

УДК 574.64 : 512.22 (477.8)

## **ФАКТОРНИЙ АНАЛІЗ ФОРМУВАННЯ ТОКСИЧНОСТІ ДОННИХ ВІДКЛАДІВ РІЧОК РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

**О. Бедункова**

*Національний університет водного господарства та природокористування  
вул. Соборна, 11, Рівне 33028, Україна  
e-mail: bedunkovaolga@mail.ru*

З'ясовано, що якість поверхневих вод річок Рівненської обл. погіршується внаслідок підвищених концентрацій біогенних речовин і важких металів. Передбачено загрозу виникнення токсичних ефектів у разі акумуляції зазначених елементів у донних відкладах. Зразки цільних донних відкладів і їхніх водних витяжок, які відбирались зі створів річок з різним антропогенним навантаженням у період осінньо-зимової та весняно-літньої межени були проаналізовані методами біотестування у хронічних експериментах. Тест-об'єкти різних систематичних груп визначали індекс токсичності донних відкладів у межах від 7,6 до 72,6%, а бал токсичності від I (стан «відмінний») до V (стан «дуже поганий»). Оцінена варіабельність показників токсичності свідчила про хронічну токсичність донних відкладів у створах річок з антропогенним навантаженням. Для водних витяжок донних відкладів були характерні більш високі рівні токсичності в осінньо-зимовий період, а для цільних донних відкладів – у весняно-літній. Встановлено прямиий кореляційний зв'язок токсичності донних відкладів із вмістом у воді розчиненого кисню (коефіцієнт кореляції та детермінації, відповідно 0,62 і 0,39) і хлоридів (0,62 і 0,39) та обернений зв'язок із вмістом заліза (-0,54 і 0,29) і марганцю (-0,67 і 0,45).

*Ключові слова:* гідроекосистема, токсичність, тест-об'єкти, факторний аналіз.

Чимало сучасних досліджень описують біотичні підходи до оцінок якості середовища як альтернативу традиційним методам, які засновані на концепції гранично допустимих концентрацій нормованих показників. Доведено, що біоіндикація та біотестування природних об'єктів дає змогу вести регулярний моніторинг їх екологічного стану [4, 11]. При цьому мірою екологічних порушень слугують реакції біоти (тест-об'єктів), а рівні абіотичних факторів ранжуються за ступенем їх вкладу в ці порушення [8, 10]. Такі методи виявляються особливо зручними та показовими при оцінках токсичності середовища, адже токсичність – критерій біологічний [10, 17]. Суть прийомів токсикологічного контролю полягає у спостереженні за будь-якою характеристикою тест-об'єктів, які розміщені в досліджуваному середовищі в гострому чи хронічному есперименті [2]. Так, біотестування успішно застосовується при оцінках токсичності поверхневих вод, донних відкладів, контролю токсичності стічних вод тощо [1, 2, 11, 14, 16].

При оцінках стану гідроекосистем, які зазнають антропогенного навантаження, реакція тест-об'єктів на токсичні умови, як правило, оцінюється за наявністю статистичних зв'язків між окремими гідрохімічними та біологічними параметрами [9]. Наявність таких зв'язків найчастіше встановлюється за допомогою парних коефіцієнтів кореляції. Крім того, в результаті розрахунків коефіцієнтів кореляції для всіх пар змінних отримується кореляційна матриця, яка є основою для подальших статистичних оцінок, наприклад,

таких, як детермінаційний аналіз, багатовимірні регресія або деякі модифікації кластер-аналізу [18]. Зокрема, при обробці даних біомоніторингу гідроекосистем особливо ефективними є процедури детермінаційного аналізу [8, 9]. Доведено, що вони дають змогу коректно працювати з даними, виявляти адекватні біологічні індикатори токсичності, аналізувати екологічні порушення, автоматизувати діагностику, нормування та рангування факторів токсичності [11, 18]. Таким чином, кореляційний і детермінаційний аналіз як методи факторного аналізу даних дають змогу отримати адекватні оцінки результатів токсикологічного контролю гідроекосистем.

Метою наших досліджень було встановити механізми формування токсичності донних відкладів річок Рівненської обл. під впливом хімічних параметрів поверхневих вод засобом факторного аналізу результатів біотичного та гідрохімічного моніторингу дослідних водойм.

### Матеріали та методи

Вивчали середні та малі річки, які належать до басейну Прип'яті, розташовані в центральній частині Рівненської обл. та зазнають антропогенного навантаження різної інтенсивності.

Водозбірні басейни річок розташовані у межах Волинського Полісся та частково Житомирського Полісся (басейн річки Случ у гирлі).

Оцінку екологічного стану дослідних річок проводили за загальноприйнятими методиками, згідно з даними гідрохімічного моніторингу Рівненської обласної екологічної інспекції за 2009–2013 рр.

Так, для загальної оцінки якості поверхневих вод було використано методику [15], яка зводиться до визначення комплексного екологічного індексу за трьома блоками показників. Оцінку вмісту токсичних речовин проводили за коефіцієнтом забруднення (КЗ) згідно з керівним нормативним документом [12]. Для безпосередньої еколого-токсикологічної характеристики поверхневих вод було використано методику Л.П. Брагінського [3], який у відповідності з традиційними принципами гідробіологічної класифікації виділяє рівні токсичного забруднення (РТЗ) гідроекосистем. Принцип оцінки вмісту токсикантів у воді, до яких методика відносить окремо фториди і всі важкі метали, крім міді, полягає в сумарній концентрації, нормованих за гранично-допустимими концентраціями (ГДК) для водойм рибогосподарського призначення.

Відбір донних відкладів здійснювали відповідно до нормованої методики [6], у періоди весняно-літньої та осінньо-зимової межени 2012–2013 рр. у створах річок, які зазнають антропогенного навантаження різної інтенсивності і є показовими з точки зору необхідності проведення токсикологічних досліджень (табл. 1).

Виходячи із завдань досліджень, для оцінки токсичності донних відкладів використовували дві схеми експериментів: 1 – аналіз водних витяжок (до ємкостей 500 мл вносили проби донних відкладів (100 г) і додавали 200 мл дистильованої води); 2 – аналіз цільних донних відкладів (проби донних відкладів у співвідношенні “донні відклади–вода” 1:4 збовтували протягом 4 год, відстоювали 12 год і використовували для аналізу зібраний надмуловий шар води) [19].

Як тест-об'єкти використовували культури цибулі звичайної (*Allium cepa*), салату посівного (*Lactuca sativa*), ряски малої (*Lemna minor*), елодеї канадської (*Elodea canadensis*), акваріумних риб гупі (*Poecilia reticulata*).

Таблиця 1

Контрольні створи відбору донних відкладів для біотестування рівнів  
їхньої токсичності у дослідних річках

Назва річки	Номер створу*	Відстань від гирла, км	Дати відбору	Обґрунтування необхідності проведення токсикологічних досліджень
Устя	1	65,0	03.12.2012	Верхів'я річки, природний фон
	2	25,5	02.05.2013	Контрольний пункт нижче дамби Басівкутського водосховища
	3	23,0		Вплив скиду стічних вод м. Рівне
	4	18,0		Вплив скиду стічних вод м. Рівне
	5	0,7		Контрольний пункт у гирлі
Замчисько	6	21,5	05.12.2012	Фоновий пункт для м. Костопіль
	7	13,0	01.05.2013	Контрольний пункт скиду з о/с ТзОВ «СвіспанЛімітед»
	8	11,9		Вплив скиду стічних вод «Костопільводоканал»
	9	2,7		Контрольний пункт самоочисної здатності річки (9 км нижче м. Костопіль)
Случ	10	94,5	04.12.2012	Вплив скиду стічних вод о/с ДП «Комунальник» (фон)
	11	6,5	01.05.2013	Контрольний пункт у гирлі
Стубелка	12	21,2	29.11.2012	Контрольний пункт скиду з о/с підприємства
	13	12,4	02.05.2013	«Клеванькомунсервіс» (фон) Вплив скиду стічних вод з о/с підприємства «Клеванькомунсервіс»

\*Примітка. Географічне розміщення контрольних створів наведено на рис. 1.

За результатами біотестування розраховували інтегральний (експресний) показник токсичності [2]:

$$T = \frac{I_k - I_o}{I_o} \cdot 100$$

де: T – індекс токсичності досліджуваної проби;

$I_k$  – величина тест-реакції у контрольній пробі;

$I_o$  – величина тест-реакції у досліджуваній пробі.

Для подальшого узагальнення результатів, отриманих на основі біотестів, з метою їх уніфікації, було застосовано п'ятибальну шкалу, згідно з рекомендаціями Директиви ЄС 2000 [5], що характеризує екологічний стан середовища (табл. 2).

Таблиця 2

Оцінка стану водойм за показниками біотичного тестування [5]

Показники	Екологічний стан				
	відмінний	добрий	задовільний	поганий	дуже поганий
Інтегральний бал токсичності	1	2	3	4	5
Смертність тваринних тест-об'єктів, %	<10	10–20	21–33	34–50	>50
Інгібування або стимуляція росту тест-об'єктів, %	<10	10–25	26–50	51–75	>75

Результати експериментів обробляли статистично [8, 13]. Критерієм достовірної токсичності вважалося статистично значиме відхилення в досліді від контролю ( $t$ ) при 5% рівні значущості (за критерієм Стьюдента). За визначеними індексами токсичності у схемах експериментів із цільними донними відкладами та з їх водними витяжками розраховували середній бал токсичності по кожному водному об'єкту, що дало змогу порівняти їх

екологічний стан між собою у різні періоди року. Факторний аналіз, що передбачав встановлення коефіцієнтів варіації, кореляції та детермінації між експериментальними ознаками проводився в рамках програмного пакету Excel.



Рис. 1. Ситуаційна карта-схема розміщення контрольних створів відбору донних відкладів у річках Рівненської обл.

### Результати і їхнє обговорення

Результати екологічної оцінки якості поверхневих вод представлені у табл. 3.

Отже, за максимальними значеннями ознак поверхневі води всіх дослідних річок належать до III класу якості. За середніми значеннями ознак усі річки, крім р. Усті належать до II класу якості. Щоправда, аналіз якості води за окремими блоками дає змогу помітити, що найвищі категорії по всіх річках мали трофо-сапробіологічні та специфічні показники.

За результатами розрахунків коефіцієнта забрудненості можна зробити висновок, що до найбільш забруднених річок за блоком специфічних речовин токсичної дії належать

р. Устя та р. Замчисько, які характеризуються як “брудні” річки. Річка Случ має кращий стан з-поміж інших річок – її стан оцінюється як “помірно забруднений”. Істотний вплив на забруднення поверхневих вод дослідних річок чинять іони міді та фториди.

Класифікація екосистем річок Л.П. Брагінського [3] за рівнями токсичних забруднень показала, що більшість річок характеризуються як “гіпертоксичні” за важкими металами та міддю. Найменш забрудненою є р. Случ: за міддю “політоксична”, за іншими важкими металами “політоксична” та “гіпертоксична”. Поверхневі води інших річок характеризувалися переважно як “гіпертоксичні”.

Таблиця 3

Екологічна оцінка якості води досліджуваних річок у межах Рівненської обл.  
за гідрохімічними показниками в контрольних створах

Речовина, мг/дм <sup>3</sup>	р. Устя		р. Замчисько		р. Случ		р. Стубелка	
	макс.*	сер.*	макс.	сер.	макс.	сер.	макс.	сер.
Сульфати	86,40(3)	65,12(2)	62,50(2)	28,09(1)	69,70(2)	47,46(1)	143,60(4)	67,21(2)
Хлориди	50,34(3)	23,75(2)	37,60(3)	2,11(1)	26,94(2)	17,42(1)	20,50(1)	16,30(1)
pH	8,40(5)	7,68(2)	8,18(4)	7,68(2)	8,40(5)	8,17(3)	8,40(5)	6,74(2)
Завислі реч-ни	26,40(4)	12,14(3)	26,80(4)	16,05(3)	20,20(3)	14,20(3)	36,00(5)	7,95(2)
Розчинений O <sub>2</sub>	7,65(2)	9,18(1)	6,73(4)	9,185(1)	8,86(1)	8,89(1)	8,84(1)	14,62(1)
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	17,80(7)	3,07(4)	16,60(7)	8,12(6)	1,63(3)	0,64(1)	3,22(5)	0,32(1)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,72(6)	0,352(5)	0,51(5)	0,175(4)	0,38(5)	0,06(2)	0,17(3)	0,08(3)
Амоній-іон	2,15(6)	0,78(5)	6,80(7)	0,94(5)	0,58(4)	0,26(2)	0,85(5)	0,29(3)
БСК <sub>5</sub>	3,62(6)	5,09(5)	10,90(6)	6,09(5)	7,38(6)	4,39(5)	5,29(5)	1,92(3)
Фосфати	2,37(6)	0,52(4)	1,09(4)	0,057(1)	0,32(3)	0,12(1)	2,42(6)	0,78(4)
Залізо	0,71(5)	0,41(4)	2,51(7)	0,42(4)	0,54(4)	0,34(4)	0,30(4)	0,21(4)
Марганець	0,06(4)	0,03(4)	0,09(4)	0,02(2)	0,17(5)	0,09(4)	0,06(4)	0,02(2)
Мідь	0,08(6)	0,01(4)	0,10(7)	0,027(6)	0,02(5)	0,01(4)	0,05(6)	0,03(5)
Цинк	0,08(5)	0,04(4)	0,04(4)	0,014(2)	0,02(2)	0,01(2)	0,08(5)	0,05(5)
Фториди	0,42(5)	0,23(5)	0,70(6)	0,365(5)	0,22(5)	0,12(2)	0,54(6)	0,29(5)
Клас (I <sub>c</sub> )	III(4,9)	II-III(3,6)	III(4,9)	II(3,3)	III(3,7)	II(2,4)	III(4,3)	II(2,9)
Стан	задов.	задов.	задов.	хороший	задов.	хороший	задов.	хороший
Ступінь чистоти	забрудн.	забрудн.	забрудн.	чиста	забрудн.	чиста	забрудн.	чиста

\*Примітка. Поза дужками – усереднені значення гідрохімічних параметрів за роки спостережень у контрольних створах; в дужках – категорії якості води за кожним показником, згідно з якими визначали клас якості, стан і ступінь чистоти води.

Таким чином, проведена оцінка гідрохімічних параметрів річок виявила найгірші категорії якості води за показниками трофо-сапробіологічного та специфічного (токсичного) блоків, які внаслідок процесів синергізму й адитивності здатні призводити до токсичних ефектів.

Відомо, що токсичність середовища можна перевірити за реакціями біоти під час перебування в ньому. Оскільки саме донні відклади гідроекосистем акумулюють значну частину забруднень і внаслідок фізико-хімічних змін середовища можуть спричинити вторинне забруднення поверхневих вод [10, 17], нами було проведено біотестування донних відкладів у контрольних створах річок. Оцінку тест-реакцій організмів різних таксономічних порядків проводили за двома схемами: у хронічних експериментах тест-об'єкти перебували у середовищі з цільними донними відкладами та у середовищі з їх водних витяжок. З метою відстеження змін токсичності дослідних гідроекосистем впродовж року відбір проб донних відкладів і постановку експериментів проводили у періоди весняно-літньої та осінньо-зимової межени.

Результати біотестування представлені у табл. 4–5.

Згідно з даними табл. 4, узагальнення за всіма тест-об'єктами виявляє такі середні інтегральні бали токсичності водних витяжок донних відкладень гідроекосистем у весняно-

літній період: р. Устя – 3,36 – стан задовільний; р. Замчисько – 2,8 – стан перехідний від хорошого до задовільного; р. Стубелка – 2,2 – стан хороший; р. Случ – 2 стан хороший. У осінньо-зимовий період: р. Устя – 3,6 – стан перехідний від задовільного до поганого; р. Замчисько – 3,1 стан задовільний; р. Стубелка – 3 – стан задовільний; р. Случ – 2,9 – стан перехідний від хорошого до задовільного. Порівняння усереднених інтегральних балів токсичності за сезонами дає змогу зробити висновок про більш високі рівні токсичності водних витяжок донних відкладів у осінньо-зимовий період (3,15 – стан задовільний), порівняно з весняно-літнім (2,59 – стан перехідний від хорошого до задовільного).

Таблиця 4

Результати біотестування водних витяжок із донних відкладів досліджуваних річок у межах Рівненської обл. в контрольних створах

Створ	Весняно-літній період										Осінньо-зимовий період									
	<i>A. cepa</i>		<i>L. sativa</i>		<i>L. minor</i>		<i>E. canadensis</i>		<i>P. reticulata</i>		<i>A. cepa</i>		<i>L. sativa</i>		<i>L. minor</i>		<i>E. canadensis</i>		<i>P. reticulata</i>	
	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал
1	9,2	1	11,9	2	12,5	2	10,2	2	0	1	7,6	1	17,7	2	20,3	2	5,9	1	0	1
2	54,2	4	48,8	3	64,4	4	49,2	3	40	4	67,2	4	56,5	4	77,0	5	40,0	3	50	4
3	35,7	3	64,3	4	68,1	4	56,3	4	50	4	53,3	4	70,9	4	65,6	4	72,9	4	60	5
4	59,2	4	68,2	4	74,2	4	65,3	4	70	5	72,6	4	73,4	4	78,1	5	70,6	4	70	5
5	29,6	3	50,4	3	73,6	4	64,4	4	40	4	54,4	4	52,4	4	65,2	4	—	—	60	5
6	7,6	1	9,5	1	15,3	2	21,2	2	0	1	10,2	1	27,4	3	25,0	2	20,0	2	0	1
7	27,3	3	30,9	3	50,0	3	50,8	3	30	3	40,5	3	45,2	3	35,9	3	49,4	3	50	4
8	50,4	4	65,5	4	55,6	4	50,6	3	50	4	70,8	4	68,5	4	75,0	4	57,7	4	70	5
9	38,5	3	50,8	3	45,8	3	35,6	3	30	3	60,6	4	65,3	4	60,9	4	55,3	4	60	5
10	10,3	2	12,5	2	22,2	2	23,7	2	0	1	27	3	30,6	3	32,8	3	27,06	3	20	2
11	18,9	2	15,5	2	18,1	2	26,3	3	20	2	35,7	3	42,7	3	45,3	3	40,0	3	40	4
12	15,4	2	17,9	2	15,3	2	22,0	2	10	2	30,7	3	40,3	3	30,0	3	40,6	3	20	2
13	14,2	2	13,1	2	15,0	2	29,7	3	30	3	32,5	3	25,0	2	28,1	3	52,9	4	50	4
Св. %	38,35		31,36		31,36		24,97		45,39		32,54		21,82		24,69		28,34		41,37	

Примітка. Т. % – індекси токсичності; Бал – за оціночною шкалою токсичності середовища [5]; Св. % – коефіцієнт варіації розподілу балів токсичності між різними створами для окремих тест-об'єктів.

Таблиця 5

Результати біотестування цільних донних відкладів досліджуваних річок у межах Рівненської обл. в контрольних створах

Створ	Весняно-літній період										Осінньо-зимовий період									
	<i>A. cepa</i>		<i>L. sativa</i>		<i>L. minor</i>		<i>E. canadensis</i>		<i>P. reticulata</i>		<i>A. cepa</i>		<i>L. sativa</i>		<i>L. minor</i>		<i>E. canadensis</i>		<i>P. reticulata</i>	
	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал	Т. %	Бал
1	17,1	2	11,9	2	12,2	2	25,7	2	30	3	18,9	2	15,3	2	20,8	2	17,9	2	44	4
2	40,0	3	54,7	4	57,4	4	54,1	4	50	4	38,6	3	53,3	4	48,5	3	50,9	3	66	5
3	53,3	4	60,9	4	57,7	4	68,9	4	70	5	47,4	3	50,6	3	50,0	3	38,5	3	66	5
4	78,1	5	84,5	5	77,3	5	85,1	5	90	5	66,2	4	70,7	4	74,8	4	65,8	4	88	5
5	55,2	4	61,9	4	70,4	4	78,4	5	70	5	45,2	3	50,0	3	42,5	3	35,08	3	66	5
6	12,4	2	19,05	2	15,7	2	16,2	2	40	4	10,5	1	15,5	2	12,5	2	20,5	2	33	3
7	30,9	3	47,6	3	50,4	3	45,9	3	50	4	35,1	3	45,3	3	49,4	3	55,1	4	66	5
8	65,7	4	67,9	4	87,8	5	70,03	4	80	5	54,4	4	56,0	4	70,8	4	60,3	4	88	5
9	60,0	4	54,7	4	60,0	4	70,0	4	70	5	55,3	4	50,7	3	44,8	3	60,0	4	44	4
10	44,3	3	45,2	3	50,1	3	40,5	3	30	3	23,2	2	20,0	2	41,7	3	17,9	2	11	2
11	42,02	3	50,0	3	48,7	3	52,7	4	50	4	30,3	3	27,3	3	45,8	3	32,1	3	33	3
12	38,1	3	42,9	3	45,2	3	47,3	3	20	2	22,4	2	29,3	3	34,4	3	20,5	2	22	3
13	45,2	3	44,3	3	54,7	4	59,5	4	30	3	31,1	3	38,7	3	51,3	4	44,5	3	44	4
Св. %	24,83		25,9		26,27		25,53		24,02		30,34		22,65		20,00		26,15		24,46	

Примітка. Позначення як у табл. 4.



Згідно з даними табл. 5, узагальнення за всіма тест-об'єктами виявляє такі середні інтегральні бали токсичності цільних донних відкладів гідроекосистем у весняно-літній період: р. Устя – 3,83 – стан перехідний від задовільного до поганого; р. Замчисько – 3,1 – стан задовільний; р. Стубелка – 2,5 – стан хороший; р. Случ – 2,6 – стан перехідний від хорошого до задовільного. У осінньо-зимовий період: р. Устя – 3,4 – стан задовільний; р. Замчисько – 3,35 стан задовільний; р. Стубелка – 3,0 – стан задовільний; р. Случ – 2,6 – стан перехідний від хорошого до задовільного.

Порівняння усереднених інтегральних балів токсичності у різні сезони дає змогу зробити висновок про більш високі рівні токсичності цільних донних відкладень у весняно-літній період (3,01 – стан задовільний), порівняно з осінньо-зимовим періодом (2,84 – стан перехідний від хорошого до задовільного).

Перевірку результатів експерименту проводили за допомогою встановлення достовірності за критерієм Стьюдента [2, 8] основної групи від контрольної. Це дало можливість виявити створи у досліджуваних річках, які характеризуються хронічною токсичною дією донних відкладень і, відповідно, ті, що не чинять хронічної токсичної дії. Так, для р. Устя з п'яти проаналізованих створів лише у створі вище с. Верхів не виявлений факт хронічної токсичної дії як водних витяжок, так і цільних донних відкладів за більшістю тест-об'єктів протягом року.

Донні відклади р. Замчисько не проявили хронічної токсичної дії лише у створі в межах с. Мала Любаша. Решта дослідних створів характеризувалася хронічною токсичною дією донних відкладів протягом року. Для р. Случ токсичними виявилися варіанти з цільними донними відкладами у весняно-літній період у створі вище м. Березне; в осінньо-зимовий період у варіантах із водною витяжкою донних відкладень у створі вище гирла. У решті випадків факт токсичності донних відкладів р. Случ не підтвердився.

Для р. Стубелка факт токсичності встановлено лише у створі в межах смт Клевань, нижче скиду з очисних споруд підприємства «Клеванькомунсервіс» для цільних донних відкладів у весняно-літній період по всіх тест-об'єктах.

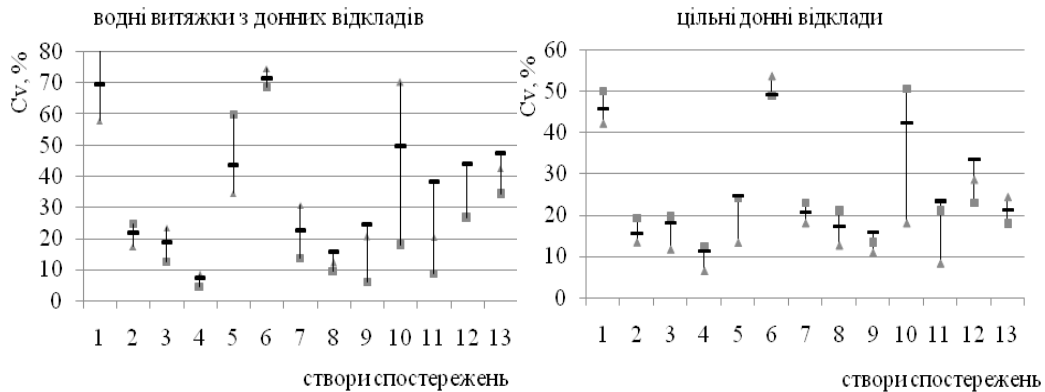
Аналіз отриманих коефіцієнтів варіації (табл. 4–5) свідчить про значну варіабельність балів токсичності між окремими створами ( $C_v > 25\%$ ), що доводить чутливість обраних тест-об'єктів. Щоправда, у схемі експерименту з водною витяжкою донних відкладень значення коефіцієнтів варіації по всіх тест-об'єктах були помітно вищими за їх значення у схемі з цільними донними відкладами. Зокрема, найбільш значною виявилася варіабельність індексів токсичності за тест-реакцією *P. reticulata*, який у весняно-літній період оцінювався на рівні 45,39% та 41,37% у осінньо-зимовий період. Також значною виявилася варіабельність індексу токсичності тест-об'єкта *A. cера*, відповідно 38,35% та 32,54%.

Порівняння варіабельності ознак індексів токсичності в межах окремих створів за результатами біотестування усіх тест-об'єктів у двох схемах експерименту наведено на рис. 2.

У схемі з водними витяжками варіабельність індексів токсичності була значною у більшій кількості створів: №1 (69,6%), №5 (43,7%), №6 (71,6%), №10 (49,6%), №12 (44%) та №13 (47,5%), порівняно зі схемою із цільними донними відкладами: №1 (45,53%), №6 (49%), №10 (42,2%) та №12 (33,5%). Очевидно, це зумовлено відмінністю у показовості різних схем експерименту. В обох схемах це були створи, що не зазнають суттєвого антропогенного навантаження, з характеристикою якості поверхневих вод "чиста" та "перехідна від чистої до задовільної", тому реакції тест-об'єктів мали помітні розбіжності.

У створах, що зазнають суттєвого антропогенного навантаження, а якість поверхневих вод характеризується як "задовільна", встановлена низька варіабельність індексів

токсичності донних відкладів ( $C_v < 25\%$ ) в обох схемах експерименту. Це свідчить про те, що всі тест-об'єкти однаково чутливо реагували на токсичні компоненти як цільних донних відкладів, так і їх водних витяжок.



▲ весняно-літній період ■ осінньо-зимовий період — середнє за періоди спостережень

Рис. 2. Варіабельність ознак ( $C_v$ , %) індексів токсичності донних відкладів річок у різних схемах експерименту.

У табл. 6 наведено результати встановлення кореляційних і детермінаційних зв'язків між індексами токсичності донних відкладів за різними тест-об'єктами та гідрохімічними показниками якості поверхневих вод дослідних річок у різні сезони року.

Аналіз табл. 6 показує, що кореляційні залежності між досліджуваними параметрами в основному характеризувались як помірні ( $0,3 < r < 0,5$ ) та середні ( $0,5 < r < 0,7$ ) [8, 13].

Вміст у воді розчиненого кисню мав середні кореляційні залежності з індексами токсичності донних відкладів за всіма без винятку тест-об'єктами в обох схемах експерименту. Вміст у воді хлоридів і заліза мали середні та помірні кореляційні залежності з індексами токсичності у схемі з водними витяжками. У експериментах із цільними донними відкладами найбільш значимі коефіцієнти кореляції між показниками якості води й індексами токсичності були виявлені лише за тест-об'єктом *P. reticulata*.

Детермінаційний аналіз дав змогу оцінити функціональну залежність між величинами гідрохімічних характеристик досліджених річок і величинами індексів токсичності донних відкладень. Отримані коефіцієнти, що не перевищували значень 0,45, свідчать про незначний вплив середньорічних гідрохімічних характеристик водної товщі на тест-реакції біоти при оцінках токсичності донних відкладів.

Так, проведений факторний аналіз дає підстави стверджувати лише про опосередкований вплив на формування токсичності донних відкладень таких гідрохімічних показників води як розчинений кисень (найвищі значення коефіцієнтів кореляції та детермінації, відповідно 0,62 і 0,39), залізо (-0,54 і 0,29), марганець (-0,67 і 0,45) та хлоридів (0,62 і 0,39).

Проведений аналіз токсичних властивостей донних відкладів річок Рівненщини дав змогу сформулювати певні узагальнення. Для водних витяжок донних відкладів були характерні більш високі рівні токсичності в осінньо-зимовий період, а для цільних донних відкладів – у весняно-літній. Це зумовлює необхідність їх роздільного аналізу при токсикологічних оцінках гідроекосистем. Хронічна токсичність донних відкладів є характерною для створів річок, які зазнають антропогенного навантаження, що підтверджує низька варіабельність індексів токсичності в обох схемах експерименту.



Таблиця 6

Залежність індексів токсичності донних відкладів річок (за реакціями тест-організмів)  
від гідрохімічних показників якості поверхневих вод

Показники, мг/дм <sup>3</sup>	Водна витяжка донних відкладів					Цільні донні відклади				
	<i>A.cera</i>	<i>L.sativa</i>	<i>L.minor</i>	<i>E.canadensis</i>	<i>Preticulata</i>	<i>A.cera</i>	<i>L.sativa</i>	<i>L.minor</i>	<i>E.canadensis</i>	<i>Preticulata</i>
Сульфати	0,179	0,272	0,288	0,294	0,080	0,106	0,143	0,233	0,104	0,384*
Хлориди	0,020	0,070	0,080	0,090	0,010	0,010	0,020	0,050	0,010	0,150
pH	0,270	0,30	0,280	0,270	0,210	0,030	0,040	0,030	0,010	0,390
Завислі речовини	0,288	0,327	0,317	0,302	0,292	0,193	0,240	0,149	0,241	0,846*
Розчинений кисень	0,080	0,110	0,100	0,090	0,090	0,040	0,060	0,020	0,060	0,720
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,209*	-0,223	-0,340*	-0,283	-0,115	-0,274	-0,312	-0,197	-0,278	-0,326
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,040	0,050	0,120	0,080	0,010	0,080	0,090	0,040	0,080	0,110
Амоній-іон	0,486*	0,574*	0,549*	0,566	0,501*	0,556*	0,593*	0,509*	0,534*	0,621*
БСК <sub>5</sub>	0,240	0,330	0,300	0,320	0,250	0,310	0,350	0,260	0,290	0,390
Фосфати	0,415	0,319	0,171	0,279	0,363	-0,097	-0,036	-0,028	-0,148	-0,144
Залізо	0,170	0,100	0,030	0,080	0,130	0,010	0,001	0,001	0,020	0,020
Марганець	0,080	0,029	-0,007	-0,067	0,002	-0,185	-0,282	-0,064	-0,331	0,157
Мідь	0,010	0,001	-	0,004	-	0,030	0,080	0,004	0,110	0,020
Цинк	0,333*	0,196	0,081	0,039	0,269	0,109	0,047	-0,012	0,003	-0,260
Фториди	0,110	0,040	0,010	0,002	0,070	0,012	0,002	-	-	0,070
	0,379	0,337*	0,309	0,153	0,354*	0,297	0,261	0,327*	0,156	0,555*
	0,140	0,110	0,100	0,020	0,130	0,090	0,070	0,110	0,020	0,310
	-0,015	-0,085	-0,166	0,106	0,036	-0,231	-0,169	-0,089	-0,230	0,026
	-	0,010	0,030	0,010	0,001	0,050	0,030	0,010	0,050	-
	-0,531*	-0,472*	-0,371*	-0,399*	-0,541*	0,057	0,023	-0,016	0,134	-0,519*
	0,280	0,220	0,140	0,160	0,290	0,003	-	-	0,020	0,270
	-0,331*	-0,348*	-0,349*	-0,397*	-0,284	0,038	-0,051	-0,055	0,038	-0,671*
	0,110	0,120	0,12	0,160	0,080	0,001	0,002	0,003	0,001	0,450
	-0,017	-0,061	-0,011	-0,097	0,032	-0,005	-0,074	-0,037	-0,094	-0,517*
	-	0,004	-	0,009	0,001	-	0,005	0,001	0,009	0,270
	0,305	0,180	0,091	0,257	0,285	-0,147	-0,112	-0,003	-0,278	-0,028
	0,090	0,030	0,008	0,070	0,080	0,020	0,010	-	0,080	0,001
	0,240*	0,075	-0,122	-0,142	0,117	0,100	0,074	-0,065	-0,181	-0,328
	0,060	0,006	0,010	0,020	0,010	0,010	0,005	0,004	0,030	0,110

**Примітка.** У чисельнику – коефіцієнт кореляції; у знаменнику – коефіцієнт детермінації; **0,531** – значення, що виділені жирним шрифтом, вказують на середню кореляційну залежність ( $0,5 < r < 0,7$ ); значення, що помічені знаком (\*), вказують на достовірність значимої кореляції за критерієм Стьюдента ( $P < 0,05$ ).

Рівні токсичності донних відкладів мають прямий кореляційний зв'язок із вмістом у воді розчиненого кисню та хлоридів і обернений зв'язок із вмістом заліза та марганцю.

Тест-реакції біоти в певному контрольному створі можуть суттєво відрізнитись залежно від схеми біотестування (цільні відклади чи їх водні витяжки), що потребує ретельного підбору тест-організмів різної таксономічної приналежності.

#### СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. *Александрова В. В.* Применение метода биотестирования в анализе токсичности природных и сточных вод (на примере Нижневартовского р-на Тюменской области): монография. Нижневартовск: Изд-во Нижневарт. гуманит. ун-та, 2009. 94 с.
2. Біотестування у природоохоронній практиці / Технічний комітет зі стандартизації ТК 82 "Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання ресурсів України". К., 1997. 240 с.

3. Брагинский Л. П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности // Гидробиол. журнал. 1985. Т. 21. № 6. С. 65–74.
4. Вайнерт Э., Вальтер Р., Ветцель Т. и др. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / под ред. Р. Шуберта; пер. с нем. Г. И. Лойдиной, В. А. Турчаниновой; под ред. Д. А. Криволицкого. М.: Мир, 1998. 350 с.
5. Водна Рамкова директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. К., 2006. 261 с.
6. ГОСТ 17.1.5.01-80. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. Введ. 1980-06-24. М.: Изд-во стандартов, 1980. 5 с.
7. Лапач С. Н., Чубенко А. В., Бабич П. Н. Статистические методы в медико-биологических исследованиях с использованием Excel. 2 изд., перераб. и доп. К.: Морион, 2001. 408 с.
8. Левич А. П., Булгаков Н. Г., Максимов В. Н. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. М.: НИИ – Природа, 2004. 271 с.
9. Левич А. П., Максимов В. Н., Булгаков Н. Г. Методика применения детерминационного анализа данных мониторинга для целей экологического контроля природной среды // Успехи соврем. биологии. 2001. Т. 121. № 2. С. 131–139.
10. Метелев В. В., Канаев А. И., Дзасохова Н. Г. Водная токсикология. М.: Колос, 1971, 247 с.
11. Мисейко Г. Н., Безматерных Д. Н., Тушкова Г. И. Биологический анализ качества пресных вод / под ред. Г.Н. Мисейко. Барнаул: Изд-во АГУ, 2001. 201 с.
12. Организация и осуществление наблюдений за загрязнением поверхностных вод: КНД211.1.1.106-2003 (Нормативные директивные правовые документы в системе Минприроды). Офиц. изд. К., 2003. 70 с.
13. Плавинский С. Л. Биостатистика. Планирование, обработка и представление результатов биомедицинских исследований при помощи системы SAS // СПб.: Изд. дом СПбМАПО, 2005. 560 с.
14. РД 52.24.669-2005 Унифицированные методы биотестирования для обнаружения токсического загрязнения поверхностных вод суши. Ростов-на-Дону, 2005. 13 с.
15. Романенко В. Д., Жукінський В. М., Оксіюк О. П. та ін. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / за ред. В. Д. Романенко. К.: Символ-Т, 1998. 28 с.
16. Унифицированные методы исследования качества вод. Часть III. Методы биологического анализа вод. М., 1983. 365 с.
17. Филенко О. Ф., Михеева И. В. Основы водной токсикологии. М.: Колос, 2007. 144 с.
18. Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
19. Щербань Э. П., Арсан О. М., Шаповал Т. Н. и др. Методика получения водных вытяжек из донных отложений для их биотестирования // Гидробиол. журнал. 1994. Т. 31. № 4. С. 100–111.

Стаття: надійшла до редакції 10.11.14

доопрацьована 21.01.16

прийнята до друку 27.01.16

**APPLICATION OF FACTOR ANALYSIS IN THE ASSESSMENT OF TOXICITY FORMATION IN SEDIMENTS OF RIVERS OF RIVNE OBLAST****O. Biedunkova**

*National University of Water Management and Nature Resources Use  
11, Soborna St., Rivne 33028, Ukraine  
e-mail: bedunkovaolga@mail.ru*

The author revealed that it is the substances of peat, saprobic and toxicological units lead to the worst category of surface water quality of the rivers in Rivne Oblast. Those substances are able to accumulate in sediments. The researcher analysed the samples of undisturbed sediments and their water extracts which were taken from the rivers with different anthropogenic load during the autumn-winter and spring-summer low waters by bioassay in chronic experiments. The author also considered the test reactions of indicator organisms of different systematic groups in order to assess the toxicity index of sediments between 7.6 and 72.6% at the same time, the research rated toxicity from I ("excellent" condition) to V ("extremely bad"). The research also evaluated variability of toxicity indicators that indicated chronic toxicity of sediments in the rivers with high anthropogenic load. Nevertheless, the water extracts had higher toxicity levels in autumn-winter period, while the undisturbed sediments showed greater toxicity indicators in spring-summer period. This results in the necessity of their separate analysis during the toxicology assessment of hydro-ecosystem. The author discovered the direct correlation connection of sediments' toxicity with such hydro-chemical parameters as dissolved oxygen (correlation and determination coefficients are 0.62 and 0.39 accordingly) and chlorides (0.62 and 0.39). The research also determined the inverse relationship with the content of iron (-0.54 and 0.29) and manganese (-0.67 and 0.45).

*Keywords:* hydro-ecosystem, toxicity, test objects, factor analysis.

**ФАКТОРНЫЙ АНАЛИЗ ФОРМИРОВАНИЯ ТОКСИЧНОСТИ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЕК РОВЕНСКОЙ ОБЛАСТИ****О. Бедункова**

*Национальный университет водного хозяйства и природопользования  
ул. Соборная, 11, Ровно 33028, Украина  
e-mail: bedunkovaolga@mail.ru*

Выяснено, что к ухудшению качества поверхностных вод рек Ровенской обл. приводят повышенные концентрации биогенных веществ и тяжелых металлов. Предвидена угроза появления токсических эффектов в случае аккумуляции данных элементов в донных отложениях. Образцы цельных донных отложений и их водных вытяжек, которые отбирались из створов рек с разной антропогенной нагрузкой в период осенне-зимней и весенне-летней межени были проанализированы методами биотестирования в хронических экспериментах. Тест-объекты различных систематических групп определяли индекс токсичности донных отложений в пределах от 7,6 до 72,6%, а балл токсичности от I (состояние «отличное») до V (состояние «очень плохое»). Вариабельность показателей свидетельствовала о хронической токсичности донных отложений в створах рек со значительной антропогенной нагрузкой. Для водных вытяжек донных отложений были характерны более высокие уровни токсичности в осенне-зимний период, а для цельных донных отложений – в весенне-летний. Установлена прямая корреляционная связь токсичности донных отложений с содержанием в воде растворенного кислорода (коэффициент корреляции и детерминации, соответственно 0,62 и 0,39) и хлоридов (0,62 и 0,39) и обратная связь с содержанием железа (-0,54 и 0,29) и марганца (-0,67 и 0,45).

*Ключевые слова:* гидроэкосистема, токсичность, тест-объекты, факторный анализ.