

УДК 574

В.П. ГАНДЗЮРА¹, Л. А. ГАНДЗЮРА²

¹Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко
ул. Владимирская, 64, Киев 01601, Украина

²Международный центр экобезопасности
ул. Урицкого 35, Киев 03035, Украина

ОЦЕНКА ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ЭФФЕКТОВ ПО ИЗМЕНЕНИЯМ ЭНТРОПИИ СИСТЕМЫ

В ходе многолетних экспериментальных исследований установлены общие закономерности изменения энтропии био- и эко- систем при разном уровне загрязнения водоемов соединениями тяжелых металлов, что позволяет оценивать экотоксикологические эффекты по изменениям энтропии системы.

Ключевые слова: гидроэкосистемы, токсическое загрязнение, тяжелые металлы, биосистемы, энтропия

Одной из важнейших задач современной гидроэкологии является диагностика состояния экосистем, выяснение направлений и темпов их изменений в условиях антропогенной нагрузки, что возможно лишь на основе количественной оценки их состояния. Важным этапом решения этой проблемы является диагностика их «нормального» и «патологического» состояния [2], и в этом аспекте первостепенной задачей является разработка количественных критериев, способных описывать состояния среды обитания гидробионтов и гидроэкосистем в целом объективно.

Решение этой задачи видится рядом авторов как комплексная оценка состояния экосистем посредством определения изменений энтропии как меры неупорядоченности состояния системы [4-5, 11]. Источником деградирующего влияния на естественные экосистемы могут быть различные факторы как химической, так и физической природы. Оценка их в энтропийных единицах позволяет сопоставить уровни экологического влияния:

$$dS_e = dS_0 + dS_a,$$

где: dS_a – вклад окружающей среды; dS_0 – прирост энтропии, вызванный неравновесными процессами внутри системы.

Учет термодинамических характеристик среды в энтропийных единицах позволяет также количественно оценить влияние как химических, так и физических компонентов:

$$dS_a = dS_x + dS_f,$$

где: S_x, S_f – значения антропогенной нагрузки соответственно химической и физической природы [5].

Бесперывный обмен веществом и энергией между биоценозом и средой составляет фундаментальную основу его существования – метаболизм биоценоза, в процессе которого ему «удаётся освободить себя от всей той энтропии, которую он вынужден вырабатывать» [13]. Без анализа продукционно-энергетических характеристик, видимо, принципиально невозможно определять качественно различные состояния экосистемы. Поэтому не случайно, ни один из методов оценки качества воды по биологическим показателям не позволяет контролировать переход экологической системы под влиянием антропогенного пресса из одного качественного состояния к другому [1].

Рядом авторов [2–5] влияние загрязнения на экосистемы рассматривается именно как сдвиг равновесия в энтропийно-неэнтропийных процессах под влиянием антропогенной нагрузки. Энтропию можно оценивать в информационных или термодинамических величинах [9]. В условиях загрязнения окружающей среды может происходить как увеличение интенсивности метаболизма биоценоза – метаболический прогресс, так и снижение его интенсивности – метаболический регресс [1]. Важным условием метаболического прогресса является антропогенное обогащение водных экосистем биогенными элементами. Имеются сведения, что способность к питанию и его эффективность у гидробионтов возрастает при низких концентрациях некоторых веществ, считающихся ядовитыми [2]. Выяснено соотношение продукции с общим потоком энергии через популяцию [12]. Многолетними

экспериментальными и натурными исследованиями откликов пресноводного планктона на токсические загрязнения различной химической природы установлено, что разные компоненты планктона реагируют на токсические влияния неоднозначно. На фитопланктон токсиканты производят стимулирующее, угнетающее или летальное влияние – в зависимости от концентрации и продолжительности воздействия. Показателями токсического влияния является снижение интенсивности или полное прекращение фотосинтеза, изменение соотношений между первичной продукцией и деструкцией и др. [2].

Таким образом, одним из наиболее адекватных подходов к оценке качества среды может быть его характеристика по изменениям энтропии системы, однако о каких именно системах идет речь – биологических или экологических, не совсем понятно [1-4]. К тому же, кроме общих концепций, эти работы практически лишены фактического материала в отношении изменений энтропии системы в условиях токсической нагрузки.

Целью наших исследований было выяснение изменений энтропии на уровне биологических (организм, популяция) и экологических систем при разной степени хронического загрязнения водной среды ионами тяжелых металлов.

Материал и методы исследований

Опыты проводили на *Elodea canadensis* Michx., *Lemna trisulca* L., инфузории туфельке *Paramecium caudatum* Ehrenberg, гидре *Pelmatohydra oligactis* (Pallas), золотой рыбке *Carassius auratus auratus*, головастиках озерной *Rana ridibunda* Pallas и остромордой *Rana arvalis* лягушек. Источником ионов свинца был нитрат свинца $Pb(NO_3)_2$, шестивалентного хрома – бихромат калия – $K_2Cr_2O_7$, никеля – Ni_2SO_4 . Диапазон концентраций токсикантов – от подпороговых (исходя из рыбохозяйственных ПДК) и до концентраций, при которых имели место существенные отклонения значений продукционно-энергетических показателей от средних для контроля значений. Постоянную концентрацию токсикантов поддерживали путем ежедневной смены воды и внесения соответствующего количества маточного раствора для получения определенной концентрации ионов тяжелых металлов.

Определяли удельную скорость накопления энергии (Eg), эффективность ее трансформации (K) и индекс оптимальности среды для биопродукционного процесса [6].

Результаты исследований и их обсуждение

В экспериментах с *Elodea canadensis* установлено, что проявление токсических эффектов (оцениваемых в данном случае по снижению удельной скорости роста) существенно зависит от интенсивности освещения (рис. 1).

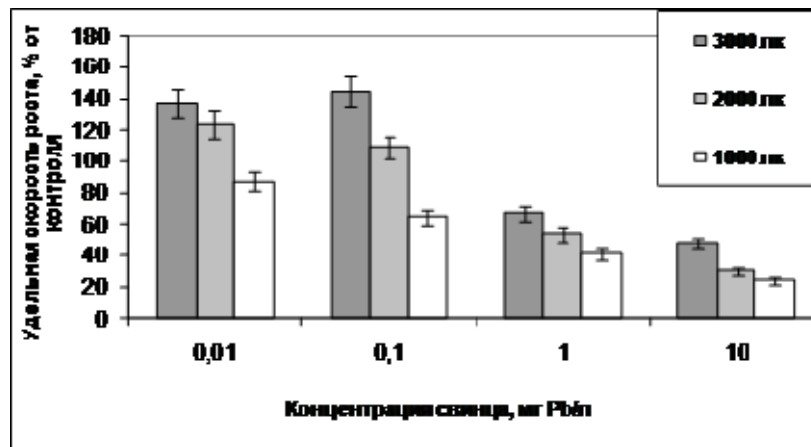


Рис. 1. Рост *Elodea canadensis* при разных концентрациях Pb^{2+} в воде и интенсивности освещения 3000, 2000 и 1000 лк, $M \pm m$; $n = 8$

Сходные результаты получены нами и в экспериментах с *Lemna trisulca*. Установлено, что при концентрации $0,01 \text{ мг/дм}^3 \text{ Pb}^{2+}$ удельная скорость роста ряски была существенно выше, чем в контроле при всех трех исследованных нами интенсивностях освещения (рис. 2).

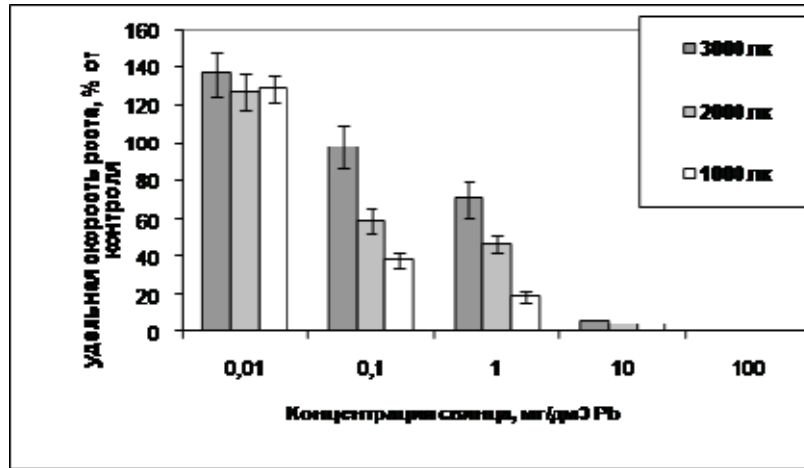


Рис. 2. Рост *Lemna trisulca* при разных концентрациях Pb²⁺ в воде и разной интенсивности освещения, M±m

Таким образом, проявление токсических эффектов в значительной мере определялся величиной доступной энергии, ограничение которой резко повышает проявление ингибирующего влияния токсикантов. Это обусловлено увеличением энергозатрат растений в токсической среде на поддержание жизнедеятельности.

В экспериментах с головастиками *Rana ridibunda* установлено, что при концентрации шестивалентного хрома от 0,001 мг/дм³ до 1,000 мг/дм³ Cr⁶⁺ темп роста несколько возрастает (достигая максимальных значений при 0,100 мг/дм³ Cr⁶⁺), и снижается при более высоком содержании хрома в воде. Эффективность трансформации энергии при этом снижается во всем диапазоне исследованных концентраций хрома.

Известно, что интенсивность дыхания гидробионтов в токсической среде вначале возрастает, затем существенно снижается. Однако необходимо при этом иметь в виду, что исследовались, главным образом, стандартные уровни обмена, при этом пищевой обмен, общий, а тем более структура энергетического баланса оставалась мало исследованной [8]. Анализ энергетических балансов гидробионтов показал, что во всех случаях увеличение концентрации Cr⁶⁺ вызывает существенные изменения структуры энергетического баланса организма, в первую очередь, значительное увеличение доли стандартного обмена, в то время как другие составные изменяются гораздо менее значительно (рис. 3).

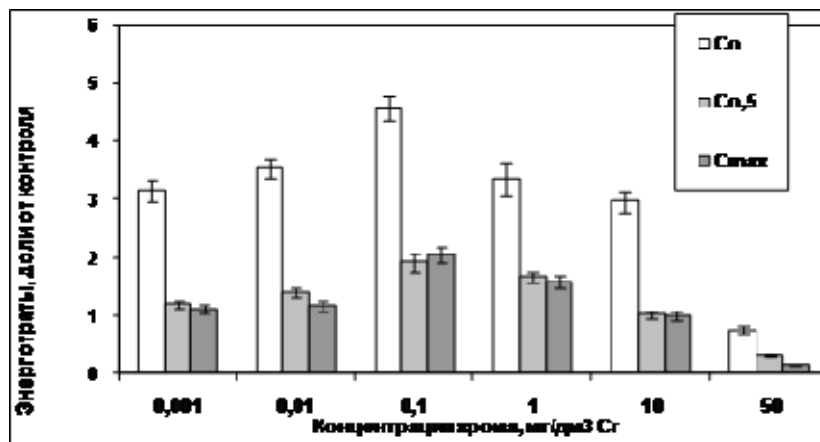


Рис. 3. Энергетические траты у личинок *Rana ridibunda* на стандартный обмен (0), пищевой обмен при питании до насыщения (1) и при рационе, составляющем половину от максимального (0,5) при разных концентрациях Cr⁶⁺ в воде

Установлено, что в условиях повышенного содержания Cr^{6+} в воде (в диапазоне всех исследованных концентраций) значительно уменьшаются различия между уровнем пищевого и стандартного обмена (табл. 1).

Таблица 1

Энерготраты у головастика *Rana ridibunda* при разных величинах суточного рациона в условиях различных концентраций ионов хрома в воде ($T=25^{\circ}\text{C}$)

Рацион, доли от максимального	Энергетические траты (Дж/г массы тела в сутки) при концентрации бихромата калия					
	Конт-роль	0,001 мг/дм ³ Cr^{6+}	0,010 мг/дм ³ Cr^{6+}	0,100 мг/дм ³ Cr^{6+}	1,000 мг/дм ³ Cr^{6+}	10,000 мг/дм ³ Cr^{6+}
0 (R_0)	295,4	933,8	1048,6	1352,4	995,4	877,8
0,5 ($R_{0,5}$)	945,0	1134,0	1323,0	1814,4	1577,8	963,2
1 (R_{\max})	1310,4	1481,2	1533,0	12695,0	2083,2	1323,0
$(R_{\max})/(R_0)$	4,4	1,6	1,5	2,0	2,1	1,5
$(R_{0,5})/(R_0)$	3,2	1,2	1,3	1,3	1,6	1,1
$R_{i0}/R_{0\text{contr}}$		3,2	3,5	4,6	3,4	3,00

Это свидетельствует о существенном снижении эффективности трансформации энергии в связи с резким увеличением доли стандартного обмена, идущей на поддержание гомеостаза и энантиостаза в условиях токсической среды.

Различия же между уровнем пищевого обмена в контроле и опыте были незначительными. Таким образом, при питании до насыщения уровень общего обмена достигает значений, близких к максимально возможным для данного организма. В токсической среде при этом происходят существенные изменения структуры энергетического баланса – резкое увеличение доли стандартного обмена.

Экспериментальное подтверждение этого получено нами в опытах по исследованию изменений массы и энергоёмкости тела при голодании в условиях разных концентрациях ионов хрома в воде. За последние сутки голодания уменьшение энергоёмкости тела у головастика составили: в контроле – 6,50%; в условиях концентрации хрома в воде 0,001 мг/дм³ – 9,12%; при 0,01 мг/дм³ Cr^{6+} – 12,28%; при 0,1 мг/дм³ Cr^{6+} – 17,76%, при 1 мг/дм³ Cr^{6+} – 8,97% и при 10 мг/дм³ Cr^{6+} – 8,15%. Таким образом, экспериментально подтверждены наши прогнозы, высказанные на основании экспериментов по исследованию уровней дыхания и структуры энергетического баланса в токсической среде. Необходимо отметить, что и содержание сухого остатка в теле, и калорийность оказались наиболее низкими у головастика, которые содержались при концентрации хрома 0,1 мг/дм³ (меньше, чем в контроле на 8,94% по сухому остатку и на 13,24% по калорийности).

Сходные результаты получены и в экспериментах по влиянию свинца на энерготраты головастика *Rana ridibunda* (рис. 4).

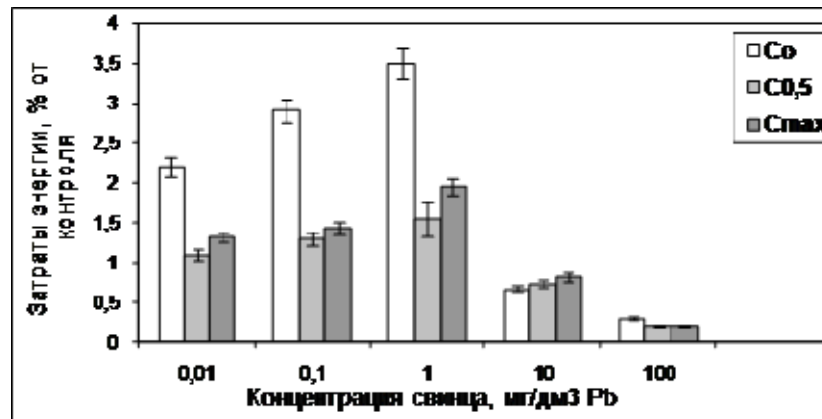


Рис. 4. Затраты энергии при голодании (C_0), питании до насыщения (C_{\max}) и рационе, составляющем половину от величины максимального ($C_{0,5}$) у головастика *Rana ridibunda* при разных концентрациях Pb^{2+} в воде, $M \pm m$

Эксперименты с личинками остромордой лягушки полностью подтвердили закономерность, установленную в опытах с головастиками озерной лягушки (рис. 5).

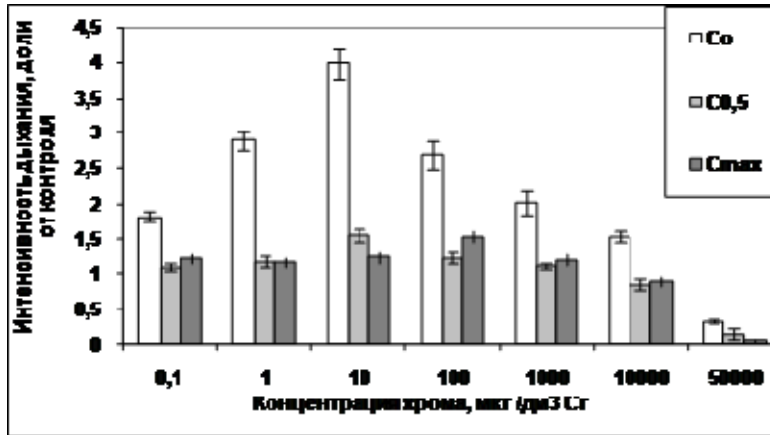


Рис. 5. Интенсивность дыхания у головастиков *Rana arvalis* при голодании (C_0), питания до насыщения (C_{max}) и рациона, составляющем 50% от максимального ($C_{0,5}$) при разных концентрациях Cr^{6+} в воде, $M \pm m$

Сходные результаты получены нами и в экспериментах на рыбах (рис. 6)

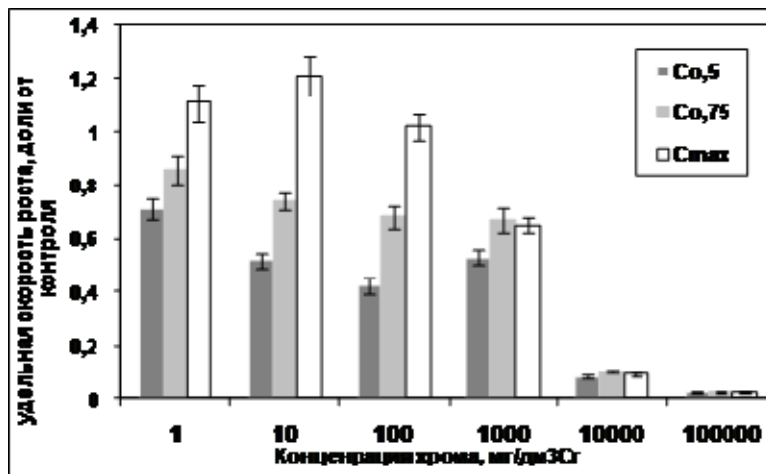


Рис. 6. Рост *Carassius auratus auratus* (возраст 1–2 месяца) при разных концентрациях Cr^{6+} в воде и величинах рациона, $M \pm m$

Полученные нами результаты полностью согласуются с теорией оптимального питания, согласно которой приспособляемость к условиям среды прямо зависит от величины поступающей в организм с рационом энергии в [10]. Уровень стандартного обмена (при голодании) в условиях повышенных концентраций ионов хрома в воде в диапазоне исследованных нами концентраций (от 0,001 мг/дм³ Cr^{6+} до 10,000 мг/дм³ Cr^{6+}) в несколько раз превышал уровень стандартного обмена в контроле, причем максимальное превышение имело место при концентрации хрома 0,100 мг/дм³ (в 4,6 раза). Обращает на себя внимание отношение пищевого обмена к стандартному. Оно имело минимальные значения при концентрации хрома 10 мг/дм³, что свидетельствует о том, что в этих условиях вся доступная организму энергия используется лишь на “откачивание энтропии”, т.е. на поддержание гомеостаза и энантиостаза, а на накопление энергии у биосистемы резервов уже не остается.

Минимальная интенсивность стандартного обмена отмечена в контроле. При этом величина стандартного или основного обмена рассматривается как минимальные энергетические траты организма на поддержание своей жизнедеятельности, т.е. на

ЕКОЛОГІЯ

“откачивание” энтропии. Таким образом, уже при концентрации хрома $0,001 \text{ мг/дм}^3$ существенно возрастают энергетические траты организма на поддержание своей жизнедеятельности. Нами установлено увеличение интенсивности стандартного обмена пропорционально возрастанию концентрации ионов хрома в воде. Максимальное его значение отмечено при $0,100 \text{ мг/дм}^3 \text{ Cr}^{6+}$. Дальнейшее увеличение уровня токсичности среды приводит к снижению как стандартного, так и общего обмена, что связано с угасанием функциональной активности организма в этих условиях. Таким образом, этот уровень токсичности можно считать верхней границей загрязнения, с которым организм еще может справиться путем интенсификации «откачивания» энтропии ценой существенного увеличения собственных энергопотерь.

В экспериментах с *Pelmatohydra oligactis* нами установлены изменения удельной скорости роста, эффективности трансформации энергии и определены индексы оптимальности среды при разной концентрации тяжелых металлов (табл. 2–3).

Таблица 2

Биопродукционные показатели у *Pelmatohydra oligactis* при разных концентрациях Cr^{6+} в воде, $M \pm m, n=16$

Концентрация хрома, $\text{мг/дм}^3 \text{ Cr}^{6+}$	Удельная скорость роста		Валовая эффективность трансформации энергии		Индекс оптимальности среды, %
	% в сутки	% от контроля	% от энергии рациона	% от контроля	
Контроль	$19,2 \pm 2,7$	100,00	$39,2 \pm 6,8$	100,00	100
0,0005	$17,8 \pm 3,1$	92,71	$41,0 \pm 7,3$	104,59	96,96
0,0010	$15,7 \pm 1,4$	81,77	$37,9 \pm 3,9$	96,68	79,06
0,0100	$15,1 \pm 2,0$	78,65	$31,8 \pm 7,4$	81,12	63,80
0,1000	$18,6 \pm 1,9$	86,87	$22,9 \pm 4,2$	58,41	56,59
1,0000	$9,0 \pm 0,8$	46,87	$7,2 \pm 3,8$	43,88	20,57

Таблица 3

Удельная скорость накопления энергии и эффективность ее трансформации у *Pelmatohydra oligactis* при разных концентрациях Pb^{2+} в воде, $M \pm m, n = 8$

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

Таким образом, при увеличении соединений свинца и шестивалентного хрома у *Pelmatohydra oligactis* снижается и темп роста, и эффективность трансформации энергии, однако наиболее пропорционально степени токсической загрузки снижается значение индекса оптимальности среды (рис. 7)

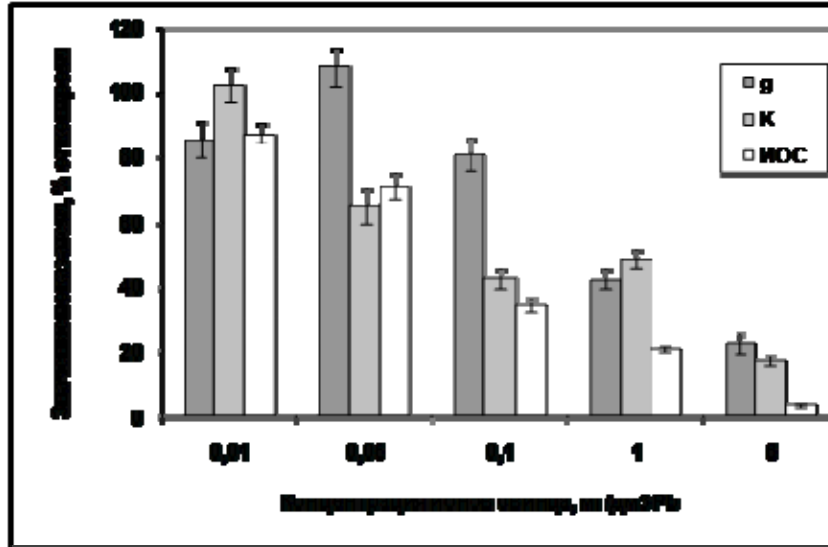


Рис. 7. Биопродукционные показатели у *Pelmatohydra oligactis* при разных концентрациях Pb^{2+} в воде, $M \pm m$

В экспериментах с *Pelmatohydra oligactis* установлено, что при концентрации Pb^{2+} в воде $0,01 \text{ мг/дм}^3$ (что составляет 0,1 ПДК) имеют место существенные колебания значений биопродукционных показателей. Значительное повышение уровня ионов свинца в воде приводит к существенному снижению всех биопродукционных показателей, при этом амплитуда колебаний существенно снижается. Во всех случаях индекс оптимальности среды давал наиболее адекватную картину уровня токсического загрязнения среды (рис. 8).

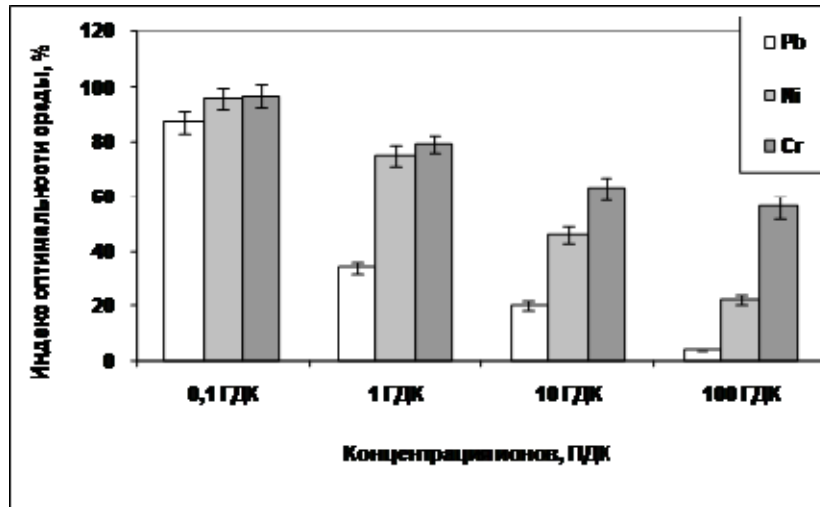


Рис. 8. Индекс оптимальности среды для *Pelmatohydra oligactis* при разных концентрациях ионов тяжелых металлов в воде, $M \pm m$

Аналогичную закономерность изменения продукционных и энергетических характеристик биосистем установлено нами и на популяционном уровне в экспериментах с культурой *Paramecium caudatum* (рис. 9).

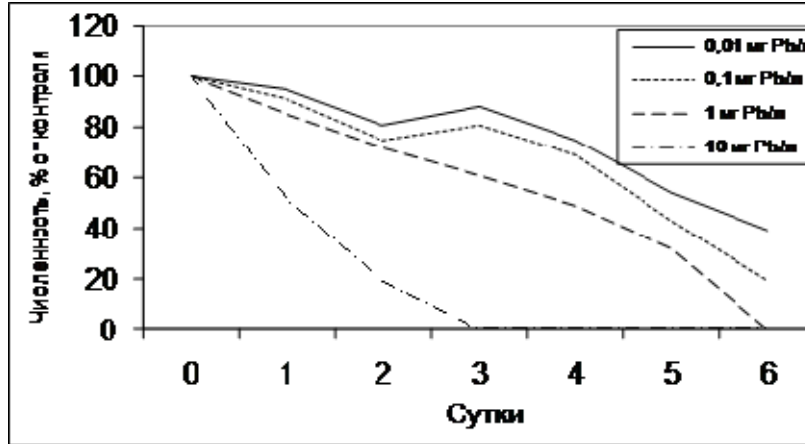


Рис. 9. Динамика численности культуры *Paramecium caudatum* при разных концентрациях Pb²⁺ в воде

Исследование роста культуры инфузории туфельки в условиях различных концентраций ионов хрома в воде показало, что наличная биомасса (и величина связанной в ней энергии) на единицу доступного потока энергии уменьшалась обратно пропорционально концентрации токсиканта (Cr⁶⁺) в среде. При концентрации хрома 10 мг/л рост культуры не наблюдался, и на третьи сутки она и вовсе прекращала свое существование (рис. 10).

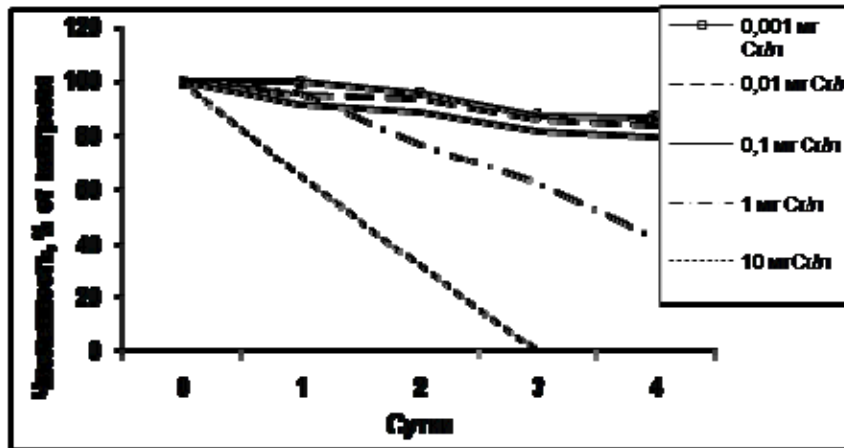


Рис. 10. Численность культуры *Paramecium caudatum* при разных концентрациях бихромата калия (мг/дм³ Cr⁶⁺) в воде

Таким образом, и на лабораторной популяции было подтверждено, что величина связанной биосистемой энергии на единицу ее доступного потока снижается обратно пропорционально возрастанию уровня токсичности среды. Следует обратить внимание на несколько обстоятельств. Во-первых, уровень стандартного обмена имел минимальные значения в контроле. А ведь именно величина стандартного обмена рассматривается как минимальные энергетические траты организма на поддержание своей жизнедеятельности, т.е. на “откачивание энтропии”. Таким образом, уже при концентрации свинца 0,01–1,00 мг/дм³ существенно возрастают энерготраты организма на поддержание своей жизнедеятельности. Причем увеличение уровня стандартного обмена пропорционально концентрации свинца в воде, достигая максимального значения при 1,00 мг/дм³ Pb²⁺. Дальнейшее увеличение токсичности среды приводит к снижению уровня как стандартного, так и общего обмена, что связано с угасанием функциональной активности организма. Таким образом. Этот уровень токсичности можно считать верхним пределом загрязнения, с которым организм еще способен “справиться” путем интенсификации “откачивания” энтропии ценой существенного возрастания собственных энергетических трат в условиях питания до насыщения. Любое

ограничение рациона приводит к существенному снижению значений биопродукционных показателей.

Аналогичная закономерность установлена нами и на популяционном уровне. Исследования лабораторных культур инфузории туфельки при разных концентрациях ионов шестивалентного хрома в воде показало, что наличная биомасса и связанная в ней энергия на единицу доступного ее потока снижается обратно пропорционально увеличению уровня Cr^{6+} в среде: при его концентрации 10 мг/дм^3 культура прекращала свое существование уже на третьи сутки.

Эксперименты с *Pelmatohydra oligactis* показали, что наиболее адекватную картину токсического загрязнения среды ионами тяжелых металлов можно получить с использованием индекса оптимальности среды, поскольку он характеризует как скорость накопления системой энергии, так и эффективность ее трансформации. Индекс оптимальности среды снижался обратно пропорционально уровню загрязнения среды. Особое значение при этом имеет величина доступной системе энергии.

Таким образом, в условиях токсического загрязнения среды ионами тяжелых металлов в биологических системах увеличивается “производство” энтропии, на «откачивание» которой биосистемы тратят значительную часть доступной им энергии. Организм при этом способен к поддержанию определенного уровня функциональной активности. Особое значение при этом имеет величина доступной биосистеме потока энергии. Любое его ограничение в большинстве случаев существенно усиливает токсические эффекты. Система еще способна поддерживать определенный уровень гомеостаза или энантиостаза за счет существенного увеличения энерготрат на их поддержание, что приводит к значительному возрастанию энтропии в системе в целом. Дальнейшее увеличение уровня токсичности среды приводит к угасанию функционирования биологических систем, которые уже не способны поддерживать уровень своей негэнтропии ценой существенного возрастания энтропии в системе в целом. На этом этапе уровень энтропии в биосистемах возрастает, но, в связи со снижением общего уровня их метаболизма, уровень энтропии в среде (и в экосистеме в целом) снижается.

Выводы

1. По мере возрастания токсичности среды биосистемы все большую часть энергии вынуждены тратить на поддержание жизнедеятельности, что возможно лишь при наличии достаточных вещественно-энергетических ресурсов и сопровождается возрастанием энтропии в экосистеме.
2. Биосистемы способны поддерживать определенный уровень негэнтропии путем интенсификации рассеивания энергии в экосистеме, вследствие чего энтропия экосистемы возрастает.
3. Дальнейшее увеличение уровня токсичности среды вызывает возрастание уровня энтропии в биосистемах при одновременном снижении ее в экосистеме вследствие угасания жизнедеятельности биосистем.
4. Установленные закономерности позволяют оценивать проявления экотоксикологических эффектов по изменениям энтропии био- и эко- систем.

1. *Абакумов В. А.* Продукционные аспекты биомониторинга пресноводных экосистем / В. А. Абакумов // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. – Л. : Наука, 1987. – С. 51–61.
2. *Брагинский Л. П.* Теоретические аспекты проблемы “нормы и патологии” в водной токсикологии / Л. П. Брагинский // Теоретические вопросы водной токсикологии. 3-й Советско-американский симпозиум (2-6 июня 1979 г., Борок, СССР) : Мат. симпозиума. – Л. : Наука (Ленинградское отделение), 1981. – С. 29–40.
3. *Брагинский Л. П.* Биопродукционные аспекты водной токсикологии / Л. П. Брагинский // Гидробиологический журнал – 1988. – Т. 24, № 3. – С. 74–83.
4. *Буравлев Е. П.* Интегральная экологическая оценка антропогенного загрязнения водного бассейна / Е. П. Буравлев // Гидробиологический журнал – 1993. – Т. 29, № 3. – С. 64–70.
5. *Буравлев Е. П.* Основи сучасної екологічної безпеки / Е. П. Буравлев. – Київ : Вид-во ВАТ “Інститут транспорту нафти”, 2000. – 238 с.

6. *Гандзюра В. П.* Продукційно-енергетичні критерії оцінки якості середовища / В. П. Гандзюра // Вісник Київського ун-ту. Біологія. – 1993. – Вип. 25. – С. 36–40.
7. *Іванов К. П.* Энерготраты и коэффициент полезного действия биологической работы у различных животных / К. П. Иванов // Экологическая энергетика животных. Всесоюз. совещ. 31 октября – 3 ноября 1988 г., г. Суздаль : тез. докл. – Пушино, 1988. – С. 69–71.
8. *Колупаев Б. И.* Дыхание гидробионтов в токсической среде / Б. И. Колупаев. – Казань : Изд-во Казан. ун-та, 1992. – 128 с.
9. *Николис Дж.* Динамика иерархических систем / Дж. Николис. – М. : Мир, 1989. – 488 с.
10. *Михеев В. Н.* Пищевое поведение животных и принцип оптимальности / В. Н. Михеев // Экологическая энергетика животных. Всесоюз. совещ. 31 октября – 3 ноября 1988 г., г. Суздаль : Тез. докл. – Пушино, 1988. – С. 112–113.
11. *Сиренко Л. А.* Энтропийная оценка экологических факторов / Л. А. Сиренко, Е. П. Буравлев // Автоматика. – 1987. – № 1. – С. 48–51.
12. *Умнов А. А.* Соотношение продукции с общим потоком энергии через популяцию / А. А. Умнов, А. Ф. Алимов // Общие основы изучения водных экосистем. – Л., 1979. – С. 133–139.
13. *Шредингер Э.* Что такое жизнь с точки зрения физики ? / Э. Шредингер. – М., 1947. – 128 с.

В.П. Гандзюра, Л.О. Гандзюра

Київський національний університет ім. Тараса Шевченка, Україна
Міжнародний центр екобезпеки, Київ, Україна

ОЦІНКА ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНИХ ЕФЕКТІВ ЗА ЗМІНАМИ ЕНТРОПІЇ СИСТЕМИ

Встановлені особливості змін ентропії в біо- і еко- системах за умов різного рівня токсичного забруднення водного середовища важкими металами. Незначне забруднення не викликає зростання ентропії в біосистемах, але призводить до зростання споживання ними енергії, що викликає зростання ентропії у середовищі. Подальше зростання рівня токсичності середовища призводить до зростання ентропії в біосистемах, пропорційному рівню забруднення, проте ентропія системи в цілому знижується, що пов'язано зі зменшенням розсіювання енергії біосистемами внаслідок згасання їх функціональної активності.

Ключові слова: гідроєкосистеми, токсичне забруднення, важкі метали, біосистеми, ентропія

V.P. Gandzyura, L.O. Gandzyura

Taras Shevchenko Kyiv National University, Ukraine
International Centre for Environmental Security, Ukraine

ESTIMATION OF ECOTOXICOLOGICAL EFFECTS BY THE CHANGES OF ENTROPY OF SYSTEM

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

Keywords: aquatic ecosystems, toxic pollution, heavy metals, bio-systems, entropy

Рекомендує до друку

В.В. Грубінко

Надійшла 04.02.2011