддавали статистичній обробці за загальноприйнятою методикою з використанням t-критерія Стьюдента для визначення достовірної різниці [4].

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз експериментальних даних показав (табл. 1), що найвища активність СДГ відмічена в печінці окуня, майже на одному рівні вона у щуки, на 18% нижча у коропа та на 21% у карася.

Таблиця 1

Активність сукцинатдегідрогенази в тканинах досліджених видів риб (нмоль сукцинату/мг білка·хв, $M \pm m$, $n=9$)

Вид	Печінка	Зябра
Короп	2,06±0,06	1,82±0,09
Карась	1,97±0,11	1,87±0,16
Окунь	2,49±0,13*	2,05±0,24
Щука	2,31±0,08*	2,72±0,50

Примітка. * — відхилення порівняно із коропом статистично достовірні ($p < 0,05$)

Функціонування сукцинатдегідрогеназного комплексу досліджуваних прісноводних риб володіє не тільки видовими, але і тканинними особливостями. Так, у зябрах найвищої активності сукцинатдегідрогеназа досягає в щуки. На 15% вона нижча у цьому органі в окуня та на 30% у карася та коропа, де активність досліджуваного ферменту перебуває майже на одному рівні.

Можна відмітити вищий рівень функціональної активності сукцинатдегідрогенази, а отже і аеробних процесів, у хижих риб (окунь, щука) порівняно із коропом та карасем, що обумовлюється характером їх живлення, рухливістю та ін. [3].

Зміна фізичних та хімічних параметрів водного середовища може істотним чином модифікувати метаболічні процеси в організмі риби. Передусім це проявляється на молекулярному рівні у зміні ферментативної активності. У зв'язку з цим нами проведено порівняльний аналіз активності СДГ печінки та зябер коропа, карася, окуня та щуки малих річок Західного Поділля, що характеризуються різним рівнем антропогенного навантаження [1].

Результати досліджень показали, що активність ферменту у риби істотно залежить від гідрохімічних параметрів досліджуваних річок. Так, найвища активність СДГ у тканинах коропа із р. Серет (рис. 1.). При цьому у печінці цей показник приблизно на одному рівні у риби із р. Серет та Стрипа і в 1,2 він нижчий у риби із р. Золота Липа порівняно із р. Серет. У зябрах рівень активності досліджуваного ферменту в 1,2 та 1,6 рази нижчий у коропа із р. Стрипа та р. Золота Липа відповідно. Слід відмітити, що активність сукцинатдегідрогенази у зябрах риби із р. Серет та Стрипа вищий, ніж у печінці.

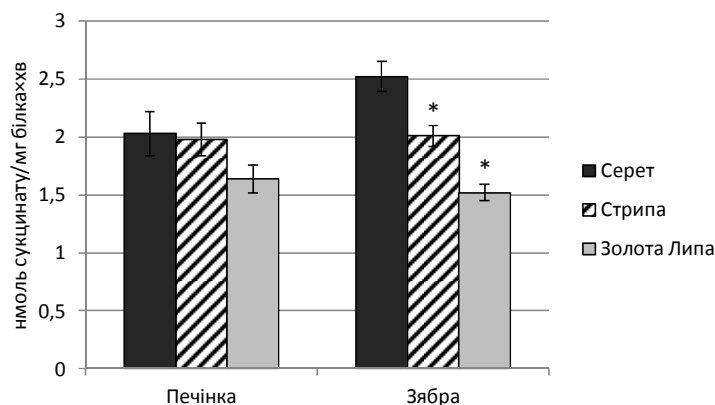


Рис. 1. Активність сукцинатдегідрогенази в організмі коропа з малих річок Західного Поділля (нмоль сукцинату/мг білка·хв, $M \pm m$, $n=5$)

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

У тканинах карася відмічено вищу активність СДГ зябер у порівнянні із печінкою в риб із р. Стрипа та Золота Липа (рис. 2.). Найвищої активності у печінці досліджуваний фермент досягає в риб із р. Серет, в 1,5 рази він нижчий у риб із р. Стрипа та майже на одному рівні із представниками цього виду із р. Золота Липа. Дещо інша картина спостерігається у зябрах карасів. Так, максимальна активність СДГ відмічена у риб із р. Золота Липа, дещо нижча вона у риб із р. Стрипа та в 1,8 рази — у карасів із р. Серет.

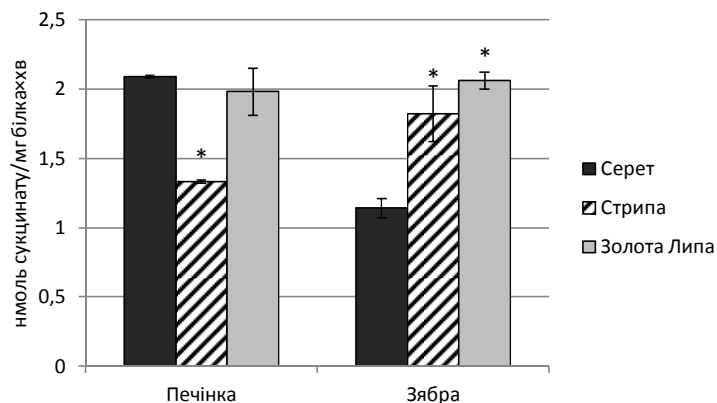


Рис. 2. Активність сукцинатдегідрогенази в організмі карася з малих річок Західного Поділля (нмоль сукцинату/мг білка×хв, $M \pm m$, $n=5$)

Найвищого значення активність досліджуваного ферменту відмічена в зябрах окунів із р. Серет (рис. 3.). Вона, відповідно, в 2 та 2,5 рази перевищує цей показник у зябрах представників досліджуваного виду риб із р. Стрипа та Золота Липа. Найвищої активності у печінці СДГ сягає у окунів із р. Стрипа, дещо нижча вона у риб із р. Серет та в 1,75 рази її активність нижча в окунів із р. Золота Липа. Слід відмітити, що активність досліджуваного ферменту в печінці даного виду вища у порівнянні із зябрами окунів із р. Стрипа та Золота Липа.

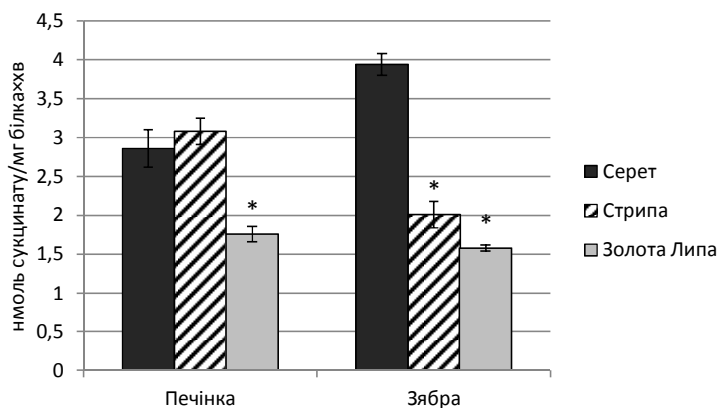


Рис. 3. Активність сукцинатдегідрогенази в організмі окуня з малих річок Західного Поділля (нмоль сукцинату/мг білка×хв, $M \pm m$, $n=5$)

Аналіз отриманих даних активності сукцинатдегідрогенази тканин щуки показав (рис. 4.), що найвищого значення у печінці вона досягає у риб даного виду із р. Серет, на 10% вона нижча у щук із р. Стрипа та Золота Липа, де цей показник перебуває на одному рівні. Аналогічна картина спостерігається у зябрах, де активність досліджуваного ферменту найвища у щук із р. Серет та майже в 3 рази перевищує це значення у риб із р. Стрипа та Золота Липа.

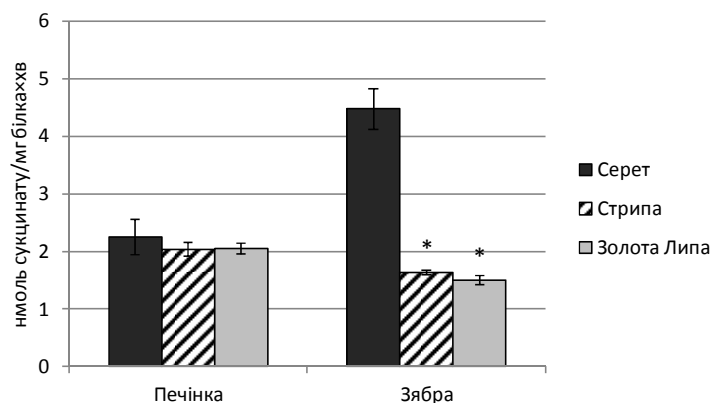


Рис. 4. Активність сукцинатдегідрогенази в організмі щуки з малих річок Західного Поділля (нмоль сукцинату/мг білка×хв, $M \pm m$, $n=5$)

Висновки

Найвищою активністю сукцинатдегідрогенази характеризуються тканини щуки та окуня, що можна пояснити високим рівнем аеробного метаболізму в їх організмі. На основі показників ферментної активності тканин риб умовно чистих водойм, можна опосередковано оцінити стан організму риб в антропогенно навантажених екосистемах, так як деструктивні явища в організмі риб слід розцінювати як функціональне накопичення і віддалений наслідок дії токсичних речовин.

1. Вітко Л. Я. Екологічний стан поверхневих вод Подільського Придністров'я / Л. Я. Вітко // Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету ім. М.Коцюбинського. Серія : Географія. — Вінниця, 2007. — Вип. 13. — С. 157—161.
2. Вольский Г. Г. О характере и особенностях регуляции сукцинатдегидрогеназы глюкокортикоидами / Г. Г. Вольский, Л. М. Осадчая / Митохондрии. Транспорт электронов и преобразование энергии. — М. : Наука, 1976. — С. 164—168.
3. Константинов А. С. Общая гидробиология / А. С. Константинов. — [4-е изд.] — М. : Высш. школа, 1986. — 472 с.
4. Лакин Г. Ф. Биометрия / Г. Ф. Лакин. — М. : Высшая школа, 1990. — 351 с.
5. Миронюк М. О. Особливості метаболічних адаптацій риб до нафтового забруднення водного середовища: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спец. 03.00.10 "Іхтіологія" / М. О. Миронюк. — К., 2009. — 21 с.
6. Определение активности сукцинатдегидрогеназы // Современные методы в биохимии / [под ред. В.Н. Ореховича.] — М. : Медицина, 1977. — С. 44.
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 : спец. 03.00.04 "Біохімія" / В. О. Хоменчук. — Львів, 2003. — 18 с.
8. Цветков И. Л. Биохимические параметры стресс-редуцирующей реакции гидробионтов при интоксикации : автореф. дисс. на соискание уч. степени доктора биологических наук : спец. 03.00.16 "Экология" / И. Л. Цветков. — М., 2009. — 46 с.
9. Protein measurement with the Folin phenol reagent / O.H. Lowry, N.Z. Rosebrough, A.L. Tarr [at al.] // J. Biol. Chem. — 1951. — Vol. 193, №1. — P. 265-275.

В. Я. Бияк, В. А. Хоменчук, В. З. Курант

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

АКТИВНОСТЬ СУКЦИНАТДЕГИДРОГЕНАЗЫ В ОРГАНИЗМЕ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ РЫБ МАЛЫХ РЕК ЗАПАДНОГО ПОДОЛЬЯ

Исследовано активність сукцинатдегідрогенази в печени і жабрах риб (*Cyprinus carpio* L., *Carassius auratus* L., *Perca fluviatilis* L. *Esox lucius* L.) из малых рек Западного Подолья (р. Серет, р. Золотая Липа, р. Стрипа). Выявлены значительные колебания активности фермента в

зависимости от вида рыб и гидрохимического режима рек, которые могут рассматриваться как метаболический фактор неспецифической адаптации.

Ключевые слова: карп, карась, окунь, щука, малые реки, печень, жабры, сукцинатдегидрогеназа

V.Y. Byyak, V.O. Khomenchuk, V.Z. Kurant

Volodimir Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

SUCCINATE DEHYDROGENASE ACTIVITY IN ORGANISM OF SOME FISH FROM THE HEADWATER OF WESTERN PODILLYA

The activity of succinate dehydrogenase in the liver and gills of carp *Cyprinus carpio* L., crucian carp *Carassius auratus* L., perch *Perca fluviatilis* L. and pike *Esox lucius* L. from the headwater of Western Podillya (Seret, Stripa and Zolota Lypa rivers) was investigated. It was found that the enzyme activity varies greatly depending of the species and hydrochemical state of rivers. It is considered as non-specific metabolic factor of the adaptation.

Key words: carp, crucian carp, perch, pike, headwater, liver, gills, succinate dehydrogenase activity

Рекомендує до друку

Надійшла 24.08.2011

В.В. Грубінко

УДК 581.1:57.044:582.683.2

С.И. ЖАДЬКО, Т.В. ВОРОБЬЕВА, А.А. СИВАШ, Д.А. КЛИМЧУК

Институт ботаники им. Н.Г. Холодного НАН Украины

ул. Терещенковская 2, Киев-1, 01601. Украина

ПРО-АНТИОКСИДАНТНЫЙ СТАТУС ЛИСТЬЕВ РАСТЕНИЙ *ALISMA PLANTAGO-AQUATICA* L. ПРИ ОСМОТИЧЕСКОМ СТРЕССЕ

При полиэтиленгликоль (ПЭГ)-индуцируемом осмотическом стрессе в листьях воздушно-водных и суходольных растений *A. plantago-aquatica* L. происходит раннее увеличение содержание H_2O_2 с последующим повышением активности аскорбат пероксидазы (АП) и каталазы (Кат). У воздушно-водных растений с более низким исходным уровнем антиоксидантной активности стресс вызывают более значительные увилечения содержания H_2O_2 и активности АП и Кат, чем у суходольных. Также установлена взаимосвязь между ранним увеличением содержания H_2O_2 , активностью АП, Кат и относительным содержанием воды.

Ключевые слова: *Alisma plantago-aquatica* L., H_2O_2 , аскорбат пероксидаза, каталаза, осмотический стресс.

В клетках растений при различных стрессах в процессе развития стрессорной оксидативной вспышки (СОВ) происходит раннее увеличение содержания активных форм кислорода (АФК), включая H_2O_2 , которые имеют двойную функцию, сигнальную и оксидативно-деструктивную. В качестве сигнальной функции АФК СОВ могут действовать как вторичные мессенджеры в индукции многих клеточных стресс-ответов [8, 12, 13]. Увеличение содержания АФК в клетках обычно происходит в первые минуты действия стресса и амплитуда ответа зависит от вида и дозы воздействий, физиологического состояния и возраста растений, и особенно, от общей антиоксидантной (АО) активности клеток, в том числе активности специальных антиоксидантных ферментов - супероксиддисмутазы (СОД), аскорбат пероксидазы (АП), каталазы (Кат), пероксиредоксина и других [12, 14, 15]. Известно, что растения с более

высоким уровнем АО активности, могут отвечать на один и тот же стресс меньшей амплитудой перекисидации (ПО) [13].

Ранее было показано, что растения частухи подорожниковой *Alisma plantago-aquatica* L., растущие в различных условиях водообеспечения – в воде (воздушно-водные растения), и на суходоле (суходольные растения), имеют различные уровни АО активности, интенсивности ПО и водного потенциала [1, 6]. Поэтому представляло интерес выяснение особенностей ранней СОВ и АО ответа у этих растений при осмотическом стрессе.

Целью работы было изучение содержания H_2O_2 и активности АП и Кат в листьях воздушно-водных и суходольных растений *A. plantago-aquatica*, имеющих различные исходные уровни АО активности, ПО и водного статуса, на ранних этапах действия полиэтиленгликоль-индуцируемого осмотического стресса.

Материал и методы исследований

Исследовали листья растений *A. plantago-aquatica*, которые росли в воде (воздушно-водная форма) и в прибрежной зоне на берегу (суходольная форма) реки Псел вблизи п.г.т. Великая Богачка, Полтавская область, Украина. Растения выкапывали с почвой и доставляли в лабораторию для дальнейших исследований. Осмотический стресс вызывали погружением дисков листьев 8 мм в диаметре в 30% раствор полиэтиленгликоля -6000 (ПЭГ) на 30, 60 и 90 мин, после чего определяли содержание H_2O_2 , активность АП и Кат [11]. Сырой и сухой вес и относительное содержание воды (ОСВ) определяли в соответствии с [9].

Содержание белка определяли по методу Бредфорда [7]. Повторность экспериментов 3-4 кратная. Полученные данные обрабатывали статистически [5].

Результаты исследований и их обсуждение.

В листьях воздушно-водных растений, растущих в естественных условиях, в среднем содержание H_2O_2 составляло $13,51 \pm 0,1$ мкмоль на мг белка; активность АП – $0,59 \pm 0,06$ мкмоль в мин на мг белка и активность Кат – $1,12 \pm 0,1 \Delta 240$ в мин на мг белка. В листьях суходольных растений содержание H_2O_2 составляло $14,64 \pm 0,3$ мкмоль на мг белка; активность АП – $0,71 \pm 0,06$ мкмоль в мин на мг белка и активность Кат – $1,21 \pm 0,1 \Delta 240$ в мин на мг белка.

При действии ПЭГ в листьях воздушно-водных растений происходило раннее увеличение содержания H_2O_2 и к 30 мин оно было выше контролей на 32%. Затем к 60 мин и 90 мин содержание H_2O_2 медленно снижалось до 19% превышения контрольного уровня (Рис. 1.).

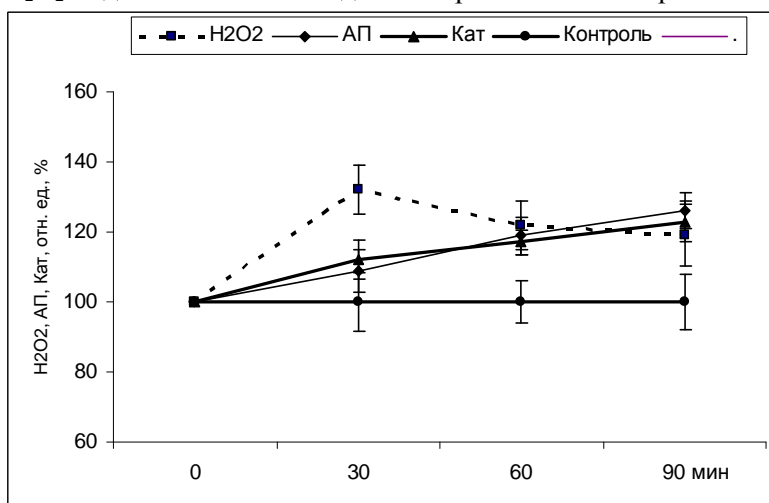


Рис. 1. Содержание H_2O_2 и активность АП и Кат в листьях воздушно-водных растений *A. plantago-aquatica* при действии ПЭГ.

Достоверное увеличение активности АП и Кат на 19-26% и 17-23% было выявлено только после 60 мин и 90 мин действия этого стресса (рис. 1.).

Подобные изменения, но меньшего диапазона, происходили и в листьях суходольных растений. К 30, 60 и 90 мин содержание H_2O_2 было выше контролей на 18, 14 и 15%, а активность АП и Кат в среднем на 7, 12 и 14% соответственно (рис. 2).

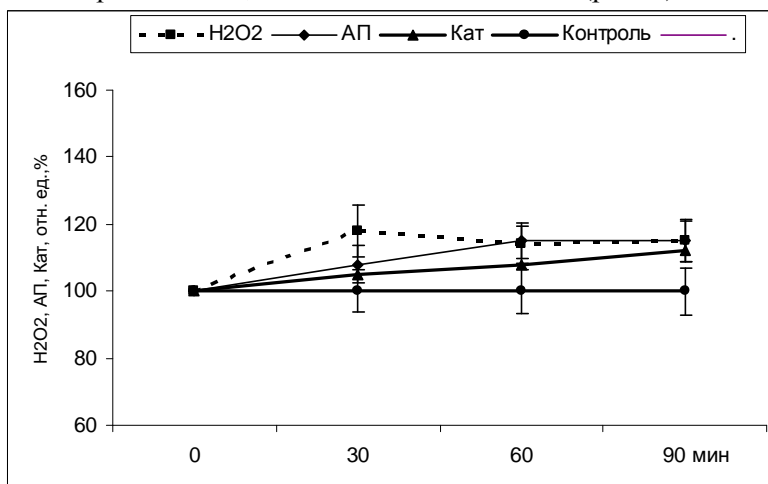


Рис. 2. Содержание H_2O_2 и активность АП и Кат в листьях суходольных растений *A. plantago-aquatica* при действии ПЭГ.

В естественных условиях произрастания ОСВ в листьях воздушно-водных растений было выше, чем у суходольных на 3-5%.

Раннее увеличение содержания H_2O_2 , а затем его медленное снижение, выявленное у исследуемых воздушно-водных и суходольных растений *A. plantago-aquatica* при ПЭГ-индуцируемом осмотическом стрессе (рис. 1, 2), соответствует СОВ и подобно таким изменениям у других растений при различных стрессах, включая действие оксидативного и осмотического стресса на клетки культуры ткани *Arabidopsis thaliana* [12, 13]. При этом в листьях воздушно-водных растений амплитуда раннего увеличения содержания H_2O_2 была выше, чем у суходольных (рис. 1, 2), что можно объяснить, прежде всего, более низким исходным уровнем АО активности в их клетках [1, 6].

H_2O_2 СОВ, как вторичный мессенджер, приводит к последующему H_2O_2 -индуцируемому увеличению активности АП и Кат (рис. 1, 2), как это происходит в клетках культуры ткани *A. thaliana* при АФК и H_2O_2 -индуцируемом увеличении активности пероксиредоксина, тиоредоксина и тиоредоксин редуктазы при осмотическом и оксидативном стрессах [3].

Раннее увеличение содержания H_2O_2 и активности АП и Кат также взаимосвязано с исходным уровнем оводненности листьев исследуемых растений. У воздушно-водных растений с более высокой степенью оводненности у которых ОСВ на 3-5% выше чем у суходольных, происходит более высокоамплитудное увеличение СОВ и активности АП и Кат (рис. 1, 2).

Согласно представлениям о сигнальной роли АФК и так называемых «тиоловых переключателях» (sulfur switches) метаболизма клеток, функция которых зависит от количества АФК и уровня редокс потенциала [10], можно предположить, что выявленные отличия в амплитуде раннего стрессорного увеличения H_2O_2 могут определять разные количественные и качественные параметры стресс-ответа у воздушно-водных и суходольных растений (рис. 1, 2).

Более высокий уровень СОВ и стрессорное увеличение активности АП и Кат у воздушно-водных растений и относительно низкий уровень у суходольных растений также может быть связан с их различным физиологическим состоянием. Листья суходольных растений более обезвожены и имеют относительно низкий уровень ОСВ, но более высокий уровень АО активности, поэтому они быстрее адаптируются к действию ПЭГ и отвечают меньшей амплитудой раннего стрессорного увеличения H_2O_2 (рис. 1, 2). Известно, что растения с высокой АО активностью являются более устойчивыми к различным стрессам [4, 12].

Воздушно-водные и суходольные растения также могут по разному реагировать на дегидратацию клеток при действии ПЭГ. Суходольные растения могут быть более адаптированные к дефициту влаги и ее изменениям во внешней среде и поэтому в меньшей

степени реагируют изменениями в про-антиоксидантном состоянии клеток на действие осмотиков, включая действие ПЭГ, в то время как водные растения, постоянно находящиеся в воде, могут быть менее приспособленные к дегидратации и поэтому более остро реагируют на действие ПЭГ, проявляя при этом более выраженную раннюю ответную реакцию в увеличении про-антиоксидантного состояния в листьях растений частухи *A. plantago-aquatica*.

Выводы

1. При ПЭГ-индуцируемом осмотическом стрессе в листьях воздушно-водных и суходольных растений *A. plantago-aquatica* происходит раннее увеличение содержания H_2O_2 с последующим повышением активности АП и Кат.
2. Амплитуда раннего стрессорного увеличения содержания H_2O_2 и активности АП и Кат зависит от исходного уровня АО активности: у воздушно-водных растений с более низким уровнем АО активности содержание H_2O_2 и активности АП и Кат увеличиваются в большем диапазоне чем у суходольных, которые имеют более высокий уровень содержания антиоксидантов.
3. Установлена зависимость раннего увеличения содержания H_2O_2 и активностью АП и Кат от исходного водного статуса. В листьях воздушно-водных растений с большим ОСВ увеличение про-антиоксидантного статуса больше значительные, чем у суходольных растений.

1. Бараненко В.В. Перекисне окислення ліпідів та антиоксидантна активність *ALISMA PLANTAGO-AQUATICA* L. (ALISMATACEAE VENT.) в різних природних умовах водозабезпечення / В.В. Бараненко, С.І. Жадько, О.О. Сиваш // Укр. ботан. журн. – 1999. – Т. 56., № 4. – С. 347-351.
2. Жадько С.И. H_2O_2 -зависимая экспрессия митохондриального пероксиредоксина и его роль в реакции клеток культуры ткани *Arabidopsis thaliana* при действии полиэтилен гликоля и оксидативного стресса / С.И. Жадько// Доп. НАН України. – 2010. – № 3. – С. 171-174.
3. Жадько С.И. Стрессорное АФК-зависимое увеличение активности пероксиредоксина, тиоредоксина и тиоредоксин редуктазы в клетках культуры ткани *Arabidopsis thaliana* при действии полиэтилен гликоля и пероксида водорода / С.И. Жадько// Доп. НАН України. – 2010. – № 1. – С. 159-163.
4. Колупаев Ю.Е. Формирование адаптивных реакций растений на действие абиотических стрессоров / Ю.Е. Колупаев, Ю.В. Карпец. – К.: Основа, 2010. – 350 с.
5. Плохинский Н.А. Биометрия / Н.А. Плохинский – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. – 367 с.
6. Состояние воды и интенсивность перекисного окисления липидов в листьях частухи в различных условиях водообеспечения / Д.А. Климчук, Г.М. Мартын, В.В. Бараненко [и др.] // Доп. НАН України. Біологія. – 1998. – № 11. – С. 162-166.
7. Bradford M. M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding / M. M. Bradford// Anal. Biochem. – 1976. – Vol. 72. – P 248-254.
8. Dietz K.J. Redox signal integration: from stimulus to networks and genes / K.J. Dietz // Physiologia Plantarum. – 2008. – Vol. 133. –P. 459–468.
9. Effects of water deficit on the water relations of *Alisma plantago-aquatica* L. under natural environment/ [D. Klymchuk, T. Vorobyova, O. O. Sivash, S. Jadko] // Gen. Appl. Plant Physiology. – 2008. - Special Issue, 34 (3-4). – P. 227-238.
10. Kemp M. Non-equilibrium thermodynamics of thiol/disulfide redox systems: A perspective on redox systems biology / M. Kemp, Y.M. Go, D.P. Jones// Free Radical Biology & Medicine. – 2008. – Vol. 44. - P. 921–937.
11. Maksymiec W. The effects of short-term exposition to Cd, excess Cu ions and jasmonate on oxidative stress appearing in *Arabidopsis thaliana* / W. Maksymiec, Z. Krupa // Environmental and Experimental Botany. – 2006. – Vol. 57. – P. 187–194.
12. Miller G. Reactive oxygen signaling and abiotic stress / G. Miller, V. Shulaev, R. Mittler // Physiologia Plantarum. – 2008. – Vol. 133. – P. 481–489.
13. Reactive oxygen gene network of plants / R. Mittler, S. Vanderauwera, M. Gollery [et al.] // TRENDS in Plant Science. – 2004. – Vol. 9, №10. – P. 490-498.
14. Santos C.V. Plant thioredoxins are key actors in the oxidative stress response / C.V. Santos, P. Rey// TRENDS in Plant Science. – 2006. – Vol. 11, №7. – P. 329 – 334.
15. The function of peroxiredoxins in plant organelle redox metabolism / Dietz K.J., Jacob S., Oelze M.L. [et al.] // Journal of Experimental Botany. – 2006. – Vol. 57, № 8. – P. 1697–1709.

S.I. Jadko, T.V. Vorobyova, A.A. Sivash, D.A. Klymchuk
N.G. Kholodny Institute of Botany of the NAS of Ukraine, Kiev

PRO-ANTIOXIDANT STATUS LEAVES PLANTS *ALISMA PLANTAGO-AQUATICA* L. UNDER OSMOTIC STRESS

Under PEG-induced osmotic stress in leaves of aerial-aquatic and terrestrial *Alisma plantago-aquatica* L. plants early increasing of H₂O₂ content with following increasing of ascorbat peroxidase (AP) and catalase (Cat) activities take place. In aerial-aquatic plants which have lower initial level of antioxidant activity the content of H₂O₂ and AP and Cat activities under stress increased more than in terrestrial plants. Interconnection between early increasing of H₂O₂ content, AP and Cat activities and relative content of water have been established too.

Key words: Alisma plantago-aquatica L., H₂O₂, ascorbat peroxidase, catalase, osmotic stress

С.І. Жадько, Т.В. Воробійова, О.О. Сиваш, Д.О. Климчук
Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, Київ

ПРО-АНТИОКСИДАНТНИЙ СТАТУС ЛИСТКІВ РОСЛИН *ALISMA PLANTAGO-AQUATICA* L. ЗА ОСМОТИЧНОГО СТРЕСУ

При поліетиленкліколі (ПЕГ)-індукованому осмотичному стресі у листках повітряно-водних та суходільних рослин *Alisma plantago-aquatica* L. відбувається раннє збільшення вмісту H₂O₂ з подальшим підвищенням активності аскорбат пероксидази (АП) і каталази (Кат). У повітряно-водних рослин, які мають нижчий початковий рівень антиоксидантної активності (АО), вміст H₂O₂ і активність АП і Кат при стресі зростали при більшому діапазоні, ніж у суходільних. Також встановлено взаємозв'язок між раннім збільшенням вмісту H₂O₂, активністю АП, Кат і відносним вмістом води.

Ключові слова: Alisma plantago-aquatica L., H₂O₂, аскорбат пероксидаза, каталаза, осмотичний стрес

Рекомендує до друку
О.Б. Столяр

Надійшла 15.02.2011

УДК 636.4:612.41:612.017

Р.Я. ІСКРА

Інститут біології тварин НААН України
вул. Василя Стуса, 38, Львів, 79034

ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ КРОВІ СВИНОМАТОК І НОВОНАРОДЖЕНИХ ПОРОСЯТ ЗА ВПЛИВУ ЦИТРАТУ НАНОХРОМУ

Досліджували вплив цитрату нанохрому в дозах 20- і 100 мкг/кг комбікорму на кількість клітин крові, їх співвідношення та функціональну активність у свиноматок та новонароджених поросят. Встановлено, що за дії нанохрому в дозах 20- і 100 мкг/кг комбікорму на 5 добу після опоросу в крові свиноматок зменшується кількість еритроцитів, проте збільшується в крові поросят. За введення до раціону нанохрому в дозі 100 мкг Cr³⁺/кг в крові свиноматок знижується вміст лімфоцитів та зростає – сегментоядерних нейтрофільних гранулоцитів. На 20-добу після опоросу свиноматок за дії нанохрому в дозі 100 мкг Cr³⁺/кг збільшується загальна кількість лейкоцитів в крові, проте знижується їх функціональна активність.

Ключові слова: поросята, свиноматки, нанохром, кров

Хром (Cr^{3+}) – життєво необхідний мікроелемент для людини і тварин, сприяє нормалізації обміну вуглеводів, жирів і білків в організмі [1, 2]. Він підтримує нормальну функцію інсуліну, сприяє транспорту глюкози з крові в клітини печінки, м'язів і жирової тканини [3]. Дослідження показали, що хром корисний при лікуванні інсулінорезистентності та цукрового діабету у людей [4]. Крім цього, він є одним із активних гіпохолестеринемічних мікроелементів [5].

Вміст хрому в крові приблизно в 2-3 рази вищий, ніж у плазмі [6] Концентрація хрому в плазмі відображає вплив як Cr^{3+} так і Cr^{6+} , у той час як концентрація у клітинах крові відображає, в основному, вплив Cr^{6+} . Це тому, що Cr^{6+} має здатність проникати в еритроцити. Відомо, що зв'язування і поглинання Cr^{3+} еритроцитами людини є дуже повільним. Концентрація внутрішньоклітинного Cr^{3+} більш ніж на три порядки менша, ніж концентрація Cr^{6+} [7].

Є дані, що в хворих на цукровий діабет підвищується концентрації хрому в плазмі, еритроцитах і тромбоцитах та знижується – в поліморфноядерних і мононуклеарних лейкоцитах. Такі зміни концентрацій хрому в плазмі та клітинах крові при гіперглікемії можуть бути результатом внутрішньоклітинного та позаклітинного перерозподілу елемента [8].

Вважається, що Cr^{3+} впливає на кровотворення та володіє імуномодулюючим ефектом. На імунну функцію Cr^{3+} , очевидно, впливає в комплексі з інсуліном або кортизолом, а це може відбуватися шляхом регуляції дії посередників – відповідних цитокінів [3, 9].

На сьогодні використання у тваринництві органічних сполук хрому у вигляді наночастинок, в яких присутність елемента зведена до мінімуму із збереженням його високої біологічної активності, є перспективним науковим напрямком. Високо реакційні наночастинок в організмі виступають як стимулятори перебігу фізичних і хімічних процесів. Тому метою наших досліджень було з'ясувати вплив різних доз цитрату нанохрому на гематологічні та імунологічні показники крові свиней.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведені у приватному агропромисловому підприємстві «Агропродсервіс» Тернопільської області на 9 свиноматках великої білої породи та народжених від них поросятах. Було сформовано три групи тварин – контрольна і дві дослідних, по 3 свиноматки у кожній. Годівля тварин проводилася комбікормом, збалансованим за мікроелементним та вітамінним складом, з вільним доступом до кормів і води.

Свиноматкам дослідних груп за 10 днів до опоросу до кормів додавали цитрат нанохрому в дозах 20 $\text{мкгCr}^{3+}/\text{кг}$ комбікорму (перша дослідна група) і 100 $\text{мкгCr}^{3+}/\text{кг}$ (друга дослідна група). Цитрат нанохрому був одержаний методом електроімпульсної аквананотехнології [10]. Свиноматкам контрольної групи задавався комбікорм без добавки цитрату нанохрому. Матеріалом для дослідження була кров свиноматок, отримана з вушної вени та кров поросят, отримана з передньої порожнистої вени. У свиноматок всіх груп кров відбирали за 10 днів до опоросу та на 5-ту і 20-у добу після опоросу. У поросят трьох груп кров відбирали у 5-ти і 20-ти добовому віці. Тривалість досліду – 30 днів.

У досліджуваній крові свиней визначали кількість еритроцитів та лейкоцитів. Цитологічний аналіз клітин проводили шляхом фарбування фіксованих метанолом висушених мазків за методом Романовського-Гімза, функціональну активність лейкоцитів визначали за НСТ-тестом [11].

Результати досліджень та їх обговорення

В результаті проведених досліджень встановлено, що при згодовуванні свиноматкам цитрату нанохрому в дозах 20- і 100 $\text{мкг Cr}^{3+}/\text{кг}$ комбікорму змінюються гематологічні показники в тварин. Так, у крові свиноматок першої та другої дослідних груп на 5 добу після опоросу спостерігається вірогідне зменшення кількості еритроцитів, відповідно на 28,9 та 12,0 %, порівняно показниками тварин контрольної групи (табл. 1). При цьому у новонароджених поросят першої та другої дослідних груп на 5 добу життя спостерігається збільшення кількості еритроцитів, відповідно на 16,6 та 14,0 % порівняно з контролем. Очевидно нанохром, який згодовувався свиноматкам транспортувався через плаценту у кров плода та через молоко

матері в організм новонародженого, що підтверджують дані літератури [12]. Крім цього, хром сприяє посиленню секреції молока у самок тварин [13]. Тому, зменшення кількості еритроцитів у крові свиноматок досліджуваних груп можна пояснити зміною напрямку синтетичних процесів в організмі в сторону посилення секреції біологічних складових молока. У зв'язку з цим організм матері використовує менше поживних речовин для власних потреб, що приводить до зменшення кількості еритроцитів у крові до нижньої межі. Таким чином, хром впливає в більшій мірі на еритропоетичну функцію плода та новонародженого організму, ніж на власну.

Збільшення кількості еритроцитів за дії цитрату нанохрому у поросят раннього постнатального віку є позитивним ефектом оскільки забезпечує підвищену фізіологічну потребу ростучого організму в поживних речовинах. Це особливо важливо, оскільки відомо, що в перші дні життя у тварин спостерігається виникнення анемічних захворювань, які характеризуються порушенням кровотворення внаслідок недостатнього споживання заліза з кормом та інтенсивним ростом молодняку в перші тижні життя.

Таблиця 1

Кількість еритроцитів і лейкоцитів у крові свиней за дії цитрату нанохрому (M±m)

Група тварин	Свиноматки, n=3			Поросята, n=9	
	10 діб до опоросу	5 доба після опоросу	20 доба після опоросу	5-добові	20-добові
Еритроцити, Т/л					
контрольна	5,68±0,46	6,40±0,08	4,26±0,17	5,13±0,22	5,31±0,21
1 дослідна	5,90±0,24	4,55±0,18***	5,26±0,73	5,98±0,27*	5,48±0,25
2 дослідна	5,20±0,31	5,63±0,16**	4,73±0,28	5,85±0,16**	5,39±0,22
Лейкоцити, Г/л					
контрольна	8,16±0,44	7,00±0,76	7,83±0,44	8,78±0,51	8,00±0,45
1 дослідна	7,16±0,72	6,50±1,25	7,83±0,92	8,08±0,72	8,42±0,57
2 дослідна	9,75±0,60	7,33±1,09	9,33±0,24*	9,61±0,45	8,83±0,50

Примітка. У цій і наступних таблицях достовірність різниць показників порівняно до контролю: * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01-0,025$; *** - $p < 0,001$.

Кількість лейкоцитів у крові свиноматок і поросят на протязі всього дослідного періоду в контрольних та дослідних групах майже однакова. Однак, на 20 добу після опоросу у свиноматок другої дослідної групи вірогідно збільшується кількість лейкоцитів у крові на 19,1 % стосовно контрольної групи. Підвищення кількості лейкоцитів у свиноматок, очевидно, є базовою захисною реакцією організму на введення до їх раціону нанохрому в дозі 100 мкг Cr^{3+} /кг.

Хоча дослідженнями й не встановлено суттєвого впливу добавок цитрату нанохрому на загальну кількість лейкоцитів у крові свиноматок, проте виявлено деякі зміни у співвідношенні клітин білої крові (табл. 2). Так, спостерігається вірогідне зменшення кількості лімфоцитів у крові свиноматок другої дослідної групи на 5-ту (на 12,6 %) та 20-ту доби (на 20,6 %) після опоросу, порівняно до їх кількості у крові контрольних тварин. Імовірно, зниження рівня лімфоцитів спровокувало введення нанохрому в дозі 100 мкг Cr^{3+} /кг, у зв'язку з його можливою імуносупресорною активністю. Паралельно з цим у крові свиноматок другої дослідної групи відмічалось зростання кількості сегментоядерних нейтрофілів на 5-ту (на 24,7%) та 20-ту доби (на 38,5%) після опоросу.

Слід вказати, що на 5 добу після опоросу за дії цитрату нанохрому у крові свиноматок другої дослідної групи збільшення кількості нейтрофілів відбувається на тлі зменшення кількості лімфоцитів, що не відображається на загальній кількості лейкоцитів у цей віковий період. Проте, на 20 добу після опоросу кількість лейкоцитів в крові свиноматок другої дослідної групи збільшується, що очевидно відбувається за рахунок збільшення кількості нейтрофілів та еозинофілів на тлі зниження кількості лімфоцитів. Невірогідне зростання кількості еозинофілів, очевидно, зумовлене реакцією організму на введення нанохрому в дозі 100 мкг Cr^{3+} /кг, а еозинофіли виступають регуляторами адаптаційного механізму, запобігаючи його гіперактивності. Еозинофіли, як і нейтрофільні гранулоцити, є фагоцитами й цитотоксичними клітинами. Однак діяльність цих лейкоцитів має спеціалізований характер і

БІОХІМІЯ

тісно пов'язана з функціонуванням імунної системи тварин. В умовах повноцінної у функціональному плані імунної системи підвищення вмісту нейтрофілів, є першою реакцією організму на введення патогенного чинника, а в подальшому, очевидно, може бути причиною розвитку лейкоцитозу на початкових етапах.

Таблиця 2

Лейкоцитарна формула крові свиней за дії цитрату нанохрому, % (M±m)

Група тварин	Лімфоцити	Базофіли	Еозинофіли	Моноцити	Нейтрофіли	
					Паличкоядерні	Сегментоядерні
Свиноматки, n=3						
10 днів до опоросу						
контроль	59,7±2,90	1,0±0,01	3,3±0,88	1,0±0,01	3,0±0,57	34,0±4,04
1 дослідна	64,3±3,75	1,5±0,5	2,3±0,33	1,0±0,02	2,7±0,33	29,3±3,75
2 дослідна	61,7±2,06	1,0±0,01	2,7±0,88	1,0±0,01	1,0±0,01	23,7±1,76
5 доба після опоросу						
контроль	63,7±1,76	1,7±0,66	3,0±0,57	1,5±0,5	2,3±0,88	28,3±0,88
1 дослідна	63,0±4,93	1,7±0,33	4,3±0,33	1,0±0,01	3,0±0,57	31,0±1,73
2 дослідна	55,7±1,20**	1,0±0,01	5,7±0,88	1,5±0,5	2,0±0,57	35,3±1,20**
20 доба після опоросу						
контроль	68,0±2,30	2,0±0,01	3,3±1,20	1,0±0,03	2,5±0,50	26,0±2,30
1 дослідна	65,0±2,00	3,0±0,02	2,3±0,88	1,0±0,01	1,5±0,50	30,0±2,08
2 дослідна	54,0±2,88**	1,7±0,33	5,0±1,50	1,0±0,02	3,0±1,52	36,0±2,08*
Поросята, n=9						
5-добові						
контроль	62,0±2,11	1,8±0,31	3,3±0,41	1,17±0,17	2,4±0,29	30,2±1,82
1 дослідна	61,3±2,89	1,7±0,25	2,7±0,61	1,0±0,01	2,4±0,51	32,0±2,02
2 дослідна	63,3±2,15	1,2±0,20	2,8±0,36	1,3±0,21	1,8±0,31	31,1±1,29
20-добові						
контроль	65,2±2,12	1,4±0,24	2,4±0,44	1,7±0,33	2,5±0,43	29,3±1,60
1 дослідна	64,3±2,22	1,3±0,33	3,0±0,52	1,2±0,25	2,0±0,41	29,8±1,72
2 дослідна	65,2±1,53	1,6±0,40	2,1±0,35	1,0±0,01	2,0±0,38	29,6±1,16

Саме тому на 20 добу після опоросу визначали неспецифічну реактивність організму свиноматок та новонароджених поросят, що оцінювали за НСТ-тестом, який визнано як один із найбільш об'єктивних критеріїв оцінки функціонального стану поліморфноядерних лейкоцитів периферичної крові [14]. Він дозволяє оцінити інтенсивність «кисневого вибуху», що відбувається всередині фагоцитуючих клітин, тобто характеризує метаболічні процеси. При дослідженні функціональної активності нейтрофілів за дії цитрату нанохрому на 20 добу після опоросу в свиноматок встановлено її зниження на 14,3 % (табл. 3). Це свідчить про зниження в організмі тварин резервних можливостей окисно-відновних метаболічних процесів нейтрофілів, а відтак зниження їх кілінгової активності. У поросят функціональний стан поліморфноядерних лейкоцитів за дії цитрату нанохрому не змінювався. Вважається, що вплив нанохрому на активність імунного захисту може проходити через регуляцію активності мононуклеарних клітин периферичної крові та активацію цитокінів [9].

Таблиця 3

Неспецифічна реактивність організму свиней на 20 добу після опоросу, НСТ-тест, %

Група тварин	Свиноматки	Поросята
контрольна	9,33±0,33	9,67±0,29
1 дослідна	9,33±0,67	9,17±0,48
2 дослідна	8,00±0,28*	9,89±0,20

Таким чином, зміни гемопоетичних та імунологічних показників свиней, очевидно, є адаптаційними реакціями організму, що забезпечують реалізацію захисної функції крові за введення до раціону високо реакційно здатної сполуки цитрату нанохрому. Цитрат нанохрому в дозі 100 мкг/кг, очевидно, викликає певне напруження імунітету та зміну картини крові у

свиноматок після опоросу, що характеризується підвищенням кількості нейтрофільних гранулоцитів, зниженням лімфоцитів, а також зростанням загальної кількості лейкоцитів в крові, які характеризуються зниженою функціональною активністю.

Висновки

1. Додавання до раціону свиноматок цитрату нанохрому в дозах 20- і 100 мкг Cr³⁺/кг комбікорму на 5 добу після опоросу веде до зменшення кількості еритроцитів в їх крові та збільшення – в крові поросят
2. За введення до раціону нанохрому в дозі 100 мкг Cr³⁺/кг комбікорму в крові свиноматок на 5- і 20 доби після опоросу знижувався вміст лімфоцитів та зростав вміст сегментоядерних нейтрофільних гранулоцитів в крові.
3. На 20-добу після опоросу свиноматок за дії нанохрому в дозі 100 мкг Cr³⁺/кг збільшувалася загальна кількість лейкоцитів в крові та знижувалася їх функціональна активність.

1. *Искра Р.Я.* Біохімічні механізми дії хрому в організмі людини і тварин / Р.Я. Искра, В.Г. Янович // Український біохімічний журнал. – 2011. – Т. 83, № 5. – С. 5–12.
2. *Vincent J.B.* The Nutritional Biochemistry of Chromium(III). / J.B. Vincent – Department of Chemistry The University of Alabama Tuscaloosa, USA, 2007. – 277 p.
3. *Borgs P.* Immune-endocrine interactions in agricultural species: Chromium and its effect on health and performance / P. Borgs, B.A. Mallard // Domestic Animal Endocrinology. – 1998. – Vol. 15. – P. 431–438.
4. *Antioxidant effects of chromium supplementation with type 2 diabetes mellitus and euglycemic subjects.* / H.H. Cheng, M.H. Lai, W.C. Hou [et al] // J. Agric. Food Chem. – 2004. –Vol. 52 (5). – P. 1385–1393.
5. *Lower toenail chromium in men with diabetes and cardiovascular disease compared with healthy men.* / S. Rajpathak, E.B. Rimm, T.Li [et al] // Diabetes Care. – 2004. – Vol. 27. – P. 2211–2216.
6. *Acute dichromate poisoning after use of traditional purgatives a report of 7 cases.* / R. Wood, P.B. Mills, G.J. Knobel [et al] //South African Medical Journal. – 1990. –Vol. 77. – P. 640–642.
7. *Kortenkamp A.* Uptake of chromium (III) complexes by erythrocytes / A. Kortenkamp, D. Beyersmann, P. O'Brien // Toxicological & Environmental Chemistry. – 1987. – Vol. 14, Issue 1-2. – P. 23–32.
8. *Rükgauer M.* Chromium determinations in blood cells Clinical relevance demonstrated in patients with diabetes mellitus type 2 / M. Rükgauer, A. Zeyfang // Biological Trace Element Research. – 2002. –Vol. 86, № 3. – P. 193–202.
9. *Pechova A.* Chromium as an essential nutrient: a review / A. Pechova, L. Pavlata // Veterinarni Medicina. – 2007. – Vol. 52 (1). – P. 1–18.
10. *Патент 29856 UA.* МПК (2006): B01J 13/00, B82B 3/00. Спосіб отримання аквахелатів нанометалів «Ерозійно-вибухова нанотехнологія отримання аквахелатів нанометалів» / Косінов М. В., Каплуненко В. Г. – Опубл. 25.01.2008; Бюл. № 2/2008.
11. *Довідник: Фізіолого-біохімічні методи досліджень у біології, тваринництві та ветеринарній медицині* / Влізлю В.В., Федорук Р.С., Макара І.А. [та ін.]. – Львів: видавництво «ВМС», 2004. – 399 с.
12. *Wallach S.* Placental transport of chromium / S. Wallach, R. L. Verch // J. Amer. Coll. Nutr. – 1984. – Vol. 3. – P. 69–74.
13. *Kim B. G.* Influences of chromium (III) picolinate on pigs under thermal, immune or dietary stress, and on adrenal steroid secretion: Doctoral Dissertations / Kim B. G. – University of Kentucky UKnowledge, 2007. – 560 p.
14. *Effects of chromium nanoparticle dosage on growth, body composition, serum hormones and tissue chromium in Sprague-Dawley rats* / L. Y. Zha, Z. R. Xu , M. Q. Wang [et al] // J. Zhejiang Univ Sci B. – 2007. – Vol. 8(5). – P. 323–330.

Искра Р.Я.

Институт биологии животных НААН Украины, Львов

ФИЗИОЛОГО-БИОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ КРОВИ СВИНОМАТОК И НОВОРОЖДЕННЫХ ПОРОСЯТ ПРИ ВЛИЯНИИ ЦИТРАТА НАНОХРОМА

Исследовали влияние цитрата нанохрома в дозах 20- и 100 мкг Cr³⁺/ кг комбикорма на количество клеток крови, их соотношение и функциональную активность в свиноматок и новорожденных поросят. Установлено, что при действии нанохрома в дозах 20- и 100 мкг Cr³⁺/ кг комбикорма на 5 сутки после опороса уменьшается количество эритроцитов в крови свиноматок, однако увеличивается в крови поросят. При введении в рацион нанохрома в дозе

100 мкг Cr^{3+} / кг в крови свиноматок снижается содержание лимфоцитов и возрастает – сегментоядерных нейтрофилов. На 20 сутки после опороса свиноматок при действия нанохрома в дозе 100 мкг Cr^{3+} /кг увеличивается общее количество лейкоцитов в крови, однако снижается их функциональная активность.

Ключевые слова: поросята, свиньи, нанохром, кровь

R. Ya. Iskra

Institute of Animal Biology NAAS of Ukraine

PHYSIOLOGICAL-BIOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF BLOOD sows and newborn piglets UNDER THE INFLUENCE OF NANOCHROME CITRATE

The effect of citrate nano chromium in doses of the 20th 100 μg / kg feed on the number of blood cells, their value and functional activity in blood of sows and newborn piglets was studied. It was found that doses of nano chromium of the 20th 100 μg / kg feed for 5 days after farrowing sows in the blood decreases the number of red blood cells, but increased in the blood of piglets. With the introduction of the diet of nano chromium in doses of 100 μg Cr^{3+} /kg in sows decreased blood lymphocytes and increases - segmented neutrophils. On the 20th day after farrowing sows for actions nano chromium increases the total number of leukocytes in the blood, but reduced their functional activity.

Key words: new-born piglets, sows, nano chromium, blood

Рекомендує до друку

В.В. Грубінко

Надійшла 15.02.2011

ОГЛЯДИ

УДК 504.453:546.3 (477.81)

І.Б. ГРЮК, В.В. ГРУБІНКО

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

ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМ РІВНЕНЩИНИ

Проаналізовано сучасний стан забруднення поверхневих водойм Рівненської області. Встановлено, що комплексна оцінка поверхневих вод на основі екологічних критеріїв є необхідною для прогнозування водокористування та стану водних біоценозів. Показано, що стан водних екосистем істотно ускладнений надмірним антропогенним навантаженням, що призводить до їх деградації та вкрай обмежує здатність до виконання гідроекосистемами природних і соціально-економічних функцій.

Ключові слова: антропогенне навантаження, поверхневі води, водні біоценози, гідроекосистема, малі річки, Рівненська область

Основну частину водних ресурсів Рівненщини становлять поверхневі води постійних водотоків (річок, струмків, каналів) та водойм (природних і штучних – озер, водосховищ, ставків). З певною умовністю сюди можуть бути віднесені й води боліт. В Рівненській області нараховується 170 річок довжиною понад 10 км, загальна довжина яких становить 4451 км. Всі річки області належать до басейну Прип'яті, що віднесена до категорії великих річок, Стир, Іква, Горинь, Случ, Льва, Ствига – до середніх, інші річки області – малі. Водосховищ в області 13, сумарна площа їх дзеркала становить 37,7 км², а загальний об'єм – 75,04 млн. м³ [19, 20].

Екологічна ситуація водного басейну Рівненської області характеризується проблемами, що накопичувалися десятки років. Водойми Рівненщини впродовж останніх років зазнали значних змін. В басейнах водойм знизилась стійкість природних ландшафтів, спостерігається погіршення якості поверхневих вод. Значна частина водойм Рівненщини втратила природну самоочисну здатність, якість води трансформована з I у III, а в окремих створах, навіть, у IV клас [31].

Комплексна оцінка якості води. Питання комплексної оцінки якості води, що базується на оцінці її якісного складу, широко вивчалось як вітчизняними (Верниченко А.А. (1984, 1993), Гриб Й.В. (1998, 2002), Жукінський В.М. (1976, 1983, 1997), Яцик А.В. (1996, 2001), Романенко В.Д. (1998, 2001), Бондар О.І., Тараріко О.Г., Варламов Є.М.) [3, 5, 6, 13, 18, 23, 24, 26, 52, 53], так і зарубіжними вченими (Bach E., Brown R.M., McClelland N.I., O'Connor M.F., Deininger R.A., Newsome D.H., Dietrich F.W., Vercon M., Dobson H.F.H., Dojlodo I., Woyciechowska Y., Stojda A., House M. A., Simonyi P., Smith D.G., St-Louis N., Legendre P., Stoner J., Truett J.B., Jonson A.C., Rowe W.D., Feigner K.D., Manning L.J. et al.) [54, 55, 57, 59-68]. Було розроблено й впроваджено методики екологічної оцінки якості вод на основі визначення кількісних критеріїв та індексів якості. Управління якістю природних вод базується на екологічних засадах [42].

Хімічний склад та екологічна якість поверхневих вод є похідними від фізико-географічних умов та літології підстилаючих порід (екотопу), внутрішньоводних біологічних продукційно-деструкційних процесів, а також структури стану та рівня використання (трансформації) біоценозів поверхні водозабору [13]. Природні води є середовищем існування

гідробіонтів, що містить абіогенні та біогенні елементи і створює зв'язок між органічними та мінеральними речовинами.

Питанням класифікації поверхневих вод, що базується на оцінці їх якісного складу, екологічної класифікації водотоків України велику увагу приділяли Верниченко (1984, 1993), Жукінський В.Н. (1976, 1983, 1997), Окснюк В.П. [5, 6, 22-24, 42].

В останні роки виникла нагальна потреба уніфікації методичних підходів до визначення критеріїв якості та класифікації вод як на державному, так і на міжнародному рівні, логічним розв'язанням якої стало впровадження у 2006 р. у Державну систему моніторингу довкілля України Європейських стандартів та нормативів (Бондар О.І., Тараріко О.Г., Варламов Є.М. та ін.), на засадах яких сьогодні певною мірою базуються екологічні основи управління якістю води в Україні [3].

При аналізі даних моніторингових спостережень про забруднення поверхневих вод їх подають у вигляді комплексних інтегральних оцінок, що зводять всю множину даних до невеликого числа показників. Про масштаби труднощів вирішення цього питання свідчить той факт, що на початку XXI століття в Україні немає жодного юридичного документа, який законодавчо затверджує той чи інший спосіб оцінки якості води і який рекомендовано до загального використання в роботі. Тому комплексна оцінка води на основі екологічних критеріїв залишається необхідною для прогнозування водокористування та стану водних біоценозів з метою запобігання деградації екосистем річкової мережі та попередження виникнення кризових явищ [13, 49, 50, 52].

Стан річок і водойм України та їх використання глибоко вивчали Вишневецький В.І., Ковальчук І.П., Коротун І.М., Кукурудза С.І., Хільчевський В.К. [8, 32, 34, 35, 37, 51]. Теоретичні передумови загальної концепції токсикологічної гідроекології були закладені Олексівим І.Т. та Брагінським Л.П. [11]. Екологічні та економічні проблеми водних систем України та тенденції їх забруднення досліджували Осадчий В.І., Бойчук Ю.Д., Шульга В.М. та ін. [31, 32, 43, 47]. Основні гідролого-екологічні характеристики річкових систем наведено в роботах Романенка В.Д., Ковальчука І.П., Каганова Я.І. та ін. [32, 41]. Гідрохімію водойм та водотоків у різних регіонах України досліджували Гриб Й.В., Герасевич І.Т., Васильківська О.Б., Жукінський В.М., Окснюк О.П., Жданова Г.А. та багато інших [10, 16, 17, 25].

За останні 50 років під впливом діяльності людини (широкомасштабні меліорації, хімізація сільського господарства, збільшення скидів стічних вод тощо) спостерігається суттєве забруднення водних об'єктів [22-24]. Особливих змін зазнали малі річки України в цілому [12-15, 18, 21, 27, 28, 31, 39, 44, 45] та малі річки Західного Полісся, зокрема [12, 18, 27, 28, 31, 33, 40]. Екологічним проблемам малих річок приділяли увагу багато українських науковців (Пелешенко В.И. (1975, 1990), Горбань І., Гриб Й.В. (1985, 1997, 1998, 1999, 2002, 2004), Клименко М.О. (2004, 2005, 2006, 2008), Бедункова О.О.). Досліджували стік малих річок Пелешенко В.І., Корбутяк М.В., Сливка П.Д. [33, 45, 46]. Екологічні проблеми Рівненської області висвітлені в роботах Коротуна І.М., Клименка М.О., Бедункової О.О., Корбутюка М.В., Сливки П.Д., Волкової Л.А., Геренчук К.І., Кушнірука Ю.С. [7, 9, 29-31, 33, 34, 38].

За матеріалами паспортизації малих річок в Україні немає жодного річкового басейну з непорушеним ландшафтом [14]. Визначальний вплив на якісний стан річкових екосистем з природно-антропогенними ландшафтами обумовлюють штучні біоценози, що виникли внаслідок господарської діяльності або створені руками людини – агроєкоценози, ценози урбанізованих територій, а також характерні для техногенно-навантажених територій системи очистки стічних вод і штучні системи – осушувальні, зрошувальні, польдерні.

У забезпеченні рівноваги водних екосистем з порушеними ландшафтами беруть участь три типи біоценозів: перший тип – природні біоценози, які зумовлюють буферну ємність і водність річок; другий – штучні біоценози, до яких належать агроєкосистеми, екосистеми урбанізованих територій, екосистеми техногенно навантажених територій, що включають ценози по очищенню стічних вод; третій – компенсаційні ценози, які створюються для відновлення рівноваги водних екосистем, – системи зворотного водопостачання, глибокого доочищення стічних вод, заповідні території [13, 14, 16, 18, 56, 58]. Всі вони об'єднані з

гідрографічною мережею в один новий комплекс, який функціонує за новими, не завжди усталеними законами, і не завжди з продуктивністю, що прогнозується [14, 48].

До 1974 року контроль і спостереження за якістю поверхневих вод і рівнем їх забруднення проводились лише за фізичними і хімічними показниками, а єдиними критеріями якості води були гранично допустимі концентрації (ГДК) різних хімічних речовин [4]. В останні роки в Україні опрацьовано два напрямки екологічних досліджень якості поверхневих вод [25, 53]. Перший – це оцінка стану поверхневих вод за рівнем фотосинтезу органічної речовини по п'ятих класах та трьох оціночних рівнях стану водних екосистем (добрий, задовільний, поганий) з єдиним еталоном порівняння; другий – це оцінка стану поверхневих вод за рівнем трофності по п'ятих класах та семи категоріях стану вод [31, 53].

Проте залишається відкритим питання щодо оцінки небезпечності вод для мешканців водойм та споживачів води, особливо за умови забруднення водойм, яке як правило створює політоксичний профіль, що формує екотоксикологічну ситуацію [11, 50]. Сучасні підходи щодо встановлення екотоксикологічної небезпеки стосуються як кількісних характеристик хімічного складу води, так і якісної оцінки стану біоти.

З огляду на зазначене проаналізуємо сучасний екологічний стан поверхневих водойм Рівненщини.

Загальна характеристика регіону досліджень

Клімат. Клімат досліджуваного регіону помірно-континентальний: м'яка зима з частими відлигами, тепле, нерідко дощове, літо [1]. Зареєстровані максимальна і мінімальна температура повітря, відповідно, +38 і -36°C. Середньорічна кількість опадів – 600-700 мм, зареєстрований добовий максимум – 106 мм [31]. Основна маса опадів випадає впродовж теплої періоду року (у квітні жовтні – до 425-475 мм) з чітко виявленим максимумом у липні (80-95 мм).

Літо триває з кінця травня по вересень. Зима настає наприкінці листопада, а стійкий сніговий покрив утворюється в останні дні грудня – першу декаду січня. Сніговий покрив спостерігається лише у 80% зим. Середня висота снігового покриву складає 14 см. Найбільша глибина промерзання ґрунту – 106 см.

Переважають вітри західного і північно-західного напрямку.

Показники окремих елементів клімату зони досліджень наведено у табл. 1.

Таблиця 1

Показники окремих елементів клімату зони досліджень

Елементи клімату	Середньомісячні показники												Середньорічні показники
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
<i>I</i>	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Середня температура місяця і року, °C	-5,5	-4,4	-0,3	7,5	13,4	16	18,1	17,4	13,2	7,3	2,2	-2,5	6,9
Відносна вологість повітря, %	86	86	82	74	70	71	73	75	77	82	88	89	79
Середня місячна і річна швидкість вітру, м/с	5,8	6,1	5,7	4,9	4,3	4,0	3,8	3,7	3,9	4,5	5,5	5,5	4,8
Середня місячна і річна кількість опадів, мм	31	32	29	47	59	74	84	74	55	45	43	40	613

Грунтовий покрив. У зв'язку з різноманіттям приповерхневих геологічних утворень (материнських порід) ґрунтовий покрив області неоднорідний. У межах області виділяють 277 ґрунтових відмін. Найпоширенішими є дерново-підзолисті, опідзолені чорноземи, дернові, торфові та торфово-болотні ґрунти (табл. 2).

Для Полісся характерні дерново-підзолисті ґрунти, що є малородючими, бідними на поживні речовини. Вони утворились під лісовою рослинністю, на водно-льодовикових відкладах. На лесах Волинського плато сформувались світло-сірі ґрунти і опідзолені чорноземи, що є досить родючими, тому майже всі розорані. Південь Полісся представляють дернові та торфоболотні ґрунти в заболочених зниженнях озерно-льодовикового та річкового походження.

Таблиця 2

Основні типи ґрунтів Рівненської області

Типи ґрунтів	Площа, тис. га
1	2
Дерново-підзолисті	264,6
Опідзолені	285,6
Чорноземи типові	42,0
Чорноземи і дерново-карбонатні ґрунти	39,2
Дернові оглеєні	130,6
Лучні та чорноземно-лучні	53,6
Болотні	229,1
Розмиті ґрунти та виходи корінних порід	1,5

Для Полісся характерні малородючі, бідні на поживні речовини дерново-підзолисті ґрунти, що утворилися на водно-льодовикових відкладах під лісовою рослинністю. На лесах Волинського плато сформувались доволі родючі світло-сірі ґрунти і опідзолені чорноземи, що сьогодні саме завдяки своїй родючості є майже повністю розораними. Південь Полісся представляють дернові та торфоболотні ґрунти в заболочених зниженнях озерно-льодовикового та річкового походження. За результатами аналізу водно-фізичних та фізико-хімічних властивостей ґрунтового покриву Рівненської області переважна більшість ґрунтових різновидів може досить ефективно використовуватися у сільськогосподарському виробництві лише за умови штучного їх поліпшення, тобто вимагає науково обґрунтованої системи гідротехнічних та хімічних меліорацій.

Рослинний покрив. За рослинним покривом територія Рівненщини належить до Східно-Європейської провінції Європейської широколистяно-лісової зони (області), отже, вся вона знаходиться у лісовій зоні [1]. У рослинному покриві переважають ліси (більше 30% площі), 10% займають луки та 7-8% – болота, причому заболоченість дуже нерівномірна і варіює від 40% на півночі до 2-3% на півдні. Луки, загальною площею більше 180 тис. га, зосереджені в заплавах річок і майже завжди носять вторинний характер, формуючись на місці вирубаних мішаних і широколистяних лісів. Найбільш поширені ліси на Поліссі соснові та сосново-дубові ліси, на Волинському лесовому плато – листяні, в Малому Поліссі – дубово-соснові ліси.

Фізико-географічні умови водойм Рівненщини.

Рівненська область розташована на північному заході України, у межах Західнополіського регіону. Її площа – 20052 км², що становить 3,1% від загальної території країни [33]. Однією з характерних ознак географічного положення Рівненської області є загальна рівнинність її поверхні при незначному похилі території з півдня на північ, що позначилося на спрямуванні головних артерій поверхневого стоку, створенні сприятливих умов для формування широких заболочених просторів. Область в геоморфологічному відношенні поділяється на три частини: Полісся, Волинське лесове плато і Мале Полісся, що розташоване на півдні, між Радивилівом і Острогом, де у нього вклинюються відроги Подільської височини з висотами понад 300 м над рівнем моря. Територія області розташована у межах двох крупних платформених структур – Українського щита та Волино-Подільської плити і лише незначна ділянка на північно-східній окраїні Рівненщини лежить у межах Прип'ятського прогину [1].

Гідрологічно Рівненщина знаходиться в межах трьох артезіанських басейнів підземних вод: Волино-Подільського, Прип'ятського та Українського басейну тріщинних вод. Ресурси підземних вод області оцінюються 3602,5 тис. м³/доба, в тому числі Волино-Подільський артезіанський басейн – 3521,7 тис.м³/добу, Прип'ятський артезіанський басейн – 12,0 тис.м³/доба, Український басейн тріщинних вод – 68,8 тис.м³/доба. Балансові запаси підземних вод на розвіданих родовищах – 425,6 тис. м³/доба.

Озера. Найбільші серед озер – Нобель (4,7 км²) та Біле (4,5 км²). Нобель розташоване в заплаві Прип'яті; його максимальна глибина 11,9 м. Є також значна кількість невеликих озер у заплавах Горині, Стиру, Веселухи.

Річки. Річки області належать до басейну Прип'яті. Живлення мішане, з переважанням снігового. Вода річок належить до гідрокарбонатно-кальцієвого класу [31]. Річки характеризуються наявністю весняної повені, літом настає межень з окремими паводками. Замерзають у середині грудня, скресають у середині березня.

Найбільші з них – Горинь, Стир та притока Горині Случ. Основний напрямок течії – з півдня на північ – зумовлений загальним зниженням території від Волинського лесового плато до Поліської низовини [31]. Характерною рисою ландшафту регіону є широке розповсюдження боліт, заболочених і перезволожених просторів, утворення яких зумовлено як наявністю надлишкової вологи (кліматичні, гідрологічні і гідрогеологічні особливості), так і геолого-геоморфологічними умовами, що визначають широке розповсюдження від'ємних форм поверхні, малих похилів і т.д. Загальна площа меліоративного фонду складає в середньому 35,5% території [33]. Основним джерелом водних ресурсів Західного Полісся є праві притоки Прип'яті [36].

В останні роки суттєво проявляється вплив осушувальних меліорацій на режим і баланс не тільки підземних, але й поверхневих вод регіону [33]. Вплив меліорації на якісний стан природних вод проявляється через зміну гідрологічних характеристик потоку в новому руслі під впливом спрямлення, зміну показників використання водозбірної площі та зміну умов формування стоку основних іонів, мікроелементів і різних забруднюючих речовин, що призводить до активізації процесів руслової ерозії, переносу завислих і донних наносів та замулення ділянок річок і водойм, які розташовані нижче за течією (системи в басейнах річок Ікви, Тартацької, Льви та ін.). Вміст завислих наносів на спрямлених ділянках річок в межах осушувальних систем досягає 100 мг/дм³ при нормі 20 мг/дм³. Суттєво змінюється також іонний стік. Так, в верхів'ях Прип'яті після осушувальних робіт в період зимової межені збільшилися вдвічі винесення органічної речовини та мінералізація за рахунок основних іонів (переважно Fe²⁺) [36].

Крім того, проявляється збільшення живлення річок за рахунок більш глибоких водоносних горизонтів із переважаючою кислотою реакцією середовища. Збільшення водності поверхневих водотоків на осушених землях в окремі вологі роки також призводить до збільшення винесення мінеральних солей і органічних речовин. При цьому основну проблему складає винесення нітрогеновмісних та фосфоровмісних іонів, абсолютні концентрації яких досягають в період зимової межені, відповідно, 2,0 і 0,3 г/дм³ і суттєво збільшуються, в результаті активного внесення мінеральних добрив на меліоровані поля, у весняно-літній період [33]. Потраплення іонів NH₄⁺ та PO₄³⁻ у поверхневі водойми значно знижує якість води і викликає її “цвітіння”. Стік річок Рівненщини впродовж року нерівномірний і визначається зональними (опади та випарування) та азонними (геоморфологічна будова басейнів, гідрогеологічні умови, характер ґрунтів, рослинного покриву, господарської діяльності) факторами (табл. 3) [2, 7].

На основних водних артеріях Рівненщини максимальні витрати води спостерігаються під час весняної повені, в той час як малі річки найбільше води несуть під час зливових паводків літньо-осіннього періоду. Такі паводки здебільшого мають локальний характер, оскільки зливи охоплюють порівняно невеликі площі. Проте, в окремі роки паводки набувають катастрофічного характеру [7].

Розподіл стоку річок за сезонами, % (за [7])

Водність року	Пора року			
	<i>Весна</i>	<i>Літо</i>	<i>Осінь</i>	<i>Зима</i>
	III-V	VI-VIII	IX-XI	XII-II
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>
<i>Річки поліської частини Рівненської області</i>				
Багатоводний	51,0	8,3	11,7	29,0
Середній	62,1	3,9	7,6	26,4
Маловодний	79,2	3,2	7,6	10,0
Дуже маловодний	83,2	3,3	5,0	8,5
<i>Річки лісостепової частини Рівненської області</i>				
Багатоводний	50,3	13,8	12,4	23,5
Середній	52,4	10,6	15,1	21,8
Маловодний	55,0	10,1	16,2	18,7
Дуже маловодний	59,6	8,7	15,2	16,5

Оцінка якості поверхневих вод за гідрохімічними показниками.

На території Рівненської області протікає 1204 невеликих водотоків – струмків (довжина від 0,5 до 10 км) загальною протяжністю понад 3,29 тис. км. Всі вони належать до басейну річки Прип'ять, яка протікає північно-західною окраїною області і впродовж 20 км [19, 20]. Найбільші її притоки – Горинь, Случ, Замчисько, Устя, Стир та Іква. Ці головні ріки області мають численні притоки. Всі вищеназвані ріки, крім Замчисько та Усті, транзитні.

Водні об'єкти області переважно відносяться до слабо забруднених, хоча деякі з них – р. Прип'ять, Стохід, Льва, Ствига та озера Біле – не зазнають антропогенного впливу в межах області, їх рівні забрудненості обумовлені високим природним вмістом ХПК та заліза загального.

Погіршенню якості поверхневих вод сприяють скиди недоочищених та неочищених стічних вод комунальних підприємств області. Найбільшими забруднювачами річок області залишаються комунальні підприємства. Оцінка якості води річок області проводилась згідно з нормативами граничнодопустимих концентрацій (ГДК) для річок культурно-побутового та рибогосподарського водокористування.

р. Прип'ять. Загальна довжина річки – 775 км, на території області 20 км. Річка контролюється у 2 контрольних пунктах: с. Млини (суміжний контрольний пункт з Волинською областю) та с. Сенчиці (прикордонний контрольний пункт з Республікою Білорусь). Якість води в річці відповідає нормам ГДК для річок культурно-побутового водокористування, окрім БСК₅ в пункті с. Млини, де є перевищення ГДК в 1,35 рази за максимальними значеннями показників та ХСК в 1,8 рази за середніми значеннями показників. В контрольному пункті в с. Сенчиці якість поверхневої води за основними показниками покращилась.

р. Льва бере початок в с. Карпилівка Рокитнівського району, протікає територією Рокитнівського, Дубровицького районів області та Пінського району Республіки Білорусь. Загальна довжина водотоку 172 км, у межах області - 111 км. Річка протікає з півдня на північ і впадає в р. Ствига. Контролюється в пункті біля с. Переброди, на витоці в Білорусь, за 5 км від кордону. Якість води відповідає нормам ГДК для річок культурно-побутового водокористування, але для річки характерне природне забруднення органічними сполуками та залізом загальним. Хоча порівняно з минулим роком у 2008 р. концентрація зменшилась за ХСК з 68,4 до 56,05 мг/дм³, залізом з 1,73 до 0,36 мг/дм³ за середніми значеннями показників, але перевищувала ГДК за ХСК в 2,4 рази, за залізом загальним в 3,6 рази.

р. Стир належить до басейну р. Прип'ять і є її правою притокою першого порядку. Річка бере початок на Львівщині поблизу джерел Західного Бугу і Серету. Стир протікає територією Волинської та Рівненської областей, а далі Республікою Білорусь. Загальна довжина річки становить 494 км, у межах області – 208 км. Стир має понад 10 великих приток. На території нашої області р. Стир контролюється на двох ділянках: перша - у суміжних пунктах з Волинською областю – смт. Берестечко (витік річки з Волинської області) та с. Нове (витік у

Волинську область), де якість води відповідає нормам ГДК для річок культурно-побутового водокористування.

На другій ділянці річка контролюється у 8 створах, де в неї скидаються стічні води з очисних споруд МКП м. Кузнецовська, ВКП „Зарічне” та промислово-зливові води Рівненської АЕС. В контрольному створі нижче скиду промислово-зливових вод ВП „Рівненська АЕС” вміст забруднюючих речовин не перевищує норм ГДК для річок культурно-побутового водокористування. В пункті, нижче скиду очисних споруд МКП м. Кузнецовськ, порівняно з пунктом вище, збільшився вміст амонію сольового з 0,24 до 0,44 мг/дм³ за середніми показниками та нітритів з 0,14 до 0,18 мг/дм³. Нижче скиду очисних споруд ВКП „Зарічне”, порівняно з минулим роком, якість води в річці суттєво не змінилась. Контроль проводиться також на витocy річки в Республіку Білорусь, в пункті с. Іванчиці, де якість поверхневої води за основними показниками покращилась.

р. Іква належить до басейну р. Стир і є її правою притокою першого порядку. Бере початок поблизу с. Гусицько-Литовське Львівської області. Протікає територією Львівської, Тернопільської, Рівненської областей. Річка має 9 приток довжиною понад 10 км, 18 приток довжиною до 10 км. Основними притоками Ікви в межах області є річки Тартацька і Людомирка. Загальна довжина річки 156 км, у межах області – 93 км. Річка контролюється у 4 контрольних пунктах. На межі з Тернопільською областю, в с. Сапановчик, у воді зафіксовано зменшення вмісту забруднюючих речовин за середніми значеннями, окрім БСК₅, де спостерігалось збільшення концентрації з 1,6 мг/дм³ до 4,49 мг/дм³. В контрольному пункті нижче міста Дубно, 0,7 км вище скиду очисних споруд КВП ВКГ „Дубновоканал”, спостерігалось перевищення норм ГДК за максимальними показниками за БСК₅ – в 2,3 рази, нітритах – в 1,75 рази. В пункті нижче скиду очисних споруд КВП ВКГ „Дубновоканал” спостерігалось незначне збільшення вмісту забруднюючих речовин за деякими показниками порівняно з пунктом вище скиду. В пункті с. Торговиця, до впадіння річки Іква в р. Стир, значення показників забруднення не перевищували ГДК для річок культурно-побутового водокористування.

р. Горинь. Спостереження стану річки проводиться у 14 контрольних створах. В пункті в с. Вельбівне, на межі з Хмельницькою областю, якість води в річці відповідає нормам ГДК для водойм культурно-побутового водокористування.

Забруднюють річку стічні води КП „Водоканал” м. Острог. В контрольному створі нижче скиду очисних споруд ОКП „Водоканал”, порівняно з створом вище скиду, спостерігалось зростання середньорічних концентрацій завислих речовин з 6,6 до 10,85 мг/дм³; ХСК – з 27 до 38,75 мг/дм³; БСК₅ з 3,86 до 6,21 мг/дм³. В створі нижче скиду Гошанської дільниці „Рівнеоблводоканалу” порівняно зі створом вище, вміст амонію сольового збільшився з 1,4 до 1,9 ГДК, фосфатів з 1,6 до 2,5 ГДК, нітрити перевищують ГДК в 2 рази. В пункті нижче скиду дренажних вод з території відвалу фосфогіпсу ВАТ "Рівнеазот" середньорічна концентрація фосфатів становила 10 ГДК для водойм рибогосподарського водокористування за максимальними показниками. Після скиду з очисних споруд ВАТ "Рівнеазот" також збільшився вміст забруднюючих речовин за основними показниками. Нижче впадіння річки Замчисько, в пункті с. Збуж якість води в річці суттєво не змінилась. В контрольних пунктах вище та нижче м. Дубровиця стан річки Горинь в основному покращився порівняно з минулим роком. На кордоні з Республікою Білорусь, в контрольному пункті с. Висоцьк, якість води в річці покращилась і відповідає нормам ГДК для річок культурно-побутового водокористування.

р. Устя є лівою притокою першого порядку р. Горинь і протікає територією області. Річка бере початок за два кілометра на південний схід від с. Устенське 1 та протікає територією Здолбунівського та Рівненського районів. Устя має три притоки довжиною понад 10 км, 28 приток довжиною до 10 км. Довжина р. Устя становить 68 км. Контролюється в 9 контрольних створах.

У фоновому створі, у витocy річки, біля с. Дермань Друга, показники якості води становили: БСК₅ – 3,8 мг/дм³; сульфати – 44,0 мг/дм³; хлориди – 10,6 мг/дм³; сухий залишок – 428,0 мг/дм³; нітрити – 0,076 мг/дм³, залізо - 0,54 мг/дм³. В пункті с. Гільча Перша слід відмітити високий природний вміст показників специфічних речовин токсичної дії: заліза загального – 3,2 ГДК, цинку – 6,3 ГДК, марганцю – 7,6 ГДК для рибогосподарських водойм.

В річку скидають зворотні води Квасилівської ділянки та м. Рівне РОВКП ВКГ "Рівнеоблводоканал", а також зливі води м. Рівне. Значний вплив на якість води мають скиди недостатньо-очищених стічних вод підприємств Здолбунівського та Рівненського районів. В пункті, нижче скиду з очисних споруд Квасилівської ділянки РОВКП ВКГ "Рівнеоблводоканал", порівняно з пунктом 0,5 км вище скиду, спостерігалось збільшення вмісту амонію сольового з 0,1 до 1,05 мг/дм³; фосфатів з 0,091 до 0,61 мг/дм³, нітритів з 0,092 до 0,2 мг/дм³, БСК₅ з 3,18 до 4,99 мг/дм³. В контрольному пункті нижче скиду з очисних споруд РОВКП ВКГ "Рівнеоблводоканал" спостерігалось збільшення концентрацій забруднюючих речовин за всіма показниками порівняно з пунктом спостереження вище скиду з очисних споруд, але порівняно з 2007 р. зменшились концентрації нітритів з 0,53 до 0,27 мг/дм³, фосфатів з 2,07 до 0,76 мг/дм³, амонію сольового з 2,97 до 1,2 мг/дм³, нітратів з 10,05 до 5,4 мг/дм³, БСК₅ з 11,7 до 9,12 мг/дм³, ХСК з 36,5 до 32 мг/дм³. В наступному за течією контрольному пункті в межах с. Малий Олексин вищими за встановлені норми ГДК залишаються показники ХСК та БСК₅. В гирлі річки якість води суттєво не змінилась.

р. Замчисько належить до басейну р. Горинь та її правою притокою першого порядку. Довжина річки – 40 км. Початок річки 2 км на північ від с. Пустомити Гоцанського району. Річка має одну притоку довжиною понад 10 км. Контролюється в 5 створах. В Замчисько скидають недоочищені стічні води ЗАТ „Костопільський завод скловиробів” та ДП „Костопільводоканал”, які негативно впливають на якість води в річці.

За фоновий прийнятий створ в межах с. Мала Любаша. В створі зафіксований значний вміст заліза з перевищеннями ГДК у 4 рази. У 2008 р. спостерігалось зменшення концентрацій вмісту забруднюючих речовин за основними показниками в пункті нижче скиду ТзОВ „Свиспан Лімітед”. В пункті нижче впадіння меліоративного каналу, в який, в свою чергу, скидають стічні води ЗАТ "Костопільський завод скловиробів" і ДП "Костопільводоканал", вміст завислих речовин, заліза, амонію сольового, нітритів зменшився, а БСК₅, ХСК збільшився та перевищує ГДК для річок культурно-побутового водокористування. Ближче до гирла, в наступному контрольному створі за течією річки (с. В. Любаша), розташованому за 3,2 км до впадіння р. Замчисько в р. Горинь, рівень забруднення води зменшується за БСК₅ та ХСК, але вміст заліза перевищує норму ГДК для річок культурно-побутового водокористування.

р. Случ є найбільшою правою притокою р. Горинь. Бере початок на території Хмельницької області, протікає територією Житомирської та Рівненської областей. Загальна довжина річки 451 км, у межах області – 158 км. Основні притоки – р. Корчик, Переверзня, Вілля та інші невеличкі річечки та струмки (78 приток довжиною до 10 км). В річку скидають зворотні води ТзОВ "Моквинська паперова фабрика", КП „Березневодоканал”, підприємства м. Сарни та КП „Екосервіс”. Річка Случ контролюється в 8 створах.

В пункті вище та нижче скиду зворотних вод ТзОВ „Моквинської паперової фабрики” показники якості води за амонієм сольовим та БСК₅ покращились порівняно з минулим роком. В контрольному пункті нижче скиду КП „Березневодоканал”, порівняно з пунктом вище скиду, спостерігається збільшення вмісту забруднюючих речовин за основними показниками. За 6,5 км до впадіння р. Случ в р. Горинь, в контрольному пункті в с. Колки показники якості води в річці відповідають нормам ГДК для річок культурно-побутового водокористування, окрім ХСК та БСК₅, значення яких перевищують ГДК в 1,4 та 1,5 рази за середніми значеннями показників.

р. Ствига належить до басейну річки Прип'ять. Бере початок в урочищі Степки Рокитнівського району, протікає територією Рівненської та Брестської областей і впадає в р. Прип'ять на території Білорусі. Загальна довжина річки Ствига 178 км, в межах області – 60 км. Скиди стічних вод відсутні. Контроль якості води проводиться в пункті с. Блажево на 122 км від гирла, 18 км до кордону з Білоруссю. Якість води в річці відповідає нормам ГДК для річок культурно-побутового водокористування, окрім заліза та ХСК, середньорічні концентрації яких становлять 2,9 та 2,3 ГДК відповідно.

Результати хіміко-аналітичного контролю якості поверхневих вод наведено в табл. 4.

Хіміко-аналітичний контроль якості поверхневих вод [20]

Назва водного об'єкту	Кількість контрольних створів, в яких здійснювались вимірювання, од.		Відібрано та проаналізовано проб води, од.	Кількість показників, у тому числі забруднюючих речовин, що визначалися, од.	Кількість випадків та назва речовин з перевищенням ГДК, од.
	усього	з перевищенням ГДК			
1	2	3	4	5	6
р. Прип'ять	2	2	12	29 (температура, запах, забарвлення, прозорість, завислі речовини, рН, розчинений кисень, лужність, сульфати, хлориди, кальцій, магній, твердість, сухий залишок, ХСК, БСК ₅ , амоній сольовий, нітрити, нітрати, фосфати, залізо, мідь, марганець, свинець, фториди, нікель, кадмій, цинк, хром)	12-ХСК, 1-БСК ₅
р. Стохід	1	1	10	29 (ті ж самі)	10-ХСК
р. Простир	1	1	10	29 (ті ж самі)	8-ХСК
р. Стир	10	9	31	29 (ті ж самі)	14-ХСК, 3-БСК ₅ , 2-нітрити, 2-залізо загальне, 4-марганець, 4-цинк, 6-мідь
р. Іква	4	2	5	29 (ті ж самі)	2-БСК ₅ , 1-нітрити, 3-залізо загальне, 1-марганець, 1-цинк, 1-мідь
р. Горинь	14	12	32	29 (ті ж самі)	6-ХСК, 9-БСК ₅ , 2-амоній сольовий, 7-нітрити, 9-фосфати, 7-залізо загальне, 9-марганець, 8-цинк, 9-мідь
р. Вілія	1	1	2	29 (ті ж самі)	1-ХСК
р. Устя	9	9	9	29 (ті ж самі)	1-ХСК, 9-БСК ₅ , 3-нітрити, 1-фосфати, 4-залізо загальне 4-цинк, 4-мідь, 4-марганець
р. Замчисько	5	5	5	29 (ті ж самі)	1-ХСК, 1-БСК ₅ , 5-залізо загальне
р. Путилівка	2	1	2	29 (ті ж самі)	1-БСК ₅ , 1-залізо загальне
р. Бережанка	2	2	2	29 (ті ж самі)	2-ХСК
р. Случ	8	7	13	29 (ті ж самі)	7-ХСК, 6-БСК ₅ , 1-фосфати, 5-залізо загальне, 2-цинк, 3-мідь, 3-марганець
р. Льва	1	1	10	29 (ті ж самі)	10-ХСК, 5-залізо загальне

ОГЛЯДИ

Продовження таблиці 4					
1	2	3	4	5	6
р. Бунів	2	2	8	29 (ті ж самі)	5-ХСК, 4-БСК ₅ , 6-залізо загальне, 1-цинк
р. Ствига	1	1	1	29 (ті ж самі)	1-ХСК, 1-залізо загальне
р. Жабичі	2	-	2	29 (ті ж самі)	-
р. Стубелка	2	2	2	29 (ті ж самі)	2- БСК ₅ , 2-залізо загальне, 2-марганець, 2-цинк, 2-мідь
р. Слонівка	2	1	2	29 (ті ж самі)	1-ХСК
р. Корчик	2	-	2	29 (ті ж самі)	-
о. Басів Кут	1	1	1	29 (ті ж самі)	1-БСК ₅ , 1-нітрити, 1-мідь, 1-марганець
о. Біле	1	1	1	27 (температура, запах, забарвлення, прозорість, завислі речовини, рН, розчинений кисень, лужність, сульфати, хлориди, кальцій, магній, твердість, ХСК, БСК ₅ , амоній сольовий, нітрити, нітрати, фосфати, залізо, мідь, марганець, свинець, нікель, кадмій, цинк, хром)	1-марганець, 1-цинк, 1-мідь
Струмок біля с. Нова Любомирка	2	2	6	24 (температура, запах, забарвлення, прозорість, завислі речовини, рН, розчинений кисень, лужність, сульфати, хлориди, ХСК, БСК ₅ , амоній сольовий, нітрити, нітрати, фосфати, залізо, мідь, марганець, свинець, нікель, кадмій, цинк, хром)	4-ХСК, 2-БСК ₅ , 2-амоній сольовий, 1-фосфати

Аналізуючи результати спостережень на р. Горинь протягом останніх років спостерігається стабільність рівнів забруднення за більшістю інгредієнтів, але за деякими інгредієнтами, зокрема азотом нітритним, сполуками міді та цинку, забрудненість в 2008 р. дещо зросла.

В пунктах спостереження р. Горинь середньорічний вміст забруднюючих компонентів у 2007-2009 рр. представлений в табл. 5.

Таблиця 5

Середньорічні показники якості води в р. Горинь (ГДК) [20]

Рік	БСК ₅	Азот амонійний	Азот нітритний	Шестивалентний хром	Нафтопродукти	Феноли	Сполуки міді	Сполуки цинку
1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>8 км вище смт. Оржів, 1 км вище скиду з очисних споруд ВАТ "Рівнеазот" (біля с. Хотин)</i>								
2006	1,0	3,4	0,9	1,8	2,9	0,1	13,6	2,6
2007	0,9	3,4	0,8	2,8	2,6	0,3	2,8	1,9
2008	1,0	2,5	1,9	2,4	1,6		14,7	2,9
<i>В межах смт. Оржів, 1 км нижче скиду з очисних споруд ВАТ "Рівнеазот" (біля с. Рубче)</i>								
2006	1,0	5,1	1,8	3,1	4,0	2,8	12,2	2,3
2007	1,0	4,4	1,5	4,0	4,2	5,0	2,8	1,5
2008	1,2	3,8	3,2	2,6	3,4	4,0	12,6	2,8
<i>Нижче смт. Оржів, 0,5 км нижче скиду з очисних споруд ВАТ "ОДЕК Україна"</i>								
2006	1,2	4,3	2,0	3,5	4,0	8,9	17,0	2,9
2007	1,1	4,3	2,2	4,3	5,2	4,5	1,7	1,5
2008	2,0	3,3	4,4	3,2	3,6	5,0	12,0	2,5

В пункті 8,0 км вище смт Оржів середньорічні концентрації забруднюючих речовин перевищували ГДК за вмістом азоту амонійного (2,5 ГДК), хрому шестивалентного (2,4 ГДК), нафтопродуктів (1,6 ГДК), міді (14,7 ГДК) та цинку (2,9 ГДК). Спостерігався високий вміст розчиненого у воді кисню 7,9 – 14,0 мг/дм³, хімічне споживання кисню в середньому становило

ОГЛЯДИ

12,1–57,7 мг/дм³, зважені речовини 1,2–37,8 мг/дм³, фосфор мінеральний 0,01–0,1 мг/дм³, фосфор загальний 0,02–0,22 мг/дм³.

Більш забрудненою р. Горинь є в пунктах спостереження в межах смт Оржів, нижче скиду з очисних споруд ВАТ “Рівнеазот” та нижче скиду стічних вод ВАТ “ОДЕК-Україна”. Концентрації забруднюючих речовин перевищували ГДК за азотом амонійним (3,8 і 3,3 ГДК) та нітритним (3,2 і 4,4 ГДК), шестивалентним хромом (2,6 і 3,2 ГДК), нафтопродуктами (3,4 і 3,6 ГДК), фенолами (4 і 5 ГДК), міддю (12,6 і 12 ГДК) та цинком (2,8 і 2,5 ГДК). ХСК в середньому становило 16,2–85,2 мг/дм³, розчинений кисень був в межах 6,74–13,4 мг/дм³, зважені речовини 0,4–53,8 мг/дм³, фосфор мінеральний 0,03–0,74 мг/дм³, фосфор загальний 0,09–1,12 мг/дм³.

Результати спостережень р. Устя свідчать про стабільність рівня забруднення за більшістю інгредієнтів, але нижче скиду очисних споруд м. Рівне за деякими інгредієнтами, зокрема БПК₅, азотом нітритним, сполуками міді забрудненість зростає.

Середньорічний вміст основних забруднюючих компонентів у р. Устя наведений в табл. 6.

Таблиця 6

Середньорічні показники якості води в р. Устя (ГДК) [20]

Рік	БСК ₅	Азот амонійний	Азот нітритний	Шестивалентний хром	Нафтопродукти	Феноли	Сполуки міді	Сполуки цинку
1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>20,5 км вище м. Рівне, 1,5 км вище м. Здолбунів</i>								
2006	1,3	2,2	0,8	1,4	1,6	0,0	0	0,4
2007	1,5	3,9	1,0	2,1	2,0	3,0	18	0,9
2008	1,5	2,8	1,8	2,3	1,8	-	-	0,4
<i>2,5 км нижче м. Рівне, нижче скиду РОВКП ВКГ “Рівнеоблводоканал”</i>								
2006	2,5	6,6	4,1	4,4	5,8	5,5	3,1	0,1
2007	2,3	7,6	5,5	4,7	3,8	4,9	5,1	1,0
2008	6,9	4,5	11,6	4,5	4,2	5,0	6,0	0,8

У верхній частині р. Устя (20,5 км вище м. Рівне) протягом 2008 р. середньорічні забруднення азотом амонійним та нітритним, хромом шестивалентним та нафтопродуктами перевищували ГДК. Вміст розчиненого кисню був високим і становив 7,24 – 13,6 мг/дм³, хімічне споживання кисню в середньому становило 27,94 мг/дм³, зважені речовини 14,8 мг/дм³.

Досить високим залишається рівень забруднення р. Устя нижче м. Рівне, нижче скиду стічних вод Рівненських міських очисних споруд. Стан забруднення річки з низьким вмістом розчиненого у воді кисню у літній період (зафіксовано його зниження до 1,97 мг/дм³ при нормі більше 6 мг/дм³) та значним перевищенням ГДК азоту нітритного (більше як у 10 разів) є наслідком неорганізованих скидів забруднюючих речовин підприємствами міста та неспроможністю очисних споруд повністю “нейтралізувати” забруднення. Середньорічні концентрації забруднюючих речовин значно перевищували ГДК: азоту амонійного (4,5 ГДК) та нітритного (11,6 ГДК), нафтопродуктів (4,2 ГДК), сполук міді (6 ГДК), хрому шестивалентного (4,5 ГДК), фенолів (5 ГДК), БПК₅ (6,9 ГДК). Хімічне споживання кисню в середньому становило 28,4–60 мг/дм³, вміст розчиненого кисню 1,6 – 10,7 мг/дм³, зважених речовин 1,1–47,8 мг/дм³. Середньорічні забруднення азотом нітратним, хлоридами, сульфатами, кальцієм, магнієм, СПАР та сполуками цинку не перевищували ГДК.

РОВКП ВКГ “Рівнеоблводоканал” здійснювались щомісячні спостереження за станом поверхневих вод в 2 пунктах спостережень на р. Горинь та в 4 пунктах спостережень на р. Устя за 17 показниками. Середньорічні показники якості води р. Горинь в 2008 р. представлені в табл. 7.

Середньорічні показники якості води р. Горинь та р. Устя (ГДК) [20]

Пункт спостережень	БСК ₅	Азот амонійний	Азот нітритний	Залізо загальне	Хром шести вал.	Нафто-продукти	СПАР
<i>р. Горинь, Гоцанська дільниця „Рівнеоблводоканал”</i>							
0,5 км вище скиду з очисних споруд	1,9	0,7	0,9	2,4	0	0	0,3
0,5 км нижче скиду з очисних споруд	2,2	0,8	0,9	2,6	0	0	0,3
<i>р. Устя, Квасилівська дільниця „Рівнеоблводоканал”</i>							
0,5 км вище скиду з очисних споруд	1,7	0,4	0,7	1,1	0	2,6	-
0,5 км нижче скиду з очисних споруд	1,8	0,4	0,7	1,2	0	2,6	-
<i>р. Устя, КОС м. Рівне</i>							
0,5 км вище скиду з очисних споруд	2,4	2,0	2,3	2,6	0	0,6	0,7
0,5 км нижче скиду з очисних споруд	2,8	3,3	3,0	2,8	0	1,3	0,8

Аналізуючи результати спостережень на р. Горинь слід відмітити низький вміст розчиненого у воді кисню в пункті до і після скиду стічних вод з очисних споруд Гоцанської дільниці 5,1 та 5,3 мг/дм³. Перевищення ГДК зафіксоване в пункті до і після скиду стічних вод за показниками: БПК₅ та залізом загальним. Середньорічні забруднення за іншими показниками не перевищували ГДК.

За результатами спостережень на р. Устя у пункті до і після скиду стічних вод очисних споруд Квасилівської дільниці слід зазначити, що вміст розчиненого у воді кисню був досить високим 8,2 мг/дм³. Перевищення середньорічних показників зафіксоване в пункті до і після скиду стічних вод за БПК₅, залізом загальним та нафтопродуктами. За іншим показникам середньорічні забруднення не перевищували ГДК.

Високий рівень забруднення р. Устя спостерігається у пункті нижче скиду стічних вод очисних споруд м. Рівне. Протягом року вміст кисню коливався від 5 до 12,4 мг/дм³. Випадки низького вмісту розчиненого у воді кисню (менше 6 мг/дм³) зафіксовано у червні-вересні 5,0–5,3 мг/дм³. Перевищення середньорічних показників зафіксоване в пункті до і після скиду стічних вод за БПК₅, азотом амонійним і нітритним, залізом загальним; в пункті після скиду стічних вод зафіксоване перевищення середньорічних показників за нафтопродуктами. За іншими показниками середньорічні забруднення не перевищували ГДК.

Рівненський обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції „Облдержродючість” проводив дослідження вод сільськогосподарського призначення з різних джерел, в яких визначались нітрати, залишкові кількості пестицидів (ГХЦГ, ДДТ, 2,4 Д амінна сіль, сімазін, атразін, прометрін) та вміст важких металів.

Результати досліджень поверхневих вод сільськогосподарського призначення з різних джерел (осушувальні канали, шахтні колодязі, свердловини, ставки, помпи, природні джерела, річки, водопроводи) на вміст важких металів, залишкових кількостей пестицидів, нітратів у 2009 р. наведено в табл. 8.

За результатами спостережень у 20 з 65 досліджуваних проб виявлено перевищення вмісту кадмію. Залишкових кількостей пестицидів не виявлено. З усіх проаналізованих проб перевищення вмісту нітратів (ГДК = 45 мг/дм³) відмічалось в осушуваних каналах Рівненського району, концентрація яких у окремих випадках перевищувала допустимий рівень у 16 разів.

Санітарно-епідеміологічною службою області спостереженнями охоплено 22 річки, що зазнають найбільшого антропогенного впливу в 67 визначених створах спостережень. Із проведених 361 дослідження на санітарно-хімічні показники не відповідали нормативним вимогам 65 проб (18%). Серед відібраних проб на вміст пестицидів, важких металів, СПАР та

ОГЛЯДИ

фенолів невідповідності виявлено не було. Невідповідність якості води нормативам спостерігалась за завислими речовинами, нафтопродуктами, аміаком, загальним залізом, БПК₅, формальдегідом та окисністю. За іншими інгредієнтами перевищень ГДК не зафіксовано.

Таблиця 8

Вміст забруднюючих речовин у поверхневих водах с/г призначення [20]

Вид забруднювача	Область Район	Кількість проб, шт.			Вміст забруднювача, мг/кг (<i>мін. сеп. макс.</i>)	Гранично допустимі концентрації шкідливих речовин (ГДК) мг/дм ³	Населений пункт, господарство, вид водного джерела, де виявлено перевищення ГДК	
		Проаналізовано	з них містять залишкові кількості пестицидів	з них із вмістом, що перевищує ГДК				
Cd	Рівненський Здолбунівський	65		20	<u>0,001</u> <u>0,003</u> 0,03	0,001	смт Квасилів, с. Здобвиця, с. Загороща, с. Порозів, с. Орестів, с. Ільпін, с. П'ятигори, с. Кошатів, с. Корнин, с. Гориньград I	
Pb		65		не виявл.	<u>0,001</u> <u>0,01</u> 0,03	0,03		
Hg								
Cu		65		не виявл.	<u>0,005</u> <u>0,01</u> 0,034	1,0		
Zn		65		не виявл.	<u>0,001</u> <u>0,03</u> 0,51	1,0		
Всього метали		65		20				
ДДТ з метаболітами						0,002*		
ГХЦГ сума ізомерів						0,02**		
2,4-Д амінна сіль						0,002*		
симазин						не допуск.**		
атразин						0,001*		
Нітрати	Рівненський	107		36	<u>6,65</u> <u>38,0</u> 718,5	45	с. Рогачів, Карпилівка, Житин	

Рівненською міськСЕС спостереження проводились на 3 поверхневих водних об'єктах (озеро Басів Кут, озеро гідропарку, р. Устя). Організований випуск стічних вод від промислових підприємств в межах міста Рівне в дані водні об'єкти не проводиться, але погіршенню якості поверхневих вод сприяють змиви з урбанізованих територій та незадовільний технічний стан очисних споруд, які потребують реконструкції та ремонту. Невстановлена прибережна смуга р. Устя, яка потребує благоустрою та впорядкування.

Найбільшого антропогенного впливу зазнає р. Устя після скиду стічних вод з очисних споруд РОВКП ВКГ "Рівнеоблводоканал" та зливової каналізації міста Рівне. Протягом року відібрано 50 проб поверхневої води на санітарно-хімічні показники, з них 8 проб (16%) не відповідало санітарним вимогам, в основному за вмістом важких металів.

Рівненська гідролого-меліоративна експедиція здійснювала щоквартальні спостереження за станом поверхневих вод в місцях їх інтенсивного використання і в зоні дії РАЕС та ХАЕС: на р. Прип'ять, р. Стир, р. Горинь, р. Вілія, р. Гнилий Ріг, р. Іква, р. Стохід, р. Стубелка; у ставі – охолоджувачі ХАЕС за 25 гідрохімічними показниками.

Хімічний склад поверхневих вод протягом років суттєво не змінився, за окремими показниками спостерігається зменшення якісних характеристик. Основними показниками які кількісно впливають на якісні характеристики поверхневих вод протягом року є амоній

ОГЛЯДИ

сольовий, залізо, ХСК, БСК, фториди, завислі речовини. Вміст в воді розчиненого кисню, сульфатів, хлоридів, магнію, кальцію знаходиться в межах допустимих концентрацій.

За програмою моніторингу меліорованих і прилеглих до них земель, проводились спостереження на меліоративних каналах 9 еталонних осушувальних систем, а саме „Головниця”, „Бухта”, „Іква”, „Прип'ять”, „Стубелка”, „Д.Посітійне”, „Стубла”, „Воробіно”, „Язвинка”. Результати досліджень наведено в табл. 9.

Таблиця 9

Максимальні значення вмісту забруднюючих речовин в пробах поверхневих і ґрунтових вод меліорованих і прилеглих до них земель [20]

Меліоративна система	Показники забруднення, мг/дм ³											
	NO ₂	NO ₃	HCO ₃	SO ₄	CO ₃	Cl	Fe	NH ₄	Ca	Mg	Na+K	pH
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>	<i>9</i>	<i>10</i>	<i>11</i>	<i>12</i>	<i>13</i>
«Головниця»	0,21	5,10	512,5 6	401,4 2	42,01	102,3 0	0,12	6,06	158,3 2	7,30	264,2 1	8,35
«Бухта»	0,16	13,50	1049, 5	456,0 6	90,02	89,94	5,11	6,06	310,6 2	19,46	317,9 8	10,80
«Іква»	0,28	9,15	805,4 5	352,2 4	60,01	65,03	5,69	12,56	186,3 7	9,73	265,9 6	9,52
«Прип'ять»	0,31	10,47	488,1 5	417,2 6	144,0 3	16,60	1,19	6,00	120,2 4	17,02	284,5 8	7,96
«Стубелка»	0,70	7,55	793,2 5	123,6 6	60,01	29,06	6,64	9,13	186,3 7	23,10	191,2 9	7,97
«Деражно-Посітійне»	1,85	14,04	439,3 0	444,6 3	30,01	22,14	0,99	5,43	140,3 0	9,73	255,8 4	10,82
«Стубла»	0,51	7,93	390,5 2	370,5 0	90,01	24,90	1,12	5,48	118,2 4	23,10	195,1 0	8,25
«Воробіно»	0,24	8,10	402,7 3	439,0 7	24,00	31,83	0,80	3,81	124,2 5	12,16	288,3 5	11,4
«Язвинка»	0,27	8,92	720,0 2	266,2 4	54,01	24,09 1	5,87	5,46	206,4 1	9,73	166,5 6	7,7

Хімічний склад поверхневих, ґрунтових та дренажних вод осушувальних систем в порівнянні з минулим роком істотно не змінився. Майже на всіх системах спостерігаються випадки перевищення ГДК сульфатів (115–456 мг/дм³), азоту амонійного (3,8–12,6 мг/дм³), азоту нітратного (4,0–14,0 мг/дм³), азоту нітритного (0,15–1,85 мг/дм³), заліза (1,12–6,64 мг/дм³), натрію (255–317 мг/дм³). Найбільше перевищень вмісту забруднюючих речовин спостерігається в південних районах області.

Висновки

За даними моніторингових спостережень загалом стан водних екосистем Рівненщини істотно ускладнений надмірним антропогенним навантаженням, що, з одного боку, призводить до їх деградації, а з іншого – вкрай обмежує здатність до виконання гідроекосистемами природних і соціально-економічних функцій, насамперед, через обмеження можливості екологічно безпечного ресурсокористування.

1. Андрієнко Т.Л. Край лісів та імливих боліт / Т.Л. Андрієнко, Г.М. Антонова, А.В. Єршов. – Львів: Каменярь, 1988. – 84 с.
2. Брагинский Л.П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности / Л.П. Брагинский // Гидробиол. журн. – 1985. – Т. 21, № 6. – С. 65–73.
3. Бондар О.І. Впровадження Європейських стандартів і нормативів у Державну систему моніторингу довкілля України: Наук.-метод. посіб. / О.І. Бондар, О.Г. Тараріко, С.М. Варламов [та ін.]. – К.: Інрес, 2006. – 264 с.
4. Вельнер Х.А. О едином нормировании биогенных веществ в воде малых рек / Х.А. Вельнер, Э.О. Лойгу // Самоочищение воды и миграция загрязнений по трофической цепи. – М.: Наука, 1984. – С. 42–45.
5. Верниченко А.А. Классификация поверхностных вод, основывающаяся на оценке их качественного состояния. Комплексные оценки качества поверхностных вод / А.А. Верниченко. – Л.: Гидрометеоздат, 1984. – С. 14–24.
6. Верниченко А.А. Экологическая классификация водотоков Украины / А.А. Верниченко, А.В. Подашкин // Проблемы охраны вод: научн. труды УкрНЦОВ. – Харьков, 1993. – С. 3–12.

8. *Геренчук К.І.* Природа Рівненської області / К.І. Геренчук. – Львів: Вища школа, 1976. – 152 с.
9. *Вишневецький В.І.* Річки і водойми України. Стан і використання / В.І. Вишневецький. — К., 2000. — 376 с.
10. *Волкова Л.А.* Географо-екологічне районування Рівненської області за комплексом екологічних та медико-демографічних факторів ризику / Л.А. Волкова, Ю.А. Кушнірчук // Вісник Рівненського держ. технічного ун-ту. – Рівне, 2002. – № 3 (16). – С. 3–9.
11. *Герасевич И.Т.* Изменение гидрохимического и гидробиологического режима малой реки в процессе ее мелиорации / И.Т. Герасевич, О.Б. Васильковская // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31. – № 6. – С. 35–41.
12. *Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень: Теорія, методи, практика використання* / ред. Олексів І. Т., Брагінський Л.П. – Львів: Світ, 1995. – 440 с.
13. *Горбань І.* Проблеми і перспективи збереження біологічного різноманіття в басейні верхньої Прип'яті / І. Горбань // Екологічні і водогосподарські проблеми в басейні Прип'яті на Волині та шляхи їх вирішення // Матеріали науково-практичної конференції. – Київ-Луцьк, 2000. – С. 71–81.
14. *Гриб Й.В.* Екологічна оцінка стану екосистем річкових басейнів рівнинної частини території України (охорона, відновлення, управління): автореф. дис. на здоб. наук. ступеня докт. біол. наук. Спец. 03.00.16 «Екологія» / Й.В. Гриб. – Дніпропетровськ, 2002. – 42 с.
15. *Гриб Й.В.* Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління): навч. посібник / Й.В. Гриб, М.О. Клименко, В.В. Сондак. – Рівне: ППФ "Волинські береги", 1999. – Т.1. – 348 с.
16. *Гриб Й.В.* Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем: навч. посіб. / Й.В. Гриб, М.О. Клименко, В.В. Сондак, Л.А. Волкова. – Рівне: Волинські береги, 2004. – Т.3. – 211 с.
17. *Гриб Й.В.* Влияние хозяйственной деятельности человека на гидрохимический режим малых рек / Й.В. Гриб, Н.В. Лалыкин, Б.И. Набиванец. // Гидромелиорация и гидротехнологическое строительство. – 1985. – № 13. – С. 32–35.
18. *Гриб Й.В.* Гидрохимический режим, охрана и перспективы использования рек Западного Полесья Украины в народном хозяйстве / Й.В. Гриб // Проблемы мелиоративной географии Припятского Полесья. – Л.: Изд-во Географического общества СССР, 1997. – С. 96–104.
19. *Гриб Й.В.* Комплексна екологічна оцінка стану річкових басейнів (на прикладі правобережних приток р. Прип'ять / Й.В. Гриб // Натураліс. – 1998. – Т. 1. – С. 22–28.
20. *Доповідь* про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області у 2009 р. – Рівне: Державне управління охорони навколишнього природного середовища в Рівненській області, 2010.
21. *Екологічний паспорт* Рівненської області за даними 2005–2010 року. – Рівне: Держуправління охорони навколишнього природного середовища в Рівненській області, 2006; 2007; 2008; 2009; 2010; 2011.
22. *Екологічні проблеми деяких водних систем України (Основи екології та екологічного права: Навч. посіб. / Ю.Д. Бойчук, М.В. Шульга., Д.С. Цалін [та ін.]: ред. Ю.Д. Бойчук, М.В. Шульга. – Суми: ВТД «Університетська книга», 2004. – С.117.*
23. *Жукинський В.М.* Методика встановлення екологічних нормативів якості поверхневих вод для управління станом водних екосистем України / В.М Жукинський, О.П. Окснюк, Г.А. Верниченко [та ін.]. –К., 1997. – Т.1. – С. 11–12.
24. *Жукинський В.Н.* Методологические основы экологической классификации качества поверхностных вод суши / В.Н. Жукинський, О.П. Окснюк // Гидробиол. журн. – Т. 19. – № 2. – 1983. – С. 59–67.
25. *Жукинський В.Н.* Проект унифицированной системы для характеристики континентальных водоемов и водотоков и ее применение для анализа качества вод / В.Н. Жукинський, О.П. Окснюк // Гидробиол. журн. – 1976. – Т. 12. – С. 103–111.
26. *Жукинський В.Н.* Сравнительная эколого-санитарная характеристика качества воды на советском участке Дуная по экосистемным классификациям / В.Н. Жукинський, О.П. Окснюк, Г.А. Жданова // Гидробиол. журн. – 1990. – Т. 26. – № 4. – С. 28–30.
27. *Іванов Є.* Оцінка стану хімічного і радіоактивного забруднення антропогенно-обумовлених геокомплексів Є. Іванов // Сучасна географія та навколишнє природне середовище. – Вінниця, 1999. – С. 30–32.
28. *Клименко М.О.* Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління): підручник / М.О. Клименко, С.С. Трушева, Ю.Р. Гроховська: ред. М.О. Клименко. – Т. 3. – Рівне: НУВГП, 2004. – 211 с.
29. *Клименко М.О.* Кругообіг важких металів у водних екосистемах. Монографія. / М. О. Клименко, О.О. Бедункова. – Рівне: НУВГП, 2008. – 216.
30. *Клименко М.О.* Моніторинг довкілля: підручник / М.О. Клименко, А.М. Прищепа, Н.М. Вознюк. – К.: Академія, 2006. – 359 с.
31. *Клименко М.О.* Накопичення важких металів гідрофітами / М.О. Клименко, Ю.Р. Гроховська, О.О. Бедункова // Вісник національного університету водного господарства та природокористування. – Рівне, 2006. – Вип. 1(33). – С. 159–164.

32. *Клименко М.О.* Оцінка екологічного стану водних екосистем річок басейну Прип'яті за вищими водними рослинами / М.О. Клименко, Ю.Р. Гороховська. – Рівне: НУВГП, 2005. – 194 с.
33. *Ковальчук І.П.* Основні гідролого-екологічні характеристики річкових систем / І.П. Ковальчук, Я.І. Каганов, Р.О. Сливка // Прикладна гідроекологія: навч. посібник. – Львів: ЛНУ ім. Ів. Франка, 2000. – С. 16–17.
34. *Корбутяк М.В.* Стік річок Західного Полісся України в умовах інтенсивного антропогенного навантаження / М.В. Корбутяк, П.Д. Сливка // Вісник НУВГП. – Рівне, 2007. – Вип. 3(39). – Ч.2. – С. 36–43.
35. *Коротун І.М.* Географія Рівненської області / І.М. Коротун, Л.К. Коротун. – Рівне, 1996. – 274 с.
36. *Коротун І.М.* Природні ресурси України / І.М. Коротун, Л.К. Коротун, С.І Коротун. – Рівне, 2000. – 192 с.
37. *Коротун І.Н.* Природные и экономические аспекты гидротехнических мелиораций в Западном Полесье УССР / И.Н. Коротун, М.Д. Будз, М.В. Корбутяк [и др.] // Природно-мелиоративный мониторинг в СССР. – М.: МФГО, 1984. – С. 55–64.
38. *Кукурудза С.І.* Гідроекологічні проблеми суходолу: уавч. посібник / С.І. Кукурудза; ред. В.К. Хільчевський. – Львів: Світ, 1999. – 232 с.
39. *Кушнірук Ю.С.* Застосування оцінки медико-екологічного ризику для ранжування районів на прикладі Рівненської області // Наукові записки Вінницького держ. пед. ун-ту. Сер. Географія. – Вінниця, 2007. – № 13. – С.127–134.
40. *Малі річки України: Довідник* / ред. А.В. Яцик. – К.: Урожай, 1991. – 293 с.
41. *Маринич О.М.* Українське Полісся. Фізико-географічний нарис / О.М. Маринич. – К.: Рад. школа, 1962. – 164 с.
42. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / ред. В.Д. Романенко. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
43. *Оксиюк О.П.* Структурно-функціональна організація екосистем водотоков и екологическая основа управления качеством воды в них / О.П. Оксиюк // Развитие гидробиологических исследований в Украине. – К.: Наукова думка, 1993. – С. 9–26.
44. *Осадчий В.І.* Сучасний стан та тенденції забруднення водних екосистем Басейну Дніпра хімічними речовинами / В.І. Осадчий // Матеріали другого з'їзду гідроекологічного товариства України. –К., 1997. – Т. 2. – С. 142–144.
45. *Пащенко В.М.* Основні поняття і проблеми еколого-географічних досліджень / В.М. пащенко // Укр. географ. журн. – 1994. – № 4. – С. 8 – 16.
46. *Пелешенко В.И.* Исследование условий формирования стока химических компонентов в бассейне малой реки (Мелиорация и водное хозяйство) / В.И. Пелешенко, Д.В. Закревский, С.И.Снежко. – К., 1975. – 55 с.
47. *Пелешенко В.И.* Исследование формирования стока химических веществ в бассейне малой реки (на примере р. Бутеня) / В.И. Пелешенко, Д. В. Закревский, С. И. Снежко [и др.] // Мелиорация и водной хозяйство. – 1990. – Вып. 73. – С. 37–42.
48. *Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами* // Охрана окружающей среды / ред. Л.П. Шариков. – Л.: Судостроение, 1978. – С. 193–222.
49. *Реймерс Н.Ф.* Экологические предпосылки сельского хозяйства будущего // Человек и земля. – М.: ВО Агропромиздат, 1988. – С. 299–303.
50. *Романенко В.Д.* Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними критеріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукінський, О.П. Оксіюк [та ін.]. – К.: СИМВОЛ, 1998. – 28 с.
51. *Романенко В.Д.* Основи гідроекології / В.Д. Романенко. – Київ, 2001. – 728 с.
52. *Хільчевський В.К.* Водопостачання і водовідведення. Гідроекологічні аспекти / В.К. Хільчевський. – К.: ВЦ «Київський ун-т», 1999. – 319 с.
53. *Яцик А.В.* Екологічна безпека в Україні / А.В. Яцик. – К.: Генеза, 2001. – 216 с.
54. *Яцик А.В.* Методика екологічної оцінки стану поверхневих вод України (методичні аспекти) / А.В. Яцик, О.І. Денисова, Т.М. Серебрякова, А.П. Чернявська [та ін.] // Укр. геогр. журн. – 1996. – № 3. – С. 3–11.
55. *Bach E.* Ein chemischer index zur Uberwachung der Wasserqualität von Fliep gewassern / Bach E.// Deutsch. GewSsserk. Mitt. – 1980. – Vol. 24. – № 4-5. – S. 102–106.
56. *Brown R.M.* A water quality index crashing the psychological barrier / R.M. Brown, N.I. McClelland, R.A. Deininger, M.F. O'Connor // Adv. Water Pollut. Res. Proc. : 6th Int. Conf., (Ierusalim, 1972). – Oxford e.a., 1973. – S. 787–794.
57. *Commision proposal for a council directive establishing a framework for European Community Water policy (Consultationdraft and Explanatory memorandum).* 4.12.96.
58. *Deininger R.A.* Water quality indices a Comparison of Experts' Opinions / R.A. Deininger, D.H. Newsome // Water Sci. Technol. – 1984. – Vol. 16, № 5–7. – P. 499–510.
59. *De La Gruz A.A.* Production and transport of detricus in wetlands / A.A. De La Gruz // Wetland Functions and Values. The States of Our Understanding, Minneapolis, Am. Water Resource Assoc. – P. 162–173.

60. *Dietrich F.W.* Zur Konstruktion von Umweltindices / F.W. Dietrich, S. Borrie // Allg. statist. Arch. Wiesbaden. – 1975. – Vol. 59, № 1. – S. 41–64.
61. *Dobson H.F.H.* A summary and comparison of nutrients and related water quality in lakes Erie, Ontario, Huron, and Superior / H.F.H. Dobson, M. Gilbertson, P.I.Sly // I. Fish. Res. Board Canada. – 1974. – Vol. 31, № 5. – P. 731–738.
62. *Dojlodo I.* Indeks jakosci wodi a dotychczas stosowana metoda / I. Dojlodo, Y. Woyciechowska, A. Stojda // Gospodarka wodna. – 1986. – Vol.46, № 1. – С. 23–25.
63. *House M. A.* A water quality index vor river management / M. A. House // Inst, water and environ, manag. – 1989. – Vol. 3, № 14. – С. 336–344.
64. *Simonyi P.* A new cartographical method for mapping running waters / P. Simonyi // 14th Wald Conf. Inf. Cartogr. Assoc., (Budapest, 17–24 Aug., 1989): abstr. – Budapest, 1989. – P. 279.
65. *Sladeczek V.* System of water quality from the biological point of view / V. Sladeczek // Ergebnisse der Limnologie. – 1973. – Helf. 7. – Arch. Hydrob., Beiheft, 7. – 218 p.
66. *Smith D.G.* A new form of water quality index for rivers and streams / D.G. Smith // Water Sci. And Technol. – 1989. – Vol. 21, № 2. – С. 123–127.
67. *St-Lonis N.* A water quality index for lake beaches / N. St-Lonis, P. Legendre // Water Research. 1982. – Vol. 16, № 16. – P. 945–948.
68. *Stoner J.* Water Quality Indices for Specific Water / J. Stoner. – Uses Draft, U.S. ceological Surney. - 1975. – P. 1–12.
69. *Tomas W.A.* Amides of Professionals in Water Management Toward the use of water quality indices / W.A. Tomas // J. of Enviromental Management. – 1976. – № 4. – P. 325–328.
70. *Truett J.B.* Development of water quality management indices / J.B. Truett, A.C. Jonson, W.D. Rowe [et. al.] // Water Recources Bulletin 1975. – Vol. 11, № 3. – S. 436–448.

И.Б. Грюк, В.В. Грубинко

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДОЕМОВ РОВЕНЩИНЫ

Проанализировано современное состояние поверхностных водоемов Ровенской области. Установлено, что комплексная оценка поверхностных вод на основе экологических критериев является необходимой для прогнозирования водопользования и состояния водных биоценозов. Показано, что состояние водных экосистем существенно затруднено чрезмерной антропогенной нагрузкой, что приводит к их деградации и крайне ограничивает способность к использованию гидроэкосистемами природных и социально-экономических функций.

Ключевые слова: антропогенная нагрузка, поверхностные водоемы, водные биоценозы, гидроэкосистема, комплексная оценка, малые реки, Ровенская область

Volodymyr Gnatyuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

POLLUTION OF SURFACE WATERS OF RIVNE`S REGION

The contempromerary state of the surface waters of the Rivne`s region. Determined that a comprehensive assessment of surface water on the basis of ecological criteria is necessary for prediction of water use and aquatic biocenoses. It is shown that the state of aquatic ecosystems significantly complicated by excessive anthropogenic, leading to their degradation and extremely limited ability to perform of hydroecosystems natural and socio-economic functions.

Key words: antropogenic pressure, surface water, gidroecosystem, integrated assessment, Rivne`s region, small rivers, water biocenoses

Рекомендує до друку

Надійшла 17.06.2011

В.З. Курант

ІСТОРИЯ НАУКИ. ПЕРСОНАЛІЇ

ІВАН ПАНАСОВИЧ ГРИГОРЮК – ПОДВИЖНИК БІОЛОГІЧНОЇ НАУКИ

**(до 70-річчя від дня народження члена-кореспондента НАН України,
професора І.П. Григорюка)**



ПРОФЕСОР ІВАН ПАНАСОВИЧ ГРИГОРЮК

**«І я бачив, нема
чоловікові
кращого,
як ділами своїми радіти,
бо це доля його!»**

Еклезіаст, 3.22

Невблаганно швидко минають роки і десятиліття, одна за одною перегортаються сторінки історії науки, заповнені життєписами тих, хто присвятив їй своє життя. Одним із таких подвижників біологічної науки є доктор біологічних наук, професор, член-кореспондент НАН України, академік АН Вищої школи України, заслужений діяч науки і техніки України, професор кафедри фізіології, біохімії рослин і біоенергетики Національного університету біоресурсів і природокористування України Іван Панасович Григорюк, якому цього року виповнилось 70 років від дня народження. Уже 45 років він із гідними подиву сумлінністю та наполегливістю провадить наукову, науково-організаційну, педагогічну та громадську діяльність. З-під його пера вийшло понад 630 наукових, навчальних і методичних, а також науково-популярних праць, з них 11 монографій, 3 книги, 2 методичних і 4 навчальних посібники, 2 тлумачних словники, 365 статей (з них 34 у зарубіжних виданнях), 45 науково-методичних й практичних рекомендацій та вказівок, більшість яких впроваджено у виробництво, 25 авторських свідоцтв і патентів на винаходи.

Народився І. П. Григорюк 24 жовтня 1941 р. в мальовничому селі Топорівка, що на Буковині (Новоселицький район Чернівецька область) у родині селянина-хлібороба.

У 1958 р. Іван Панасович закінчив середню школу і вступив до Чернівецького культурно-освітнього технікуму, але навчався в ньому лише декілька місяців, оскільки майбутня професія завідувача сільського клубу була йому не до вподоби, тягнуло до землі, природи. У 1959 р. зробив спробу вступити на агрономічний факультет Кам'янець-Подільського сільськогосподарського інституту, але не пройшов за конкурсом, оскільки не мав повних два роки трудового стажу. Уже маючи певний досвід роботи, в 1960 р. вступив на біологічний факультет Чернівецького державного університету, який закінчив у 1965 р. за фахом «Фізіологія рослин».

Перші кроки в науці розпочав Іван Панасович ще в студентські роки під керівництвом доктора біологічних наук, професора Г. Х. Молотковського. У цей час він вивчав вплив мікроелементів на біосинтез рослинних білків та нуклеїнових кислот у зв'язку з явищем полярності. Під час проходження переддипломної практики в Інституті фізіології рослин імені К. А. Тимірязєва АН СРСР (1965 р.) досліджував дію високих температур повітря на вміст ліпідів у мембранах хлоропластів рослин. Після закінчення університету працював учителем біології і хімії восьмирічної трудової політехнічної школи в с. Перківці Кельменецького району Чернівецької області.

У 1966 р. І. П. Григорюк вступає до аспірантури Інституту фізіології рослин АН УРСР (зараз Інститут фізіології рослин і генетики НАН України). Відтоді його життя було нерозривно пов'язане з цією науково-дослідною установою – майже упродовж 40 років. Тут він обіймав різні посади: молодшого (1969–1980), старшого наукового співробітника (1980–1985), завідувача лабораторії фізіології водного стресу рослин (1985–1996), провідного наукового співробітника (1996–1997), виконувача обов'язків (1997–1998) та завідувача відділу фізіології водного режиму рослин (1998–2005). Упродовж 2003–2004 рр. за сумісництвом працював професором кафедри фізіології рослин, вірусології і біотехнології Національного аграрного університету України. В аспірантські роки дослідження І. П. Григорюка були спрямовані на вивчення ролі амінокислот у біосинтезі полісахаридів у бульбах картоплі за різного водозабезпечення та живлення.

У 1977 р. І. П. Григорюк захистив кандидатську дисертацію «Физиологические аспекты формирования урожая и качества картофеля в условиях низинной торфяной почвы», а у 1996 р. – докторську дисертацію «Реакция растений на водный и температурный стрессы и способы ее регуляции». У 2000 р. його обрано членом-кореспондентом НАН України і присвоєно вчене звання професора зі спеціальності «Фізіологія рослин». У 1985 р. І. П. Григорюк закінчив навчання на курсах підвищення кваліфікації в школі-семінарі заступників директорів з наукової роботи централізованої навчальної сітки системи підвищення кваліфікації керівних працівників і спеціалістів АН УРСР.

Ювіляр є одним із фундаторів наукової школи в Україні з вивчення регуляторних систем водообміну, фізіологічних і молекулярно-біологічних механізмів стійкості та адаптації культурних рослин до стресових факторів середовища. Ним уперше отримано фундаментальні дані щодо ступеня рухливості й міцності зв'язку молекул води з адсорбційними центрами в зернівках і меристематичних тканинах гібридів кукурудзи, сортів ярої та озимої пшениць. Одержані результати використано для аналізу і оцінки селекційного матеріалу на

жаровитривалість та посухостійкість. Ученим зроблено значний внесок у дослідження фізіологічної реакції культурних рослин на дію посухи та високих температур повітря. Ним уперше розроблено і запропоновано концепцію застосування полімерних регуляторів росту нового покоління полістимуліну К й полістимуліну А-6 для індукції адаптивних реакцій та регуляції процесів водообміну рослин. Запропоновано унікальну методику скринінгу речовин ауксинової природи, яка ґрунтується на автоматичній фотореєстрації кінетичних характеристик ростових процесів колеоптилів і дозволяє оцінювати ступінь стійкості проростків рослин проти абіотичних стресів. Пріоритетне місце у науковій діяльності вченого займають прикладні дослідження, пов'язані з розробкою високоєфективних технологій вирощування озимої пшениці у зонах ризикованого землеробства України. Професор І. П. Григорюк стоїть у витоків розробки теоретичних засад виявлення і застосування біологічно активних сполук з антитранспіраційною дією для зменшення поглинання світла й уповільнення випаровування води з листків рослин за дії водного та високотемпературного стресів. У підсумку запропоновано способи оцінки посухо- і жаростійкості рослин, які знайшли практичне використання в селекційній роботі.

З 2005 р. і до сьогоднішнього дня вчений працює в Національному університеті біоресурсів і природокористування України (НУБіП). Тут він обіймав посади професора кафедри екобіотехнологій і біорізноманіття, директора Навчально-наукового центру біотехнологій, біотехсервісу та біоенергоконверсій (2005-2007 рр), професора кафедри фізіології, екології рослин та біомоніторингу, директора Навчально-наукового інституту охорони природи і біотехнологій (2007-2011), заступника директора Навчально-наукового інституту рослинництва, екології і біотехнологій з навчально-виховної роботи і практичної підготовки фахівців (2011). За незначний період роботи в НУБіП професором І. П. Григорюком зі співробітниками розроблено концептуальні основи збереження, відновлення й охорони біологічного та ландшафтного різноманіття в Україні, виявлено закономірності змін флори в антропогенно порушених природних екосистемах, показано вплив глобального потепління клімату на фітосанітарний стан агроценозів, чисельність, ареали поширення та шкідливість найпоширеніших комах-фітофагів у посівах озимої пшениці лісостепової зони України. Спільно із науковцями інших установ реалізовано новітні технології біоенергоконверсії для отримання альтернативних видів палив в Україні. Обґрунтовано застосування біотехнологій для переробки сільськогосподарських і побутових органічних відходів у біогаз й добрива, а також нативних сумішей на основі етанолу та рослинних олій.

Наукові здобутки І. П. Григорюка отримали високу оцінку в Україні та за її межами. За цикл робіт «Водообмін і посухостійкість рослин» йому присуджено премію імені М. Г. Холодного АН УРСР, за роботу «Фундаментальные основы устойчивости растений к стрессовым факторам среды и разработка способов ее повышения в зонах рискованного земледелия Украины, Беларуси и Молдовы» – премію Президентів НАН України, НАН Білорусі і АН Молдови, за цикл наукових праць «Селекційно-генетичні і біотехнологічні основи підвищення продуктивності рослин хмелю в Україні» присуджено премію УААН «За видатні досягнення в аграрній науці», за цикл наукових праць «Фундаментальні основи збереження, відновлення і збагачення біорізноманіття рослин в Україні» ювіляру присуджено Нагороду Ярослава Мудрого в галузі науки і техніки. За вагомий особистий внесок у вирішення екологічних проблем, розвиток природоохоронної справи і збереження навколишнього природного середовища І. П. Григорюку присвоєно почесне звання «Заслужений діяч науки і техніки України» (2009). Справжнім подарунком для Івана Панасовича стала подія, про яку він мріяв уже давно – це присудження йому Державної премії України в галузі науки і техніки 2011 р. (рішення Комітету з Державних премій України в галузі науки і техніки від 7 листопада 2011 року, протокол № 2).

Його нагороджено також медалями «В пам'ять 1500-леття Києва» (1982), «Ветеран труда» (1986), бронзовою медаллю ВДНГ СРСР (1981), нагрудними знаками «За активную работу в профсоюзах» ВЦРПС (1980), «Знак Пошани» Київського міського голови (2004), «Петро Могила» Міністерства освіти і науки України (2007), трудовою відзнакою «Знак Пошани» (2008), «Відмінник аграрної освіти та науки» (2010), Золотими медалями ХХІІ і ХХІІІ Міжнародних виставок «Агро-2010» та «Агро-2011», Почесною грамотою Президії НАН України і Центрального Комітету профспілки працівників НАН України (2001), Почесною грамотою Міністерства охорони навколишнього природного середовища України (2005),

Почесною грамотою за особливі заслуги перед Національним аграрним університетом України (2006), Грамотою Міністерства аграрної політики України (2008), Почесною грамотою ВАК України (2011) тощо.

Вчений є одним із організаторів міжнародних і всеукраїнських наукових конференцій з актуальних проблем біологічної та аграрної науки. Спільно з ученими Росії, Бельгії, Греції та Вірменії уперше розробив Міжнародну наукову програму INTAS «Полімерні похідні пестицидів і регуляторів росту: синтез, властивості, застосування». І. П. Григорюк на належному науково-методичному рівні викладає нормативні курси «Фізіологія рослин» та «Біохімія рослин» студентам НУБіПУ. За його участю розроблено магістерські програми зі спеціальностей «Екологія і охорона навколишнього середовища» та «Екобіотехнологія». Під його керівництвом захищені докторські та кандидатські дисертації. Він бере активну участь у підготовці висококваліфікованих кадрів. У 2007 р. його обрано академіком Академії наук Вищої школи України. У 1998-2011 рр. він зробив суттєвий внесок у державну систему атестації науково-педагогічних кадрів України як член Експертної ради з біологічних наук ВАК України.

І. П. Григорюк веде активну науково-організаційну роботу. Обирався головою Київського регіонального відділення і секції «Екологічна стійкість рослин» та членом Президії Українського товариства фізіологів рослин (1997-2005), членом (1999-2001) і заступником голови (2001-2004), спеціалізованої вченої ради Д 26.212.01 Інституту фізіології рослин і генетики НАН України із захисту докторських (кандидатських) дисертацій зі спеціальностей «Фізіологія рослин» та «Генетика», заступником співголови Міжвідомчої наукової ради НАН України і УААН з проблем АПК (1999-2006) і заступником головного редактора науково-популярного журналу для молоді НАН України та Академії педагогічних наук України «Колега» (2004-2005), ученим секретарем секції «Біологія» Комітету з Державних премій України в галузі науки і техніки (2009-2010).

Нині Іван Панасович є заступником голови спеціалізованої вченої ради Д 26.004.15 із захисту докторських (кандидатських) дисертацій НУБП України за спеціальностями «Біотехнологія» й «Екологія», членом спеціалізованої вченої ради Д 74.844.02 із захисту докторських (кандидатських) дисертацій Уманського національного університету садівництва Міністерства аграрної політики та продовольства України за спеціальностями «Фізіологія рослин» і «Мікробіологія», членом постійно діючої робочої групи з питань біобезпеки при використанні генетично модифікованих організмів у системі АПК України, членом навчально-методичної комісії з напрямків «Екологія» і «Біотехнологія» НПП аграрних вищих навчальних закладів Міністерства аграрної політики та продовольства України, членом Координаційної Ради Міністерства охорони навколишнього природного середовища України з питань забезпечення Конвенції ООН про боротьбу з опустелюванням у країнах, що потерпають від серйозної посухи та/або опустелювання, особливо в Африці, членом вченої ради НУБіП України, членом редколегій фахових наукових журналів «Продовольча індустрія АПК», «Наукові обрії», «Физиология и биохимия культурных растений», «Біоресурси і природокористування», «Сортовивчення та охорона прав на сорти» й збірників наукових праць «Науковий вісник Чернівецького національного університету. Серія Біологія (Біологічні системи)», «Науковий вісник НУБіП України» та «Наукові доповіді НУБіП України».

Переступаючи сьомий десяток літ, Іван Панасович залишається діяльною й активною в науці особистістю, сповнений новаторських ідей та сподівань на майбутнє. Яку посаду не обіймав би І. П. Григорюк, він завжди був і залишається вимогливим до себе й інших, уважним і доброзичливим до людей, а властиве йому почуття гумору неодноразово рятувало в найскладніших ситуаціях. Його кар'єра – не тільки збіг тих чи інших об'єктивних і суб'єктивних обставин, це передусім повсякденна й наполеглива праця людини, яка прагнула самовдосконалюватися, професійно зростати та творчо реалізуватися.

Щиросердечно вітаючи Івана Панасовича з ювілеєм, радіючи його значним досягненням, з почуттям глибокої поваги бажаємо йому міцного здоров'я і щастя, нових видатних наукових досягнень, невичерпної творчої енергії та подальших успіхів!

С. П. Машковська, М. М. Барна, С. В. Пίδα, О. Б. Конончук

АВТОРИ НОМЕРА

- Барна М.М.** — доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри ботаніки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка (ТНПУ).
- Бияк В.Я.** — старший лаборант кафедри хімії ТНПУ.
- Бузевич І.Ю.** — кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, завідувач відділу вивчення біоресурсів водосховищ Інституту рибного господарства НААН України (ІРГ НААНУ).
- Воробйова Т.В.** — ведучий інженер відділу клітинної біології та анатомії Інституту ботаніки імені Н.Г. Холодного НАН України (ІБ НАНУ).
- Герц А.І.** — кандидат біологічних наук, асистент кафедри загальної біології ТНПУ.
- Грубінко В.В.** — доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри загальної біології ТНПУ.
- Грюк І.Б.** — кандидат хімічних наук, доцент, докторант кафедри загальної біології ТНПУ.
- Джуртубасєв М.М.** — кандидат біологічних наук, доцент кафедри гідробіології і загальної екології Одеського національного університету імені І. І. Мечникова (ОНУ).
- Джуртубасєв Ю.М.** — молодший науковий співробітник кафедри гідробіології і загальної екології ОНУ.
- Дробик Н.М.** — доктор біологічних наук, професор кафедри загальної біології, завідувач лабораторії екології та біотехнології ТНПУ.
- Ємець О.М.** — кандидат біологічних наук, доцент Сумського національного аграрного університету.
- Жадько С.І.** — кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник відділу клітинної біології та анатомії ІБ НАНУ.
- Житова О.П.** — кандидат біологічних наук, доцент Житомирського національного агроекологічного університету.
- Задорожна Д.В.** — аспірант Донецького ботанічного саду НАН України.
- Іванова І.Ю.** — провідний інженер відділу екологічної фізіології водних рослин Інституту гідробіології НАН України (ІГ НАНУ).
- Іскра Р.Я.** — кандидат сільськогосподарських наук, старший науковий співробітник лабораторії біохімії, адаптації та онтогенезу тварин Інституту біології тварин НААН України.
- Киричук Г.Є.** — доктор біологічних наук, доцент, завідувач кафедри ботаніки Житомирського державного університету імені Івана Франка (ЖДУ).
- Климчук Д.О.** — кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник відділу клітинної біології та анатомії ІБ НАНУ.
- Клоченко П.Д.** — доктор біологічних наук, професор, завідувач відділу екологічної фізіології водних рослин ІГ НАНУ.
- Конончук О.Б.** — кандидат біологічних наук, доцент кафедри ботаніки ТНПУ.
- Котовська Г.О.** — кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник відділу вивчення біоресурсів водосховищ ІРГ НААНУ.
- Кравець Н.Б.** — молодший науковий співробітник держбюджетної теми 107-Б ТНПУ.
- Курант В.З.** — доктор біологічних наук, професор, декан хіміко-біологічного факультету ТНПУ.

- Мантурова О.В.** — кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник відділу іхтіології та екології річкових систем ІГ НАНУ.
- Масікевич Ю.Г.** — кандидат біологічних наук, професор, завідувач кафедри «Екологія і право» Чернівецького факультету Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут».
- Мацюк О.Б.** — аспірант кафедри ботаніки ТНПУ.
- Машковська С.П.** — кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник відділу квітництва Національного ботанічного саду імені М.М. Гришка НАН України.
- Мосула М.З.** — аспірант кафедри загальної біології ТНПУ.
- Пахомова І.С.** — магістр кафедри іхтіології та гідробіології Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара (ДНУ).
- Перепелиця Л.О.** — кандидат біологічних наук, доцент кафедри ботаніки ЖДУ.
- Пида С.В.** — доктор сільськогосподарських наук, професор кафедри ботаніки ТНПУ.
- Рогач В.В.** — кандидат біологічних наук, старший викладач кафедри біології Вінницького державного педагогічного університету імені М. Коцюбинського.
- Сиваш О.О.** — кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник відділу клітинної біології та анатомії ІБ НАНУ.
- Стадниченко А.П.** — доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри зоології ЖДУ.
- Тусик О.Т.** — асистент кафедри медичної біології Тернопільського державного медичного університету імені І.Я. Горбачевського.
- Федоненко О.В.** — доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри іхтіології та гідробіології ДНУ.
- Хлисту́н Н.Я.** — кандидат біологічних наук, старший викладач кафедри «Екологія і право» Чернівецького факультету Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут».
- Хоменчук В.О.** — кандидат біологічних наук, доцент кафедри хімії ТНПУ.
- Христенко Д.С.** — кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник відділу вивчення біоресурсів водосховищ ІРГ НААНУ.
- Шмагайло М.О.** — асистент кафедри загальної біології та водних біоресурсів ДНУ.
- Янович Л.М.** — кандидат біологічних наук, доцент кафедри зоології ЖДУ.



Здано до складання 2.11.2011. Підписано до друку 14.11.2011. Формат 60 x 84/18. Папір друкарський.
Умовних друкованих аркушів — 10,2 Обліково-видавничих аркушів — 12,4. Замовлення № 14.
Наклад 300 прим. Видавничий відділ ТДПУ 46027, м. Тернопіль, вул. М. Кривоноса, 2
Свідоцтво про держреєстрацію: КВ № 15884-4356Р від 27.10.2009