

МЕТОДИ І МЕТОДИКИ

УДК 639:574.64:57.04

ТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВОДИ РІЧКОВИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА ТЕСТ-РЕАКЦІЄЮ «ІНТЕНСИВНІСТЬ ДИХАННЯ РИБ»

Бедункова О.О. – д. б. н., доцент

Національний університет водного господарства та природокористування
bedunkovaolga@gmail.com

Наведені результати біотестування річкової води за фізіологічною функцією акваріумних риб *Cichlasoma nigrofasciata* у різні гідрологічні сезони. У період літньої межні ступінь токсичності води коливався від слабкого до критичного, а в період осіннього дощового паводку – від відсутнього до високого. З'ясовано, що механізм формування токсичності річкової води полягає в складній комбінованій дії речовин біогенів (PO_4^- , NO_2^- , NO_3^-) із показниками кисневого режиму водного середовища (O_2 , БСК₅) за участі сульфатів (SO_4^-) і специфічних речовин токсичної дії (Zn^{2+} , Fe^{2+} , F_2^- , Mn^{2+}). Доведено, що встановлення «коефіцієнта дихання риб» є чутливим інтегральним показником при оцінках токсичних властивостей водного середовища.

Ключові слова: біотестування, залежність, токсичність.

Постановка проблеми. Інтегральну інформацію про токсичність середовища дозволяють отримати методи біотестування («*ex situ*»), що засновані на реєстрації відповідей біологічних систем на дію забруднювачів [8; 19; 26], адже навіть найбільш точний хімічний аналіз не надає екологічної інформації щодо сумісної дії кількох забруднювачів [27]. Наукові праці відомих сучасних учених доводять, що лише сумісне застосування біотестування й аналітичних методів дозволяє визначити, чи достатньо видалити із середовища ті речовини, які перевищують ГДК, або токсичність зумовлена синергетичною дією речовин у межах їх ГДК, або пов'язана з появою сполук, що утворилися внаслідок хімічних перетворень вихідних забруднювачів [17; 28].

У світовій практиці підходи «*ex situ*» є достатньо стандартизованими [2–6]. Із прикладів міжнародних стандартів біотестування природних вод можна навести ISO 6341:1996, що описує гострий тест за пригніченням рухомості рачків *Daphnia magna* Straus; ISO 8692:2004, що описує пригнічення росту культури одноклітинних водоростей; ISO 10229:1994 – хронічний тест із впливу води на ріст форелі; ISO 10712:1995 – тест на інгібування росту культури *Pseudomonas putida*; ISO 11348-1:1998 – вплив на

світіння люмінесцентних бактерій *Vibrio fisheri*; ISO 12890:1999 – вплив на ембріони та личинки риб; ISO 16240:2005 – оцінка генотоксичності природних і стічних вод із використанням бактерій *Salmonella* («тест Еймса»); ISO 20079:2005 – вплив на ріст ряски *Lemna minor*; ISO 21427:5005 – оцінка генотоксичності за індукцією мікроядер на клітинах амфібій і багато інших.

Низку керівних нормативних документів із біотестування затверджено й в Україні: ДСТУ 4004-2000 – загальні технічні вимоги до методик біотестування води; КНД 211.1.4.055.97 – визначення гострої летальної токсичності на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lillgeborg; КНД 211.1.4.057-97 – хронічний вплив води на виживання акваріумних риб *Poecillia reticulata* Peters; ДСТУ 4166:2003 описує схему біотестування за ростом прісноводних водоростей *Scenedesmus subspicatus*, *Scenedesmus quadricauda*, *Selenastrum capricornutum*; ДСТУ 4074-2001 – оцінка токсичності хімічних речовин і води на прісноводній рибі *Brachydonto rerio* Hamilton та інші [9; 13].

19 вересня 2018 р. вийшла Постанова Кабінету Міністрів України № 578 «Про порядок здійснення державного моніторингу вод», яка набуває чинності з 01 січня 2019 р. Першим із трьох напрямів ведення державного моніторингу масивів поверхневих вод тут зазначено діагностичний моніторинг із пріоритетністю встановлення гідробіологічних параметрів. В офіційних коментарях до Постанови зазначається, що відповідні підходи повинні мати певний набір оціночних параметрів у межах окремих басейнових масивів.

Досвід біотестування природних вод свідчить, що найвищою роздільною здатністю біотестів (достовірно відхилення значення тест-функції від контролю за найменшої концентрації токсиканта) характеризуються фізіологічні [11; 21; 30] і цитологічні реакції організмів [10; 20], а одним з актуальних напрямів сучасних гідроекологічних досліджень є напрацювання доступних і показових технологій «*ex situ*», які в режимі реального часу оцінюють еколого-токсикологічний стан гідроекосистем [23; 26; 28].

Постановка завдання. Метою наших досліджень було з'ясування рівнів токсичності водного середовища в зразках річкової води правобережжя басейну Прип'яті за допомогою відстеження часової динаміки інтенсивності дихання акваріумних риб цихлозома-зебра (*Cichlasoma nigrofasciata*).

Матеріал та методи. Проведення досліджень базувалося на способі виявлення токсичності водного середовища, що запропонований В.М. Чернишовою [29]. Серія лабораторних досліджень передбачала визначення інтенсивності дихання риб у зразках річкової води [6; 8; 15].

Досліди згідно з поставленою метою проводили за сталої температури приміщення (20–21°C) у лабораторії кафедри екології НУВГП

(м. Рівне). У якості тест-об'єкта використовували самців і самок лабораторних акваріумних риб *C. nigrofasciatum* вагою від 3,0 до 9,0 г, що не мали ознак настання нерестового періоду та яких не годували протягом останньої доби.

Риб висаджували по 1 екз. до експериментальної ємності з об'ємом 0,5 л. У якості контролю використовували відстояну водопровідну воду. На початку експозиції та після кожного вимірювання ємності обережно закривали корком, щоб не лишилося бульбашок повітря. Кожен експеримент проводили трикратно.

Визначення вмісту розчиненого у воді кисню проводили інструментальним методом за допомогою оксиметра «Ezodo» (“Dial Electronics Ltd”, Тайвань), що пройшов державну атестацію та перевірку у «Всеукраїнському державному науково-виробничому центрі стандартизації, метрології, сертифікації та захисту прав споживачів» (свідоцтво про перевірку законодавчо регульованого засобу вимірювальної техніки № 36-1/1363).

Об'єм води (V_o) уточнювали приведенням до нормальних умов (із точністю 0,01 дм³):

$$V_o = \frac{V_t \cdot 273 \cdot P}{(273 + t) \cdot 760}, \quad (1)$$

де V_t – об'єм проби води, дм³; P – атмосферний тиск у приміщенні, де проводиться експеримент, мм рт. ст.; t – температура повітря під час проведення експерименту, °С.

На завершення експозиції піддослідну рибу обтирали фільтрувальним папером і зважували (із точністю 0,01 г).

За різницею концентрацій кисню на початку й у кінці досліду (з урахуванням об'єму колби) визначали інтенсивність дихання риб, що розраховували в міліграмах спожитого нею кисню на 1 г сирової ваги протягом 1 год.:

$$I = \frac{(C_i - C_o) \cdot V}{m \cdot t}, \quad (2)$$

де I – інтенсивність дихання риб (споживання кисню), мг О₂/г/год.; C_i – вміст кисню на початку експозиції, мг О₂/дм³; C_o – вміст кисню на завершення експозиції, мг О₂/дм³; V – об'єм колби, дм³; m – вага риби, г; t – тривалість експозиції, год.

У якості тест-параметру було використано коефіцієнт дихання риб, який розраховували як співвідношення тест-реакцій у варіанті досліду та в контролі:

$$\text{КДР} = \frac{I_b \cdot 100}{I_k}, \quad (3)$$

де КДР – коефіцієнт дихання риб; I_b – інтенсивність дихання риб у варіанті досліду, мг О₂/г/год.; I_k – інтенсивність дихання риб у контролі, мг О₂/г/год.

Висновок про токсичність водного середовища робили за шкалою (табл. 1).

Таблиця 1. Рівні токсичності водного середовища за результатами біотестування за інтенсивністю дихання риб у дослідних зразках відносно контролю [14]

Відсоток відхилення від контролю (КДР)	Ступінь токсичності	Група токсичності
$\geq 203,1$	немає	1
152,1–203,0	слабка	2
102,1–152,0	помірна	3
51,1–102,0	висока	4
≤ 51	критична	5

Дослідження проводилися на 16 створах річкових екосистем правобережних приток р. Прип'ять, розташованих в адміністративних межах Рівненської області України [24], що зазнають антропогенного навантаження різної інтенсивності (рис. 1).

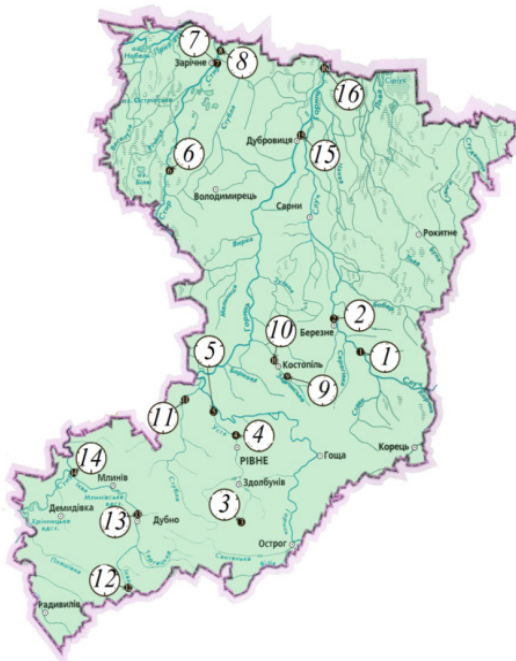


Рис. 1. Картохема розміщення репрезентативних створів спостережень

скиду очисних споруд промислово-побутових стічних вод; 14 – р. Іква (1,5 км від гирла), відсутність потужних джерел забруднення; 15 – р. Горинь (104,0 км від гирла), 0,5 км нижче скиду з очисних споруд побутових стічних вод; 16 – р. Горинь (77,5 км від гирла), контрольний пункт на кордоні з Білоруссю, відсутність значних джерел антропогенного навантаження

1 – р. Случ (відстань від гирла 94,5 км), відсутність потужних джерел забруднення; 2 – р. Случ (73,4 км від гирла), 0,6 км нижче скиду з очисних споруд побутово-промислових стічних вод; 3 – р. Устя (65 км від гирла), верхів'я річки, природний фон; 4 – р. Устя (21 км від гирла), 0,3 км нижче скиду з очисних споруд побутових стічних вод; 5 – р. Устя (0,7 км від гирла), контрольний пункт у гирлі; 6 – р. Стир (167,5 км від гирла), 0,5 км нижче скиду промислово-зливної каналізації АЕС; 7 – р. Стир (75,8 км від гирла), 0,5 км нижче скиду з очисних споруд побутово-промислових стічних вод; 8 – р. Стир (74 км від гирла), витік ріки в Білорусь; 9 – р. Замчисько (21,5 км від гирла), відсутність потужних джерел забруднення води річки; 10 – р. Замчисько (11,9 км від гирла), 0,5 км нижче скиду з меліоративного каналу й очисних споруд промислово-побутових стічних вод; 11 – р. Стубелка (7,8 км від гирла), 0,5 км нижче скиду з очисних споруд побутових стічних вод; 12 – р. Іква (80,5 км від гирла), відсутність потужних джерел забруднення; 13 – р. Іква (39,6 км від гирла), 3,2 км нижче

Результати досліджень. Аналіз якості річкової води показав, що в межах норми відносно рибогосподарських нормативів [22] знаходяться показники сольового складу води, уміст розчиненого у воді кисню та реакція середовища (рН). Одночасно річкові води забруднені фосфатами (PO_4^-) із кратністю перевищення допустимих значень від 2,0 до 520,0 разів і завислими речовинами (ЗР) від 2,9 до 201,0 разу. Іони важких металів характеризуються кратністю перевищення допустимих концентрацій у воді від 1,5 до 8,4 разів для міді (Cu^{2+}), від 1,4 до 8,3 разів для цинку (Zn^{2+}) та 1,2–4,3 разів для марганцю (Mn^{2+}). Кратність перевищення концентрацій заліза (Fe^{2+}) у репрезентативних створах становить 1,6–9,4 рази, фторидів (F_2) – 1,4–11,9 рази. Серед групи азотних речовин для більшості створів характерна кратність перевищення допустимих значень у 1,3–3,8 разів для азоту нітритного (NO_2^-) та у 2,0–8,2 рази для азоту амонійного (NH_4^+) в окремих створах. В усіх випадках перевищення нормативів гідрохімічних параметрів свідчить про незадовільну якість води, зниження самоочисної здатності річок та порушення рівноваги в їх екосистемах. При цьому кратність перевищення нормативів виявилася більшою в репрезентативних створах малих річок (табл. 2).

За результатами біотестування були розраховані показники КДР, що дало можливість оцінити групи токсичності річкової води в репрезентативних створах у різні гідрологічні сезони (рис. 2).

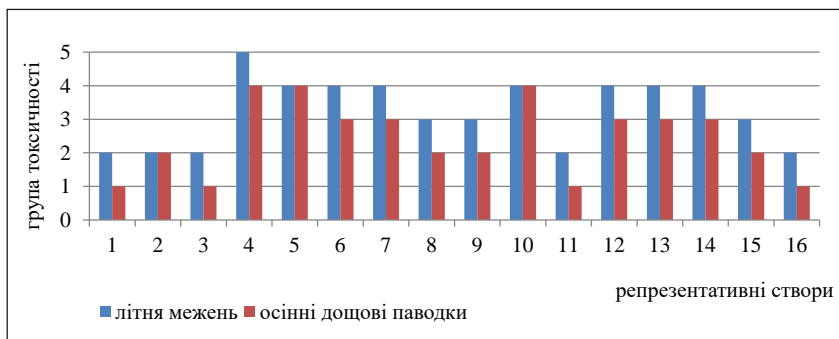


Рис. 2. Групи токсичності річкової води в репрезентативних створах спостережень

Отже, у період літньої межені токсичність річкової води в репрезентативних створах коливалась у межах 2–5 груп, а в період осіннього дощового паводку – від 1 до 4 групи. При цьому групи токсичності виявлялися в обидва періоди вищими для води малих річок, особливо у створах, що зазнають антропогенного навантаження [24].

Оскільки використана нами тест-реакція «дихання риб» залежить від дії наявних забруднень у водному середовищі, для розуміння цього

Таблиця 2. Показники якості річкової води в репрезентативних створах спостережень (усереднені дані за досліджуваний період)

Гідрохімічні параметри	Репрезентативні створи															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	55,4	65,2	23,9	52,5	51,4	49,5	59,3	47,3	40,5	33,0	24,8	27,3	50,8	55,5	46,4	56,0
	0,55	0,65	0,24	0,53	0,51	0,50	0,59	0,47	0,41	0,33	0,25	0,27	0,51	0,56	0,46	0,56
Cl ⁻ , мг/дм ³	23,4	23,9	21,3	27,4	26,6	13,3	16,3	13,7	1,8	14,9	21,3	20,6	13,9	30,8	18,4	19,8
	0,08	0,08	0,07	0,09	0,09	0,04	0,05	0,05	0,01	0,05	0,07	0,07	0,05	0,10	0,06	0,07
NH ₄ ⁺ , мг/дм ³	0,2	0,3	2,6	1,1	0,4	0,3	3,1	0,3	1,0	4,1	0,7	0,6	0,3	0,2	0,2	0,5
	0,4	0,6	5,2	2,2	0,8	0,6	6,2	0,6	2,0	8,2	1,4	1,2	0,6	0,4	0,4	1,0
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	0,5	2,9	3,1	9,1	7,2	2,5	0,1	2,9	1,9	1,1	2,8	6,6	4,0	3,3	3,2	6,2
	0,01	0,07	0,08	0,23	0,18	0,06	0,00	0,07	0,05	0,03	0,07	0,17	0,10	0,08	0,08	0,16
NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	0,02	0,05	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,04	0,2	0,1	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1
	0,25	0,63	2,5	2,5	1,25	1,25	1,25	1,25	0,5	2,5	1,25	3,75	2,5	1,25	1,25	1,25
PO ₄ ⁻ , мг/дм ³	0,1	0,2	26,0	0,6	0,3	0,2	0,1	9,2	0,2	1,2	0,2	0,2	0,4	0,5	1,1	0,4
	2,0	4,0	52,0	12,0	6,0	4,0	2,0	18,4	4,0	24,0	4,0	4,0	8,0	10,0	22,0	8,0
Зав. р-ни, мг/дм ³	10,9	13,5	11,3	12,3	14,0	11,7	10,9	7,9	9,2	13,1	2,2	15,1	10,1	10,4	9,0	9,9
	14,5	18,0	15,1	16,4	18,7	15,6	14,5	10,5	12,3	17,5	2,9	20,1	13,5	13,9	12,0	13,2
Розч. кис., мг O ₂ /дм ³	10,6	10,1	10,4	10,1	9,8	7,9	8,8	6,9	9,5	7,5	10,7	6,7	7,1	10,0	10,9	10,0
	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,5	0,5	0,6	0,4	0,5	0,4	0,6	0,6	0,4	0,4	0,4
рН	8,2	7,9	8,2	8,0	8,3	8,1	7,8	7,8	7,6	7,6	8,0	8,0	7,6	7,9	8,3	7,9
	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ХСК, мг O ₂ /дм ³	26,6	31,9	21,6	31,9	33,4	38,7	41,4	28,2	35,0	39,6	32,3	43,2	39,4	35,8	33,6	30,5
	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
БСК ₅ , мг O ₂ /дм ³	4,5	5,7	1,2	4,7	3,4	2,7	4,1	2,2	3,0	6,3	3,1	4,2	3,7	3,3	3,3	3,5
	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Fe ²⁺ , мкг/дм ³	258	299	284	155	125	124	216	182	937	478	180	196	269	166	380	181
	2,58	2,99	2,84	1,55	1,25	1,24	2,16	1,82	9,37	4,78	1,8	1,96	2,69	1,66	3,8	1,81
Cu ²⁺ , мкг/дм ³	14,7	17,0	22,3	34,9	31,0	29,5	21,7	15,6	49,0	83,5	25,5	9,3	10,0	10,0	5,0	15,9
	1,47	1,7	2,23	3,49	3,1	2,95	2,17	1,56	4,9	8,35	2,55	0,93	1	1	0,5	1,59
Zn ²⁺ , мкг/дм ³	8,3	19,2	19,7	40,9	58,5	17,0	13,5	17,9	25,3	14,0	21,0	87,3	84,0	19	26,0	24,4
	0,83	1,92	1,97	4,09	5,85	1,7	1,35	1,79	2,53	1,4	2,1	8,73	8,4	1,9	2,6	2,44
Mn ²⁺ , мкг/дм ³	36,0	42,0	37,0	42,7	10,5	17,8	29,0	25,9	38,3	42,3	12,0	51,7	23,5	22,3	1,2	35,0
	3,6	4,2	3,7	4,27	1,05	1,78	2,9	2,59	3,83	4,23	1,2	5,17	2,35	2,23	1,2	3,5
F ₂ мкг/дм ³	26,7	130	190	315	300	217	150	70,2	277	289	255	110	137	416	597	249
	0,5	2,6	3,8	6,3	6,0	4,3	3,0	1,4	5,5	5,8	5,1	2,2	2,7	8,3	11,9	5,0

*Примітка: у чисельнику – фактичне значення; у знаменнику – кратність перевищення рибогосподарських нормативів

механізму в умовах досліджуваних річок було проведено багатofакторний регресійний аналіз [7; 16].

У якості залежної змінної був прийнятий показник КДР (за результатами проведеного біотестування), а в якості незалежних змінних – значення гідрохімічних параметрів води.

Статистичні параметри, за якими проводилася математична перевірка багатofакторної регресії, містили таке: G – потужність регресійної залежності (кількість членів); r – загальний кореляційний коефіцієнт регресійної залежності; F – значення критерію Фішера для регресійної залежності; p – статистична значущість регресійної залежності; B – вільний член регресії; b – регресійний коефіцієнт окремого члена залежності (рис. 3).

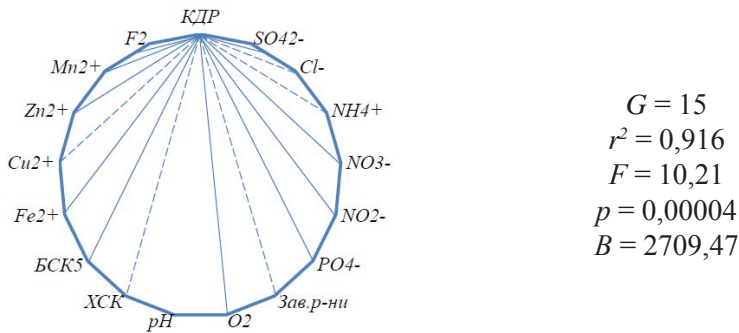


Рис. 3. Структура багатofакторної кореляційної залежності показника КДР і гідрохімічних параметрів річкової води:

- статистична значимість членів регресії з довірчим рівнем $p \leq 0,05$;
- статистична значимість членів регресії з довірчим рівнем $p > 0,05$

Багатofакторна регресійна залежність формування токсичності річкової води внаслідок комплексної дії наявних у ній хімічних речовин в умовах досліджуваного регіону має такий вигляд:

$$\begin{aligned}
 \text{КДР} = & 2709,47 + 49,39(\text{NO}_3^-) - 1910,15(\text{PO}_4^-) + 252,28(\text{O}_2) - 3,43(\text{Zn}^{2+}) \\
 & + 3,24(\text{Fe}^{2+}) + 166,03(\text{БСК}_5) - 13,07(\text{SO}_4^-) + 3,74(\text{F}_2) - 2853,23(\text{NO}_2^-) + \\
 & 2,08(\text{Mn}^{2+})
 \end{aligned}$$

Виявлена комбінація речовин свідчить про складність і багатofакторність процесу формування токсичності річкової води Рівненської області. Більш вагомі регресійні коефіцієнти в залежності мають такі біогени, як азот нітритний (NO_2^-) і фосфати (PO_4^-). Значний вплив чинить і кисневий режим за показниками розчиненого у воді кисню (O_2) та БСК_5 . Імовірно, це можна пояснити тим, що гідробіологічний режим досліджуваних гідроекосистем характеризується достатньо тривалим періодом

евтрофікації поверхневих вод. На формування токсичних властивостей води впливають і такі речовини, як цинк (Zn^{2+}), марганець (Mn^{2+}), фториди (F_2) та залізо (Fe^{2+}).

Установлена регресійна залежність, крім відображення основних діючих факторів у формуванні токсичних властивостей річкової води, може мати й прогностичне значення з огляду на розуміння механізмів погіршення стану річкових екосистем і змін якості води.

Висновки з дослідження та перспективи подальшого розвитку в цьому напрямі. Таким чином, біотестування води річок Рівненської області за показником КДР у період літньої межени виявило токсичність у межах 2–5 груп, а в період осіннього дощового паводку – від 1 до 4 групи. При цьому групи токсичності виявлялися в обидва періоди вищими для води малих річок, особливо у створах, що зазнають антропогенного навантаження.

Установлено, що механізм формування токсичності річкової води Рівненської області полягає в складній комбінованій дії речовин біогенів (PO_4^- , NO_2^- , NO_3^-) із показниками кисневого режиму водного середовища (O_2 , БСК₅) за участі сульфатів (SO_4^-) і специфічних речовин токсичної дії (Zn^{2+} , Fe^{2+} , F_2 , Mn^{2+}).

Результати досліджень розкривають один із шляхів вирішення важливої для гідроекології проблеми – виявлення методом експрес-оцінки рівнів забруднення водних об'єктів, які можуть виникати або внаслідок тривалої (хронічної) дії низьких концентрацій забруднювачів, або в разі аварійного забруднення водойм. Проведене біотестування річкової води в різні гідрологічні сезони дає підстави вважати показник КДР, оцінений за тест-реакцією «інтенсивність дихання риб», чутливою та показовою реакцією токсичних властивостей водного середовища.

ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОДЫ РЕЧНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПО ТЕСТ-РЕАКЦИИ «ИНТЕНСИВНОСТЬ ДЫХАНИЯ РЫБ»

*Бедункова О.О. – доктор биологических наук, доцент
Национальный университет водного хозяйства и природопользования
bedunkovaolga@gmail.com*

Представлены результаты биотестирования речной воды с использованием физиологической функции аквариумных рыб *Cichlasoma nigrofasciata* в разные гидрологические сезоны. В период летней межени степень токсичности воды колебалась от слабой до критической, а в период осеннего дождевого паводка – от отсутствующей до высокой. Установлено, что механизм формирования токсичности речной воды

заключається в складному комбінованому діянні біогенів (PO_4^- , NO_2^- , NO_3^-) з показателями кислородного режиму водної середви (O_2 , БПК₅) при участі сульфатів (SO_4^-) і специфічних речовин токсичного діяннв (Zn^{2+} , Fe^{2+} , F_2 , Mn^{2+}). Доказано, що установлення «коефіцієнта дихання риб» явлвється чутливим інтегральним показателем при оцінках токсичних свойств водної середви.

Ключеві слова: біотестування, залежність, токсичність.

TOXICOLOGICAL ESTIMATION OF WATER OF RIVER ECOSYSTEMS ON TEST RESPONSE “INTENSITY OF FISH RESPIRATION”

Biedunkova O.O. – Doctor of Biological Sciences, Associate Professor
National University of Water Management and Nature Resources Use
bedunkovaolga@gmail.com

The results of biotesting of river water using the physiological function of aquarium fish *Cichlasoma nigrofasciata* in different hydrological seasons are presented. During the summer period, the degree of toxicity of water ranged from low to critical, and in the period of autumn rainfall from absent to high. It has been established that the mechanism of formation of river water toxicity lies in the complex combined effect of nutrients (PO_4^- , NO_2^- , NO_3^-) with indicators of the oxygen regime of the aquatic environment (O_2 , BOD₅) with the participation of sulfates (SO_4^-) and specific substances of toxic action (Zn^{2+} , Fe^{2+} , F_2 , Mn^{2+}). It has been proven that the establishment of a “fish respiration coefficient” is a sensitive integral indicator in assessing the toxic properties of the aquatic environment.

Key words: biotesting, dependence, toxicity.

ЛІТЕРАТУРА

1. European Communities WFD CIS Common Implementation Strategy for Water Framework Directive (2000/60/EC) / Guidance document № 6 Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise/ Luxembourg. 2003. 47 p.
2. Taju G., Abdul Majeed S., Nambi K.S.N., Farook M.A., Vimal S., Sahul Hameed A.S. *In vitro* cytotoxic, genotoxic and oxidative stress of cypermethrin on five fish cell lines. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. Volume 113, July 2014, Pages 15–24.
3. ISO 7346-2:1996, Water quality. Determination of the acute lethal toxicity of substances to a fresh water fish [*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (*Teleostei*, *Cyprinidae*)]. Part 2: Semi-static method. P. 11.
4. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Effects on Biotic Systems Test No. 210: Fish, Early-life Stage Toxicity Test. 26 July 2013. 24 p.
5. Vesna Karadžić, Gordana Subakov-Simić, Jelena Krizmanić, Dejan Natić. Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia) *Desalination*, Volume 255, Issues 1–3, 31 May 2010, Pages 91–96.

6. UNE-EN ISO 7346-3:1998, Water quality. Determination of the acute lethal toxicity of substances to a freshwater fish [*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (*Teleostei, Cyprinidae*)]. Flow-through method. 16 p.
7. Айвазян С.А. и др. Прикладная статистика: исследование зависимостей. Справ. издание. М.: Финансы и статистика, 1985. 487 с.
8. Амосова А.А., Амосов Е.А., Козулина А.С. Экспериментальная оценка тест-системы для исследования острой токсичности различных загрязнителей окружающей среды в лабораторных условиях. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. Том 16 № 5(2), 2014. С. 1042–1044.
9. Біотестування у природоохоронній практиці. Технічний комітет зі стандартизації ТК 82 «Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання ресурсів України». Київ 1997. 240 с.
10. Веялкіна Н.М. Використання клітинних біомаркерів рослинних і тваринних тест-організмів для оцінки токсичності води: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спец. 03.00.16 «Екологія». Київ, 2011. 20 с.
11. Гандзюра В.П. Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами. К.: ВГЛ «Обрії», 2002. 248 с.
12. Драчев С.М. Приемы санитарного изучения водоемов. Гос. изд-во мед. лит-ры «МЕДГИЗ». Москва, 1960. 355 с.
13. ДСТУ 4107-2002 (ISO 5667-16:1998, MOD) Якість води. Відбір проб. Частина 16. Настанови з біотестування. Київ: Держспоживстандарт України. 2003. 38 с.
14. Клименко М.О., Пилипенко Ю.В., Бедункова О.О., Конончук В.О. Інтенсивність дихання *Amatitlania nigrofasciata* за різних концентрацій токсикантів у модельних експериментах. *Біологічні студії*. Львів, 2017. Том 11. № 1. С. 147–160.
15. Кляшторин Л.Б. Водное дыхание и кислородные потребности рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1982. 168 с.
16. Лапач С.Н., Чубенко А.В., Бабич П.Н. Статистические методы в медико-биологических исследованиях с использованием Excel – 2 изд. перераб. и доп. К.: 2001, Морион. 408с.
17. Лукьяненко В.И. Общая ихтиотоксикология. Изд. 2-е перераб. и доп. М.: Легкая и пищевая пром-сть. 1983. 320 с.
18. Майстренко В.Н., Хамитов Р.З., Будников Г.К. Экологический мониторинг суперэкоотоксикантов. М.: Химия, 1996. 320 с.
19. Метелев В.В., Канаев А.И., Дзасохова Н.Г. Водная токсикология. М.: Колос, 1971. 247 с.
20. МР 2.2.12-141-2007. Обстеження та районування території за ступенем впливу антропогенних чинників на стан об'єктів довкілля з використанням цитогенетичних методів. Методичні рекомендації. Наказ МОЗ України від 13.03.2007 р. № 116. URL: <http://normativ.ua/types/tdoc6349.php>.

21. Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеоиздат, 1991. 312 с.
22. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М: ВНИИРО. 1999. 304 с.
23. Проскурина И.К., Гусева Е.К., Агапова А.Е. Эколого-биохимические исследования в модельной водной экосистеме. *Ярославский педагогический вестник*. 2003. № 2 (35). С. 1–5.
24. Рівненська область. Екологічний паспорт регіону за даними 2016 року. URL: www.pdfactory.com.
25. Тетдоев В.В. Потребность нильской тиляпии (*Oreochromis niloticus*) в кислороде при экстремальных факторах среды. *Вестник РУДН, сер. Агротомия и животноводство*, № 3, 2007. С. 10–15.
26. Филенко О.Ф. Биотестирование: возможности и перспективы использования в контроле поверхностных вод. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. С. 185–193.
27. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии. М.: Колос, 2007. 144 с.
28. Черкашин С.А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии. *Известия Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра*. 2001. Том 128. С. 1020–1035.
29. Чернышова В.М. Методики биологических исследований по водной токсикологии. М.: Изд-во «Наука», 1971. 229 с.
30. Янович Д.О., Грициняк І.І., Швець Т.М. Використання лососевих риб (*Salmonidae*) у біомониторингу якості водного середовища. *Рибогосподарська наука України*. № 1(35), 2016. С. 5–30.

REFERENCES

1. European Communities WFD CIS Common Implementation Strategy for Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document № 6 Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise. Luxembourg. (2003).
2. G. Taju, S. Abdul Majeed, K.S.N. Nambi, M.A. Farook, S. Vimal, A.S. Sahul. (2014). Hameed *In vitro* cytotoxic, genotoxic and oxidative stress of cypermethrin on five fish cell lines. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, Vol. 113, July 2014, pp. 15–24.
3. ISO 7346-2:1996. Water quality. Determination of the acute lethal toxicity of substances to a fresh water fish [*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (*Teleostei*, *Cyprinidae*)]. Part 2: Semi-static method.
4. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Effects on Biotic Systems Test No. 210: Fish, Early-life Stage Toxicity Test. 26 July 2013.
5. Vesna Karadžić, Gordana Subakov-Simić, Jelena Krizmanić, Dejan Natić

- (2010). Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia) Desalination. Vol. 255, Issues 1–3, 31 May 2010, pp. 91-96.
6. UNE-EN ISO 7346-3:1998, Water quality. Determination of the acute lethal toxicity of substances to a freshwater fish [*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (*Teleostei, Cyprinidae*)]. Flow-through method.
 7. Ajvazjan S.A. (1985) *Prikladnaja statistika: Issledovanie zavisimostej* (Applied Statistics: The addiction research). Moscow: Finansy i statistika. [in Russian]
 8. Amosova A.A., Amosov E.A., Kozulina A.S. (2014). Eksperimental'naja ocenka test-sistemy dlja issledovanija ostroj toksichnosti razlichnyh zagraznitatelej okružhajushhej sredy v laboratornyh uslovijah. *Izvestija Samarskogo nauchnogo centra Rossijskoj akademii nauk*. Vol. 16, No. 5(2), pp. 1042-1044. [in Russian]
 9. Biotestuvannja u pryrodoohoronnij praktyci. Tehnichnyj komitet zi standartyzacii' TK 82 «Ohorona navkolyshn'ogo pryrodnogo seredovyshha ta racional'ne vykorystannja resursiv Ukrai'ny». Kyiv. (1997). 240 p. [in Ukrainian]
 10. Vjejalkina N.M. (2011). *Vykorystannja klitynnyh biomarkeriv roslennyh i tvarynnyh test-organizmiv dlja ocinky toksychnosti vody*. (Extended abstract of candidate's thesis). Kyiv. [in Ukrainian]
 11. Gandzjura V.P. (2002). *Produktivnist' biosystem za toksychnogo zabrudnennja seredovyshha vazhkymy metalamy* (The Productivity of the biosystems at the toxic pollution of the environment with heavy metals). Kyiv: VGL "Obrii". [in Ukrainian]
 12. Drachev S.M. (1960). *Priemy sanitarnogo izuchenija vodoemov* (The receptions of the sanitary study of the reservoirs). Moscow: Gos. izd-vo med. lit-ry «MEDGIZ». [in Russian]
 13. DSTU 4107-2002 (2003). *Jakist' vody. Vidbir prob. Chastyna 16. Nastanovy z biotestuvannja (ISO 5667-16:1998, MOD)*. Kyiv: Derzhspozhyvstandart Ukrainy [in Ukrainian]
 14. Klymenko M. O., Pylypenko Ju. V., Bjedunkova O. O., Kononchuk V. O. (2017). Intensyvnist' dyhannja *Amatitlania nigrofasciata* za riznyh koncentracij toksykantiv u model'nyh eksperymentah. *Biologichni studii'*. L'viv. Vol.11, No. 1, pp. 147–160. [in Ukrainian]
 15. Kljashtorin L.B. (1982). *Vodnoe dyhanie i kislorodnye potrebnosti ryb* (The water respiration and the oxygen's needs of the fish). Moscow: Legkaja i pishhevaja promyshlennost'. [in Russian]
 16. Lapach S.N., Chubenko A.V., Babich P.N. (1983). *Statisticheskie metody v mediko-biologicheskijh issledovanijah s ispol'zovaniem Excel* (The statistical methods in the biomedical research using Excel). Kyi'v: Morion. [in Russian]
 17. Luk'janenko V.I. (1983). *Obshhaja ihtiotoksikologija* (The General ihtyotoxicology). Moscow: Legkaja i pishhevaja prom-st'. [in Russian]

18. Majstrenko V.N., Hamitov R.Z., Budnikov G.K. (1996). *Jekologicheskij monitoring superjekotoksikantov* (The ecological monitoring of superco-toxicants). Moscow: Himija. [in Russian]
19. Metelev V.V., Kanaev A.I., Dzasohova N.G. (1971). *Vodnaja toksikologija* (Aquatic toxicology). Moscow: Kolos. [in Russian]
20. MR 2.2.12-141-2007 Obstezhennja ta rajonuvannja terytorii' za stupenem vplyvu antropogennyh chynnykiv na stan ob'ektiv dovkillja z vykorystan-njam cytogenetychnyh metodiv. Metodychni rekomendacii': nakaz MOZ Ukrai'ny 13.03.2007, №116. URL: <http://normativ.ua/types/tdoc6349.php> [in Ukrainian]
21. Nikanorov A.M., Zhulidov A.V. (1991). *Biomonitoring metallov v presno-vodnyh jekosistemah* (The metals's biomonitoring in the freshwater ecosys-tems). Leningrad: Gidrometioizdat. [in Russian]
22. Perechen' rybohozjajstvennyh normativov: predel'no dopustimyh koncen-tracij (PDK) i orientirovochno bezopasnyh urovnej vozdejstvija (OBUV) vrednyh veshhestv dlja vody vodnyh ob#ektov, imejushhjih rybohozjajst-vennoe znachenie, Moscow: VNIIRO. (1999). 304 p. [in Russian]
23. Proskurina I.K., Guseva E.K., Agapova A.E. (2003). Jekologo-biohimich-eskie issledovanija v model'noj vodnoj jekosisteme. *Jaroslavskij pedagog-icheskij vestnik*, No. 2 (35), pp. 1–5. [in Russian]
24. Rivnens'ka oblast'. Ekologichnyj pasport regionu za danymy 2016 roku. URL: www.pdfactory.com [in Ukrainian]
25. Tetdov V.V. (2007). Potrebnost' nil'skoj tiljapii (*Oreochromis niloticus*) v kislorode pri jekstremal'nyh faktorah srody. *Vestnik RUDN*, ser. Agronomija i zhivotnovodstvo, No. 3, pp. 10–15. [in Russian]
26. Filenko O.F. (1989). *Biotestirovanie: vozmozhnosti i perspektivy ispol'zovanija v kontrole poverhnostnyh vod* (The biotesting: the opportu-nities and the prospects for use in the control of surface water). Leningrad: Gidrometioizdat, pp. 185–193. [in Russian]
27. Filenko O.F., Miheeva I.V. (2007). *Osnovy vodnoj toksikologi* (The founda-tion of the aquatic toxicology). Moscow: Kolos. [in Russian]
28. Cherkashin S.A. (2001). Biotestirovanie: terminologija, zadachi, osnovnye trebovanija i primenenie v rybohozjajstvennoj toksikologii. *Izvestija Tihookeanskogo nauchno-issledovatel'skogo rybohozjajstvennogo centra*, Vol. 128, pp. 1020–1035.
29. Chernyshova V.M. (1971). *Metodiki biologicheskikh issledovanij po vodnoj toksikologii* (The methods of biological research in the aquatic toxicology). Moscow: Nauka. [in Russian]
30. Janovyh D.O., Grycynjak I.I., Shvec' T.M. (2016). Vykorystannja loso-sevyh ryb (Salmonidae) u biomonitoringu jakosti vodnogo seredovyshha. *Rybogospodars'ka nauka Ukrai'ny*, No. 1(35), pp. 5-30. [in Ukrainian]