

Міністерство освіти і науки України
Національний університет водного господарства та
природокористування

В. П. Гандзюра, М. О. Клименко, О. О. Бедункова

БІОСИСТЕМИ В ТОКСИЧНОМУ СЕРЕДОВИЩІ

Монографія



Рівне-2021

УДК 574:64:504.7

Г19

Рецензенти:

Афанасьєв С. О., доктор біологічних наук, професор, член-кор. НАН України, директор Інституту гідробіології НАН України, м. Київ;

Євтушенко М. Ю., доктор біологічних наук, професор, член-кор. НАН України, професор кафедри гідробіології та іхтіології Національного університету біоресурсів і природодокористування України, м. Київ;

Лисиця А. В., доктор біологічних наук, професор, с.н.с., професор кафедри екології, географії та туризму Рівненського державного гуманітарного університету, м. Рівне.

Рекомендовано Вченою радою національного університету водного господарства та природокористування.

Протокол № 4 від 19 квітня 2019 р.

Гандзюра В. П., Клименко М. О., Бєдункова О. О.

Г19 Біосистеми в токсичному середовищі : монографія. – Рівне : НУВГП, 2021. – 261 с.

ISBN 978-966-327-484-3

У монографії представлено результати досліджень взаємозв'язку між рівнем забруднення водного середовища та реакціями біосистем різного рівня організації (організмів, популяцій, біоценозів). Розроблено підходи до якісної та кількісної оцінки прояву токсичності водного середовища за реакціями живих організмів.

Робота адресована студентам і викладачам вищих навчальних закладів II–IV рівнів акредитації, аспірантам і науковим співробітникам, фахівцям водного і рибного господарства, охорони природи.

УДК 574.64:504.7

ISBN 978-966-327-484-3

© В. П. Гандзюра, М. О. Клименко,
О. О. Бєдункова, 2021

© НУВГП, 2021

ЗМІСТ

	<i>стор.</i>
ВСТУП	6
РОЗДІЛ 1	
Фактори формування токсичності водного середовища та відгук біосистем на дію забруднювачів	7
1.1. Сучасні уявлення про токсичність водного середовища.....	7
1.2. Продукційно-енергетичні параметри біосистем як відображення якості середовища існування.....	9
1.3. Фізіологічні, морфологічні та цитогенетичні параметри організмів як відгук на якість середовища.....	12
1.3.1. Мінливість росту риб як відображення гідрохімічних змін водойм.....	14
1.3.2. Морфологічний гомеостаз риб як інтегральний показник стану гідроекосистем.....	19
1.3.3. Цитогенетичний гомеостаз іхтіопопуляцій як показник токсичного забруднення гідроекосистем.....	23
1.3.4. Моніторингові дослідження стану гідроекосистем за характеристиками гомеостазу батрахофауни.....	27
1.4. Оцінки рівнів токсичності середовища методами біотестування та біоіндикації.....	30
1.5. Пристосування організмів до токсичного впливу.....	34
1.6. Взаємозв'язок біопродукційного і токсикологічного напрямку при дослідженні гідроекосистем.....	36
1.6.1. Основні підходи: особливості та спільні аспекти.....	36
1.6.2. Проблема поєднання продукційних і токсикологічних підходів.....	48
1.6.3. Головні проблеми при дослідженні біопродуктивності гідроекосистем різного рівня токсичного забруднення..	50
РОЗДІЛ 2	
Прояв токсичної дії середовища на рівні організму	53
2.1. Реакції автрофних організмів у токсичному середовищі.....	53
2.1.1. Продуктивність макрофітів у токсичному середовищі...	53
2.1.2. Морфологічні та цитологічні зміни макрофітів при оцінках хронічної токсичності водного середовища.....	58
2.1.3. Біохімічні реакції макрофітів на токсичність середовища.....	73
2.1.4. Фізіологічні реакції макрофітів на токсичність середовища.....	76
2.2. Реакції гетеротрофних організмів у токсичному середовищі...	82

2.2.1. Біопродукційні показники риб за різного рівня токсичних елементів у воді.....	82
2.2.2. Фізіологічні показники організмів у токсичному середовищі.....	101
2.2.3. Вживаність організмів у токсичному середовищі.....	110

РОЗДІЛ 3

Прояв токсичної дії середовища на рівні популяцій..... 116

3.1. Реакції лабораторних популяцій на токсичну дію середовища.....	116
3.1.1. Ріст культури інфузорії тувельки <i>Paramecium caudatum</i> за підвищеного рівня йонів хрому і свинцю у воді.....	116
3.1.2. Продукція дафнії <i>Daphnia magna</i> у токсичному середовищі.....	118
3.1.3. Продукція церіодафнії <i>Ceriodaphnia affinis</i> за токсичного впливу важких металів.....	120
3.1.4. Загальні закономірності змін значень продукційних показників лабораторних популяцій гетеротрофних організмів у токсичному середовищі.....	123
3.1.5. Ростові реакції личинок амфібій на присутність токсикантів у воді	124
3.2. Реакції природних популяцій на токсичну дію середовища.....	126
3.2.1. Стабільність розвитку риб за флюктууючою асиметрією парних морфологічних ознак.....	126
3.2.2. Частота ядерних поруень еритроцитів периферійної крові риб.....	143
3.2.3. Показники гомеостазу представників батрахофауни.....	149
3.2.4. Вплив гідрохімічних параметрів на показники гомеостазу природних популяцій.....	156

РОЗДІЛ 4

Біоаккумуляція токсикантів у водних організмах різних систематичних груп..... 161

4.1. Накопичення важких металів у організмі лабораторних гідробіонтів.....	161
4.2. Накопичення важких металів у організмах гідробіонтів природних водойм.....	162
4.2.1. Фіто-, зоопланктон і зообентос.....	162
4.2.2. Риби.....	164
4.2.3. Макрофіти.....	172

РОЗДІЛ 5

Якісна та кількісна оцінка прояву токсичності середовища за відгуком біосистем.....	176
5.1. Біопродукційний підхід.....	176
5.2. Цитогенетичний та морфометричний підхід.....	179
5.2.1. Функціональна залежність між показниками морфологічного та цитогенетичного гомеостазу риб.....	179
5.2.2. Розробка інтегральної шкали діагностики «здоров'я» гідроекосистем за показниками гомеостазу риб.....	182
5.3. Фізіологічний підхід.....	191
5.3.1. Оцінка токсичності водного середовища за коефіцієнтом цитологічних змін.....	191
5.3.2. Оцінка токсичності водного середовища за коефіцієнтом дихання риб.....	193
5.4. Балансовий підхід.....	194
5.4.1. Взаємозв'язок фосфорного й енергетичного балансу риб у токсичному середовищі.....	194
5.4.2. Рівень екскреції фосфору за різних концентрацій хрому у воді.....	196
5.5. Оцінка токсичного навантаження за змінами ентропії системи.....	203
5.6. Класифікація екосистем різного ступеня токсичного навантаження.....	211
ЗАКЛЮЧНЕ ОБГОВОРЕННЯ.....	217
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....	222

ВСТУП

Подальший розвиток теорії функціонування екосистем за умов різного ступеня антропогенного навантаження значною мірою залежить від успішного розв'язання проблеми взаємозв'язку між рівнем забруднення середовища, реакціями біосистем та їх продуктивністю, а також від вирішення питання кількісної оцінки стану якості середовища для біосистем різного рівня організації (організмів, популяцій, біоценозів). Вирішення цілої низки проблем – діагностики стану довкілля, визначення ємності різноманітних екосистем як до окремих токсичних компонентів, так і їхнього комплексу в цілому, з'ясування ступеня змін стану середовища тощо гальмується відсутністю адекватних науково обґрунтованих підходів до кількісної оцінки стану якості середовища.

Автори монографії впевнені, що собливо цінну інформацію в цьому відношенні можна одержати при вивченні гідроекосистем, які є найбільш уразливими до забруднень, оскільки накопичують їх із усієї водозбірної площі. Саме тому дослідження продуктивності біосистем за умов токсичного забруднення середовища проводилось на прикладі водних організмів та їх популяцій.

У монографії узагальнюються результати наукових досліджень авторів щодо відгуку біосистем різного рівня організації на присутність токсичних агентів та їх комбінацій у водному середовищі. Особлива увага приділена важким металам, оскільки вони, характеризуючись високою токсичністю, акумулюються в гідроекосистемах та викликають постійну інтоксикацію її компонентів.

Оскільки нині найперспективнішим вважається дослідження біосистем, що найповніше віддзеркалює ступінь відповідності середовища особливостям живої матерії, авторами монографії визнано пріоритетними два напрями. Перший вивчає продукційно-енергетичні та балансові параметри живих систем, а другий займається аналізом фізіологічних, морфологічних та цитогенетичних змін організмів. Обидва напрями можуть однаково успішно застосовуватися як до окремих живих організмів, незалежно від їхнього систематичного положення, так і до їхніх популяцій і угруповань.

Частина роботи виконана в Київському національному університеті імені Тараса Шевченка, впродовж 1990-2019 рр. частина в Національному університеті водного господарства та природокористування, впродовж 2003-2019 рр.

Автори висловлюють глибоку вдячність своїм колегам, які надавали підтримку на всіх етапах виконання досліджень, а також рецензентам за приділену увагу та цінні поради під час оформлення монографії.

РОЗДІЛ I

ФАКТОРИ ФОРМУВАННЯ ТОКСИЧНОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ТА ВІДГУК БІОСИСТЕМ НА ДІЮ ЗАБРУДНЮВАЧІВ

1.1. Сучасні уявлення про токсичність водного середовища

Надходження у водні об'єкти синтезованих побутових речовин, важких металів та нафтопродуктів представляє нині головну загрозу гідроекосистемам в силу їх біоаккумуляції і біомагніфікації на більш високих трофічних рівнях, що спричинює появу широкого спектру патологічних станів у всіх живих організмах [1-6]. Збереження біологічного різноманіття - одне з ключових завдань сьогодення, але стійке функціонування популяцій і біоценозів немислиме без здорових життєздатних особин, які визначають якість інших рівнів біологічної організації [7]. Очевидно, що антропогенний вплив на гідроекосистеми слід вивчати крізь призму біологічних відповідей гідробіонтів, у зв'язку з чим проблемі відхилень від норми» живих організмів в природних екосистемах приділяється пильна увага в усьому світі.

Всі речовини, які надходять у водне середовище, негайно залучаються у ланцюги різних перетворень під впливом багаточисельних факторів [8; 9]. При цьому відбуваються процеси фізичні (механічне перемішування, осадження, адсорбція та десорбція, фотоліз), хімічні (дисоціація, гідроліз, комплексоуворення, окисно-відновні реакції), біологічні (поглинання живими організмами, розклад та перетворення за участю ферментів та метаболітів), геологічні (захоронення у донних відкладах та породоутворення) [10]. Як наслідок, присутні у гідроекосистемах елементи можуть посилювати свій негативний вплив.

Так, токсичність цинку зростає зі зменшенням розчиненого у воді кисню, а токсичний вплив міді сильніше проявляється у м'якій воді ніж у жорсткій, де утворюється карбонат або гідрокарбонат міді [11]. На токсичність сірководню та сульфідів впливає реакція середовища (рН), причому з її зростанням, їх токсичність знижується [12]. Залізо, при переході від закисних до окисних форм зв'язує кисень, що може викликати масові замори гідробіонтів, крім того, солі трьох валентного заліза діють подібно до кислоти та понижують значення рН водного середовища [13]. Незначні кількості амонію, з'єднуючись з хлором, утворюють хлорамін, токсичність якого значно вище токсичності вихідних продуктів [14]. Відомо, що комбінація Zn, Cu та Cr для риб у багато разів токсичніша, ніж кожен елемент окремо [15].

Під час проведення іхтіотоксикологічних експериментів було показано, що гольяни (*Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758)) можуть переносити концентрації 8,0 мг/дм³ цинку та 0,2 мг/дм³ міді відокремлено до 8 годин. Якщо ці елементи опинялись в одному

розчині, риби починали гинути за концентрацій 1 мг/дм³ цинку та 0,025 мг/дм³ міді, тобто токсичність збільшувалась майже у 8 разів [16].

Токсична дія кожної з трьох пар важких металів: Ni-Zn, Cu-Zn, Cu-Cd (всі у формі сульфатів) проявляється у значно більшому степені порівняно з токсичною дією солей окремих металів (більш ніж у 5 разів) [17].

Наведені вище приклади взаємодії речовин у водному середовищі пояснюються явищами синергізму та адитивності, котрі, власне, і обумовлюють виникнення токсичного ефекту, його вираженість та наслідки.

Дехто [18] вважає, що синергізм це таке явище, коли ефект суміші перевищує суму ефектів окремих компонентів. Дехто, під терміном «синергізм» вбачає здатність одного із компонентів суміші, неактивного, або того, що володіє незначною активністю, збільшувати біологічну активність другого компонента [19]. Інші розуміють синергізм як явище, при якому суміш більш активна ніж будь-який її компонент [20].

Найбільш вдалим, на нашу думку, є представлення механізмів синергізму та адитивності хімічних речовин В.І. Лук'яненком [16]: Якщо позначити концентрації двох речовин, що спричиняють певний квантовий ефект (скажімо, смерть) як X та Y , а деяку долю від цих концентрацій – як A і B (відповідно), кожна з котрих дорівнює 1, то явище синергізму можна представити у вигляді рівняння $A(X)+B(Y)<1...$ Необхідно відрізнити явище синергізму від адитивного ефекту, або простої сумачії дії двох компонентів будь-якої токсичної суміші, яка виражається рівнянням $A(X)+B(Y)=1$. Звідси синергізм можна визначити як понад адитивний ефект».

Взагалі, токсикологами детально вивчений і описаний синдром багатокомпонентної хімічної чутливості (*Multiple Chemical Sensitivity* (MCS)), який виникає внаслідок комбінованої дії декількох хімічних з'єднань у концентраціях значно менших порогів їх шкідливості та проявляється у поліморфній клінічній картині (порушення адаптації, втрата імунітету і т.п.) [17; 21-24].

Вважаємо за доцільне зупинитись і на детально вивченому механізмі, коли у змішаних токсичних розчинах токсичність іонів одних речовин нейтралізується іонами інших речовин. Мова йде про антагонізм, при якому специфічна токсичність однієї речовини зводиться до мінімуму антагоністичною дією іншої.

Ґрунтовні дослідження токсичності простих та змішаних розчинів Na, K, Ca і Mg, проведені у дистильованій воді на гольянах (*Phoxinus phoxinus*), свідчать про те, що іони Ca помітно знижують токсичність розчинів Na, Mg і K, будучи активними антагоністами [25]. У присутності розчинних з'єднань Ca значно зменшується і токсичність солей Zn та Pb [26].

Відомо також, що солі деяких важких металів, що чинять виражений токсичний ефект на рибу у м'якій та дистильованій воді, значно менш токсичні у жорсткій та морській воді [27].

Доведено, що комплекси ціанідів з Zn та Cd менш токсичні ніж вихідні компоненти [28]. Цікаво, що суміш соляної та сірчаної кислот виявилась менш токсичною ніж дія окремої кислоти [17].

Таким чином, якщо дві речовини діють у протилежному напрямку та внаслідок цього біологічна активність суміші менше біологічної активності найбільш активного її компонента, то говорять про антагонізм: $A(X)+B(Y)>1$ [16].

Отже, в умовах сучасної багатокомпонентності забруднення навколишнього середовища, коли основним шкідливим фактором стає не зверху нормативна концентрація традиційних поллютантів, а складний «букет» синтезованих побутових продуктів, ця проблема повстає особливо гостро. Основні складнощі полягають в тому, щоб визначити які саме показники повинні бути використані для оцінки якості води, особливо коли йдеться не про оцінку її придатності для конкретного виду водокористування, а про оцінку стану водойми як середовища існування [19; 28-30].

1.2. Продукційно-енергетичні параметри біосистем як відображення якості середовища існування

Основними біосистемами є клітина, організм, популяція, вид, угруповання, біоценоз, біота біосфери. Формування та узагальнення знань про біосистеми можна організувати в таких аспектах, як структурна організація, функціональна організація та основні властивості.

Структурна організація біосистеми – це наявний упорядкований стан існування складових частин системи. Аналіз структурної організації здійснюється за допомогою методу класифікації – багатоступінчастого, послідовного поділу досліджуваної системи з метою отримання нових знань щодо її побудови, складу, зв'язків. Опис структури біосистеми – це виділення елементів (підсистем, компонентів) біосистеми, які будуть досліджуватися, тобто проведення морфологічного аналізу. Оскільки біосистеми є відкритими, через них проходять потоки речовини, енергії та інформації і вони зазнають постійного впливу зовнішнього середовища, у структурі біосистем доцільно виділяти біотичний та абіотичний компоненти.

Функціональна організація біосистеми – це злагоджене функціонування взаємопов'язаних складових частин системи. Вивчення функціональної організації здійснюється шляхом визначення функцій, які кожен із виділених елементів (підсистем, компонентів) виконує в досліджуваному цілісному процесі, тобто проведення функціонального аналізу.

Основні властивості біосистем виражають сутність системи у відношеннях з іншими системами, тому для визначення властивостей слід установити закономірні взаємозв'язки, які формуються між виділеними елементами (підсистемами, компонентами) в умовах їх функціонування як цілісності, тобто провести структурний аналіз.

В основі енергетичного принципу, розвинутого Г.Г. Вінбергом, лежить уявлення про багаторазове циклічне споживання речовини в екосистемі, поведінка якої описується рівняннями, що визначають в енергетичних одиницях відтворення органічної речовини та її подальшу деструкцію в трофічних ланках різних рівнів [31]. Перевага дослідження водних екосистем на основі енергетичного балансу полягає в тому, що в результаті отримують кількісне вираження не тільки статичних величин біомас, але і динамічних характеристик таких головних функцій живого, як швидкостей росту, або продукції і витрат на енергетичний обмін [32].

Перша вимога – стан біологічних систем можна оцінювати тільки на основі показників, що відносяться до процесів з гомеостатическими механізмами регуляції.

Друга вимога (при дотриманні першого) – необхідність вибору змінних, що характеризують неспецифічний відгук по відношенню до зовнішніх чинників.

Третя вимога (при дотриманні перших двох) – перевагу слід віддавати інтегральними показниками і в першу чергу тим з них, які швидко і надійно можуть бути виміряні інструментально.

Однак продукційно-енергетичні дослідження підхопило потужним, що переважає в науці потоком редукціонізму, сведшего вивчення екосистем до детальним дослідженням організменного і популяційного рівня. Продукційноенергетическі дослідження були і залишаються спрямованими, головним чином, на з'ясування ролі окремих популяцій в трофічній структурі екосистеми. Сам термін «первинна продукція» говорить про те, що створюється в процесі фотосинтезу жива речовина, по суті, життя, розцінюється лише як певний корисний продукт, який можна вжити в їжу. Генеральним методологічним підходом в таких дослідженнях є визначення P / B – коефіцієнтів (P – продукція, B – біомаса).

Ці коефіцієнти розраховуються на основі усереднених величин продукції і біомаси деякої вибірки з популяції за певні, досить тривалі, порівняно з реальною мінливістю інтенсивності росту, періоди часу [33-38]. такий усереднений підхід цілком припустимо, коли ту чи іншу популяцію розглядають як трофічний елемент екосистеми і, як наслідок, як елемент накопичення, міграції та трансформації забруднюючих речовин. Він дозволяє зробити певні оціночні розрахунки трофічного статусу екосистем і участі біоти в процесах трансформації забруднень. Швидкість зростання окремого організму

або цілої популяції можна розцінювати як інтегральний критерій благополуччя даної біотичної структури і, отже, як критерій відповідності умов навколишнього середовища її потребам. Однак очевидно, що використання для розрахунку продукції усереднених P/V - коефіцієнтів, розрахованих для інших умов (а іншими умови стають раніше, ніж проба потрапляє в руки дослідника), істотно обмежує можливість застосування продукційно-енергетичних характеристик в біомоніторингу. Для користування продукційними характеристиками в оцінці якості навколишнього середовища повинне вирішуватися зворотне завдання: як змінюються відносно середніх показників параметри росту гідробіонтів в умовах антропогенного впливу.

Маргалєф підкреслював, що екосистеми мають властивості напрямків розвитку фізичних систем і вважав, що прогнози на майбутнє можуть ґрунтуватися тільки на термодинамічних міркуваннях [39].

На сьогодні в науковому світі остаточно визнано, що найбільш перспективним, якщо не єдиним, підходом для побудови основ функціонування екосистем є термодинамічний підхід, а саме принципи нерівноважної нелінійної термодинаміки. Ці принципи, стосовно вивчення екосистем, як цілісних структур, можуть бути реалізовані, в свою чергу, на основі аналізу продукційної-деструкційних енергетичних характеристик екосистем, без яких, очевидно, «Принципово неможливо визначати якісно різні стани екосистеми. Тому не випадково, що ні один з перерахованих вище методів оцінки якості вод по гідробіологічними показниками не дозволяє контролювати перехід екологічної системи під впливом антропогенних факторів з одного якісного стану в інший...» [40]. Важливість продукційно-енергетичних досліджень екосистем, як основи для вдосконалення системи, принципів і методів моніторингу водних об'єктів підкреслюють і сучасні вчені.

До теперішнього часу запропоновано чимало функціональних характеристик стану водних екосистем, заснованих на продукційно-енергетичних параметрах. Вперше показники інтенсивності фотосинтезу і дихання планктону були пов'язані з санітарними аспектами стану водних об'єктів в 1940 році

Г.Г. Винбергом, пізніше ці методи вже застосовувалися при дослідженні санітарно-гігієнічного стану водойм.

Зміна стану довкілля та забруднення біосфери зростає з кожним роком, спостерігається різке погіршення умов існування більшості видів рослин і тварин, випадають ланки трофічних ланцюгів, порушуються зв'язки в екосистемах, падає продуктивність біоценозів. Одним з чинників процесу погіршення є токсичні забрудники, здебільшого антропогенного походження. Серед них провідне місце належить важким металам.

Адекватна оцінка стану довкілля є важливим питанням, пов'язаним із його забрудненням. Традиційний спосіб оцінки забруднення – порівняння концентрації токсиканту в середовищі з величинами гранично допустимих концентрацій (ГПК) токсиканту в сучасних умовах не завжди дає відповідну картину взаємин організмів з довкіллям. За таких обставин оцінка якості середовища саме за станом біосистем може виявитись більш вдалою [41]. Однією з властивостей, що характеризує стан будь-яких біосистем, є здатність до створення біопродукції – продуктивність. Продуктивність є властивістю живої матерії, що представлена на всіх рівнях її організації, крім того, вона характерна як для автотрофних, так і для гетеротрофних організмів. Істотно, що продуктивність є також інтегральною характеристикою живих об'єктів, кінцевою функцією їх життєдіяльності, яка враховує весь комплекс і адаптивних, і компенсаторних відносин з усіма факторами середовища [42; 43].

У цілому показано, що загальною реакцією екосистеми на токсичний прес є зниження її продуктивності і зсув продукційно-деструкційних процесів у бік збільшення ентропії [44]. Але отримані результати ще не вдалося пов'язати з найбільш важливими продукційно-енергетичними показниками, такими як чиста та валова питома продукція, ефективність (чиста та валова) конвертування корму, ефективність використання фотосинтетично активної радіації, що не дозволяє вийти на кількісний рівень оцінки екотоксикологічної ситуації за продукційними параметрами біосистем різного рівня.

1.3. Фізіологічні, морфологічні та цитогенетичні параметри організмів як відгук на якість середовища

На думку багатьох вчених, відобразити вразливість гідроекосистем від дії забруднень та їх комбінованих ефектів, передусім, дозволяє з'ясування токсикорезистентності водної флори і фауни [17; 25; 31; 45-47].

Не існує єдиного універсального критерію по відношенню до оцінок всіх антропогенних впливів. Наприклад, при оцінках евтрофування водойм найбільш чітку картину формують зміни фітопланктонних угруповань [48-50], закислення вод – зоопланктонного населення [51; 52], токсичного забруднення – зміни структури макробентоса [53-59], або ж порушення в організмі риб [60-68].

Численні публікації свідчать про успішне використання риб як індикаторів порушень «здоров'я» гідроекосистеми [69-73]. Як зазначає В.І. Лукьяненко [283], це обумовлене наступними причинами: 1) риби мають тривалий життєвий цикл і через це здатні накопичувати шкідливі речовини протягом значного періоду часу; 2) різні види риб мають неоднакову чутливість до різних антропогенних токсикантів і тому можуть використовуватись як біоіндикатори різного ступеню

антропогенного забруднення водойм; 3) риби мають неоднакову чутливість на різних етапах онтогенезу, що розширює можливості їх використання для біоіндикації стану гідроекосистем. До того ж, риби займають верхній рівень у трофічній системі водойм.

Розрізняють риби високочутливі - лососеві (форель, пелядь), голец, судак, плітка, піскар, верховодка; середньочутливі (вік 1+), гольян, лящ, окунь, краснопірка; слабо чутливі – голавль (вік 2+), короп, карась [74].

В умовах інтенсивного забруднення стійкість організму риб визначається здатністю ефективно метаболізувати та виводити токсичні речовини, які надходять до організму [16; 75]. Патологічні зміни в їх тілі дозволяють визначити ступінь токсичності водного середовища, оцінити кумулятивні ефекти [76], а також сформувати уявлення про потенційну небезпеку групи речовин, що надходять до водойм і для людини [77; 78]. Перерозподіл токсичних речовин між тканинами риб може бути використано для оцінки термінів які мали місце після забруднення водойми [67; 79; 80].

Причинами летальних наслідків, таких як масова загибель риби, можуть бути незворотні ураження якоїсь конкретної функціональної системи організму, яка виявляється більш піддатливою до порушення при хронічному токсичному впливі (у відповідних умовах за певний проміжок часу) [81-83].

Нині в Україні відмічається зацікавленість дослідників у вивченні різноманітних підходів до використання риб як індикаторів стану гідроекосистем [62; 84-96]. Разом з тим, дехто з авторів відмічає тут певні складності.

Так, у роботі [91] висвітлені основні недоліки використання іхтіологічних індикаторів на популяційному рівні, які зводяться до проблеми вибору еталона» для порівняння результатів оцінки та проблеми визначення оптимального рівня антропогенного перетворення гідроекосистем. Аналізуючи існуючі підходи та методи, автор пропонує 5 показників популяційного та ценотичного рівнів іхтіофауни, що дозволять судити про різні зміни у водоймі: 1) розмірне різноманіття особин популяції; 2) розмірно-масова структура популяції; 3) співвідношення статей; 4) індивідуальна морфологічна мінливість особин та число фенотипів; 5) видова й таксономічна різноманітність.

Відомо, що зв'язок показників різноманіття та сталості (стабільності) екосистем має не завжди відповідний, а інколи й суперечливий характер [8; 97-100]. Сталість біосистем збільшується зі збільшенням різноманіття [101-103], але разом з тим відмічається, що не завжди різноманітність формується за рахунок стабільності екосистеми [104; 105].

Рядом крупних Міжнародних проектів (MOLAR, LIMPACs, AMAP, ICP-Water та ін.) у рамках екосистемного інтегрованого підходу, при оцінках екологічних наслідків забруднення вод перевага надається дослідженню риб на рівні організму [106; 107].

З огляду на цей факт, вчені продовжують вдосконалювати підходи системних досліджень іхтіопопуляцій на рівні окремих особин та пропонують інформативні засоби контролю водних ресурсів.

Так, у результаті багаторічних експериментальних досліджень [108] було запропоновано дворівневий методичний підхід, який поєднує можливість отримання масового іхтіологічного матеріалу та встановлення точного діагнозу. Автором відокремлений перший макрорівень обстеження індивідумів - за яким захворювання виявляються на основі масового візуального обстеження організмів, а попередній діагноз встановлюється за клінічними та патологоанатомічними симптомами отруєнь. Другий макрорівень діагностики включає в себе гематологічні, гістологічні, біохімічні, інструментальні фізіологічні та інші методи.

Тобто, зміни фізіологічних показників риб реєструються численними значеннями, які пропонується використовувати для діагностики стану гідроекосистем. Однак, більшість з цих методів, особливо біохімічні та фізіологічні, є вузько спеціалізованими та достатньо складними, тому не можуть широко використовуватись при дослідженнях природних водойм.

Тут йдеться про необхідність у спеціальних навичках дослідника, значних матеріальних затратах та тривалості виконання досліджень.

До того ж, на нашу думку, відсутність чіткої програми іхтіологічного моніторингу для окремих фізико-географічних регіонів є перешкодою для об'єктивної оцінки стану гідроекосистем.

Спираючись на вище наведений аналіз проблеми, а також засади біоіндикації, зупинимось на найбільш показових та відносно простих методах оцінок стану гідроекосистем з використанням риб в якості біоіндикаторів.

1.3.1. Мінливість росту риб як відображення гідрохімічних змін водойм

Індикація екологічних умов, як правило, починається з оцінки стану видового різноманіття та стратегій життєвих циклів верхівки трофічних ланцюгів, закономірностей індивідуальної, групової мінливості та диверсифікації на різних стадіях онтогенезу [109; 110].

При цьому, одними з найбільш мінливих характеристик організму виявляються лінійні та вагові показники [111; 112]. Так, розмірне різноманіття риб обумовлене впливом на процес росту як генетичних факторів, так і факторів середовища [113; 114]. У класичному розумінні, ріст риб розглядається як частина фізіолого-біохімічних

процесів, що протікають згідно з законом збереження енергії [115]. Основна суть балансової теорії росту полягає в тому, що для організму риби має зберігатися рівність між енергією, що поглинається з їжею та її витратами на фізіологічні функції, ріст, виділення продуктів обміну тощо [74; 116].

Тому, розмірно-вагові, або морфометричні ознаки справедливо вважаються сумарним відображенням специфіки образу життя риб, індикатором стану популяції, що формується внаслідок дії цілого комплексу екологічно вагомих факторів середовища [115; 117].

Нині, з проблеми морфометрії риб накопичений значний об'єм літературних даних, який доводить, що питання, пов'язані з мінливістю ознак є зручними методичними підходами при різнопланових дослідженнях. Систематизація відомих досліджень при вивченні мінливості морфометричних ознак риб дозволяє виділити такі основні напрямки: 1) вивчення географічної (в основному широтної) мінливості видів з широким ареалом; 2) вивчення мінливості, що пов'язана з локальними варіаціями умов; 3) вивчення мінливості, що пов'язана зі змінами умов в часі; 4) вивчення мінливості штучних угруповань та популяцій; 5) аналіз мінливості морфометричних показників при моделюванні умов середовища мешкання.

З позицій оцінки «здоров'я» гідроекосистем, без сумніву, найбільший інтерес становить другий пункт, який повинен спиратись на вивчення закономірностей формування розмірного різноманіття природних угруповань риб в межах окремих видів залежно від екологічних умов [118].

Однак, у природних умовах на риб діє безліч факторів, які впливають на їх обмін речовин та ріст, тобто спостерігається комплексний вплив явищ неживої природи, опосередкований через біотичні фактори [109]. Автором доведено, що температура обумовлює швидкість обмінних реакцій (контролюючий фактор) та ускладнює процеси внутрішньої регуляції (маскуючий фактор), зміни освітлення впливають на функціонування ендокринної системи (направляючий фактор), у той час, коли такі фактори як вміст кисню, маса тіла та раціон, можуть стримувати ріст (лімітуючий фактор).

У більшості робіт із вивчення впливу гідрохімічних факторів на темпи росту риб, наявні дані, які доводять визначальне значення забруднень, пов'язаних із діяльністю людини. Звичайно, як у природних умовах, так і в експерименті, спостерігається зниження темпів росту при відхиленнях від нормального хімічного складу води [119; 120]. Причинами зниження темпів росту за погіршення якості води, як правило, виявляються: зменшення кількості доступної їжі, погіршення апетиту риб, пониження харчової активності та здатності знайти і захопити жертву, пониження ефективності утилізації їжі та здатності нормального її перетравлювання і засвоєння [16; 121].

Дослідження на двох гідрологічно ідентичних ділянках р. Пілиця [122], що відчують різний ступінь впливу побутових забруднень, виявили суттєве відставання в рості плітки з забрудненої ділянки. Раннє дозрівання та пригнічення темпу росту сигових (*Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758)) спостерігались у водоймах Кольського півострова, які відчували аеротехногенне забруднення комбінату з виробництва нікелю [123]. Уповільнення темпів росту молоді (масою 5-13 г) райдужної форелі (*Parasalmo mykiss* (Walbaum, 1792)) спостерігалось при її утриманні у м'якій підкисленій (рН 5,2) воді із сублетальною дозою алюмінію (38 мг/дм³) [124].

Окремі роботи доводять, що не завжди зниження темпів росту того або іншого виду риб є наслідком погіршення значень гідрохімічних параметрів води. Прикладом цього може бути несподівана реакція риб на закислення оліготрофних озер південної Фінляндії, серед яких виділяли групу сильно закислених (6 озер з рН < 5), помірно закислених (5 озер з рН < 6) та нейтральних (5 озер з рН > 6). Виявилось, що серед 16 досліджуваних водойм, темп росту річкового окуня (*Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758)) в озерах перших двох груп був вищим [125]. Аналогічна ситуація спостерігалась і на одних й тих самих водоймах, вода котрих ставала більш кислішою. Через чотири роки після підкислення озер (рН знизилось до 4,7-4,8) було помічено прискорення росту окуня [126]. Автор допускає, що темп росту прискорився через зниження чисельності риб (внаслідок закислення) та послаблення внутрішньо- та міжвидової конкуренцій. Іншими дослідженнями встановлено, що оптимальні умови для росту риб відповідають значенням рН води вище 4,5 та концентрацій Al і Fe < 1,0 мг/дм³ [127].

Цікаві дані отримані при вивченні впливу токсичного забруднення гідроекосистеми Каспійського моря на біохімічні та морфофізіологічні порушення кутума (*Rutilus frisii kutum* (Kamensky, 1901)) і бичка-кругляка (*Gobius cephalarges* (Pallas, 1814)). Так, при відносно низьких концентраціях нафти (0,05-1,0 мг/дм³) зміни процесів росту носили адаптивний характер: ріст на певних етапах прискорювався, а при хронічному впливі – уповільнювався. При високих концентраціях нафти (від 40 мг/дм³ та вище) ріст риб суттєво уповільнювався і навіть припинявся (400, 800 мг/дм³) [64].

Популяція чукучана (*Catostomus commersoni* (Lacépède, 1803)) при підвищених концентраціях цинку та міді, обумовленими надходженням з атмосферним осадженням, демонструвала збільшення темпів росту і плодючості, при цьому риби раніше досягали статевої зрілості. Рудні води, які містили ті самі концентрації даних елементів, спричинювали уповільнення росту, зменшували плодючість, але термін дозрівання особин лишався таким самим [128].

Досить цікаву картину динаміки зміни приростів риби у часі залежно від різних концентрацій токсикантів було отримано при модельному експерименті: значення питомої швидкості росту молоді гуппи (*Poecelia reticulata* (Peters, 1859)) в акваріумах з концентрацією Cu^{2+} $0,1 \text{ мг/дм}^3$ на другий тиждень знижувалось до 30%, на третій тиждень зростало майже на 50%, а на четвертий тиждень знову зменшувалось на 20%. У акваріумах з концентрацією токсиканта $0,001 \text{ мг/дм}^3$ та в контролі спостерігали коливання значень показника питомої швидкості росту: на початку експерименту питома швидкість росту помітно збільшувалася, потім різко знижувалась і знову стрімко зростала. За наявності в акваріумах Cd^{2+} в різних концентраціях, істотних змін маси тіла риб не спостерігали. Проте, вивчення зміни значень динаміки питомої швидкості росту риб дали авторам експерименту підставу стверджувати, що в акваріумах з найбільшою концентрацією Cd^{2+} значення цього показника постійно знижується, а за найменшої концентрації та в контролі різко зростає [129].

Достатньо значний вплив на ріст та життєдіяльність риб здійснює вплив у воді вуглекислого газу (CO_2), але й тут можна спостерігати різну силу та спрямованість впливу цього фактору. Так, хронічний вплив підвищених рівнів CO_2 корелював з нижніми індексами росту багатьох видів риб, які відрізнялись від темпів росту риб в умовах нормальної концентрації вуглекислого газу від 21 до 58%. Зокрема, у цьоголіток камбали (*Pleuronectes platessa* (Linnaeus, 1758)), що утримувалась у воді з різними концентраціями розчиненого вуглекислого газу: $\sim 3000, 15000, 25000 \text{ } \mu\text{atm}$ (відповідно, 5, 26 та 42 мг/дм^3), зі зростанням величини CO_2 зменшувалось споживання корму на фоні активізації катаболізму білку [130]. Очевидно, як і у випадку з підвищеною кислотністю, риби можуть адаптуватись до впливу хімічних факторів після певного часу. Крім того, при впливі «хімічних стресів» риби понижують свою спонтанну рухову активність та, як наслідок, більша частина енергії може бути використана для росту [131].

Відомі дані про вплив різних хімічних речовин на індивідуальну мінливість розмірів риб. При насиченні води NO_2 у концентраціях від 15 до 130 мг/дм^3 , відмічалось пригнічення росту *Danio rerio* (Hamilton, 1822) на 28 день утримання риб у водному середовищі, починаючи з концентрації діоксину азоту 73 мг/дм^3 , із експоненціальною залежністю між швидкістю росту риб та концентрацією NO_2 , з величиною апроксимації $R^2=0,896$ [119].

На значному експериментальному матеріалі доведено, що питома швидкість росту молоді риб є високочутливим біопродукційним параметром до наявності у воді таких токсикантів, як шестивалентний хром, нікель і свинець [132]. Встановлено також, що за наявності у воді іонів полівалентних металів (Fe^{3+} , Cu^{2+} , Mn^{7+}) посилюється інгібуючий

ефект каталітичного перекисного окиснення на лінійний і ваговий ріст молоді риб різних екологічних груп [133].

Є цікаві дані і про реакцію морфометричних показників риб на дію пестицидів. Аналіз впливу різних препаратів виявив достовірні зміни темпів лінійного та вагового росту дослідних передличинок бестера. Так, димоксистробін в концентраціях $0,0005 \text{ мг/дм}^3$ і $0,001 \text{ мг/дм}^3$ спричинював зниження темпів вагового росту, при цьому лінійний ріст не змінювався. Флуоксастробін в концентрації $0,1 \text{ мг/дм}^3$ викликав статистично достовірне зниження темпів лінійного і вагового росту дослідних організмів. У розчинах димоксистробіну з концентрацією $0,0001 \text{ мг/дм}^3$, трифлуксостробіну і піроклостробіну з концентрацією $0,0005 \text{ мг/дм}^3$, флуоксостробіну $0,01 \text{ мг/дм}^3$ і $0,05 \text{ мг/дм}^3$ за всіма вивченими показниками у передличинок бестера відхилень від норми не спостерігалось [134].

Проведене порівняння загальних концентрацій і обсягів скидання забруднюючих речовин у стічних водах ВАТ «Дніпроважмаш» із морфометрією та біомасою молоді риб прибережних угруповань Дніпровського водосховища за 2007–2011 р. виявило пряму залежність між цими показниками. Розраховані коефіцієнти кореляції для цих значень підтверджують сильний позитивний зв'язок між наведеними параметрами: коефіцієнт кореляції дорівнює 0,62 (коефіцієнт детермінації 38,4%), для маси забруднюючих речовин та іхтіомаси – 0,92 (84,6 %) [135].

Радіація, як фактор впливу на ріст риб, може діяти прямо або через зміну життєвих циклів риб. Так, багаторічні спостереження за короповими, які утримувались у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС, показали, що білі товстолобики (*Hypophthalmichthys molitrix*) після опромінення стали дозрівати при значно менших розмірах, ніж особини зі звичайних популяцій [136]. При моделюванні групової та індивідуальної мінливості морфометричних ознак річкової риби під впливом радіонуклідів (^3H , ^{14}C , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{65}Zn , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{125}I , ^{131}I та ін.) було помічено, що ці параметри у більшій мірі залежать від таких абіотичних факторів як об'ємні витрати та температура води [137].

Одночасно помічено, що фактори, які діють у рамках «локальних варіацій», часто можуть і не призводити до суттєвих змін морфометричних ознак риб [138; 372]. Як абіотичні, так і біотичні фактори впливають на риб одночасно і «негативний» вплив одного фактора часто може бути компенсований «сприятливим» впливом іншого [109].

Отже, в проаналізованій літературі чітко простежується впевнена думка, що мінливість морфометричних ознак риб є однією з найбільш показових та чутливих характеристик впливу факторів середовища на екосистеми. Тому, можна узагальнити, що вивчення морфометричної мінливості риб є виправданим підходом, який дає можливість

описувати та контролювати зміни у гідроекосистемах за умови проведення оцінок у чітко окреслених локальних умовах.

1.3.2. Морфологічний гомеостаз риб як інтегральний показник стану гідроекосистем

Останнім часом збільшується кількість робіт з оцінок стану навколишнього середовища за допомогою стабільності розвитку популяцій. Показано, що стабільність розвитку є однією із найбільш загальних характеристик організмів, що підтримується на базі генетичної коадаптації при оптимальних умовах розвитку [140]: «... стабільність розвитку – це здатність організму до формування фенотипу без онтогенетичних порушень та помилок». Показником стабільності розвитку може бути флуктуюча асиметрія (ФА) – незначні неспрямовані відхилення від білатеральної симетрії у будові різних морфологічних структур [141]. Вважається, що показник ФА є мірою стабільності розвитку не окремої особини, а групи особин. Підвищення ФА на груповому рівні вказує на дестабілізацію процесу розвитку в популяції, від стану якої у кінцевому випадку, залежить як збереження окремих видів, так і нормальне функціонування екосистеми в цілому [142-144].

Дестабілізація розвитку звичайно спостерігається на відносно низькому рівні порушень середовища, незалежних від незворотних змін у популяціях [145]. Це дозволяє використовувати ФА як неспецифічний індикатор навіть незначних відхилень параметрів середовища від фонового стану, які ще не призводять до суттєвого зниження життєздатності в популяції [146].

Численні дослідження доводять, що рівень ФА іхтіофауни мінімальний у нормальних умовах природних водойм, але при появі будь-якого стресового фактору відчутно зростає [61; 147-149].

Так, при оцінці впливу антропогенного навантаження на іхтіофауну р. Ішим [149] проводився аналіз рівня ФА у виборках плітки, ляща та окуня за п'ятьма меристичними ознаками. У особин, виловлених зі створів з мінімальним антропогенним навантаженням стабільність розвитку була достовірно вищою ніж у особин в межах урбоекосистем. Найбільш помітно збільшувалась частка асиметричних особин у плітки, сягаючи різниці 68,8% між окремими створами, при чому видовий склад та структура рибних спільнот не мали суттєвих відмінностей.

При встановленні взаємозв'язку між рівнем забруднення донних відкладень гирла австралійської річки Хоуксбері та флуктуючою асиметрією *Toadfish tetractenos* (Fréminville, 1813) було з'ясовано, що асиметрія кісток черепа риб позитивно корелювала із вмістом у відкладах хлорорганічних пестицидів (ДДТ, ДДД, ДДЕ, хлордан, дильдрин, ліндан) та не мала тісної кореляційної залежності із такими

важкими металами як Cd, Cr, Ni та Pb. Проте, підвищення у воді концентрацій Cu та Zn провокували зростання рівнів асиметрії досліджуваних структур організму риб [150].

Антропогенні ефекти на ФА риб були відмічені і у голяна (*Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758)) р. Колва, на території басейну якої здійснюється розробка нафтогазових родовищ, що призводить до її хімічного забруднення. При цьому, найвищою виявилась залежність від рівня забруднення поверхневих вод ($r=0,69$) для дисперсії по асиметрії для грудних плавців [151]. Цікаві результати отримані при порівнянні ФА тихоокеанських лососевих (*Oncorhynchus* (Sucley, 1861)) заводського та природного відтворення [152]. Так, заводська кета (*Oncorhynchus keta* (Walbaum, 1972)) відрізняється від природної середніми значеннями дисперсії по асиметрії (δ_d^2) трьох з чотирьох оцінених ознак: у заводської кети менше променів у черевних плавцях ($\delta_d^2 > 0,999$), менше поза очних кісток ($\delta_d^2 > 0,95$), але більше каналів другого порядку на першій поза очній кістці ($\delta_d^2 > 0,999$). Дисперсія ФА у заводської нерки (*Oncorhynchus nerka*) також виявилась значно вищою ніж у природної за чотирма ознаками з п'яти. Особливо помітно це було за кількістю променів у черевних плавцях ($\delta_d^2 > 0,999$) та за кількістю каналів другого порядку на третій позаочній кістці ($\delta_d^2 > 0,999$). Відповідно, число асиметричних випадків на особину у заводських риб було в 2 рази більше, ніж у природних. Автор вбачає причину порушення стабільності розвитку заводських лососей у хімічних речовинах (формалін, малахітовий зелений та ін.), якими ембріони, личинки та молодь обробляються з профілактичною та лікувальною метою.

Аналогічні результати порівняльного аналізу значень дисперсії по асиметрії наведено і для осетрових (*Acipenseridae*), які вирощувались в умовах аквакультури [153]. Зокрема, у стерляді (*Asipenser ruthenus*) в умовах рибницьких господарств кількість лічильних елементів може змінюватись у відповідності з температурою води. У дослідженнях проведених на бельдюзі (*Zoarces viviparus*) у різних районах Північної Європи (Північне, Норвежське, Баренцове, Біле та Балтійське моря) крім температурних, показані також ефекти дії солоності на рівень асиметрії [154]. В цілому, ФА була мінімальною при середніх температурах та пониженій солоності. Взаємодія температури та солоності суттєво ускладнювала інтерпретацію результатів.

При аналізі вибірок бичка (*Zosterisessor ophiocephalus* Pallas) з р. Габес (Туніс), який зазнає на окремих ділянках хімічного забруднення різної інтенсивності, було з'ясовано, що найбільш показовою ознакою впливу негативного фактора є саме асиметрія меристичних ознак, при тому, що морфометричні ознаки не мали такої чутливості, підтверджену статистичним аналізом відносно контролю [155].

Досвід використання показників флуктуючої асиметрії при іхтіомоніторингу малих річок Сибіру у популяціях пічкура (*Gobio gobio*) віком 3+, 4+ за 15-ма меристичними ознаками дозволив зробити висновок, що значення середньої частоти асиметричного прояву на ознаку зменшується зі збільшенням числа симетричних ознак [156].

Відомо, що рівень ФА залежить не лише від стану навколишнього середовища, але й від ряду внутрішніх факторів, таких як стать, плодючість, генетична детермінованість, гетерозиготність, інбридинг та ін. [140; 145; 154; 157-159]. Єдиної думки стосовно ступеня і характеру впливу названих явищ на асиметрію немає, однак, більшість авторів радять враховувати їх при роботі. Зокрема, встановлення залежності загального показника асиметрії (за трьома меристичними ознаками) окуня (*Rerca fluviatilis*) від віку та швидкості росту показали, що у вибірках старшого віку рівень ФА нижчий, ніж у вибірках молодшого віку. Одночасно, рівень асиметрії є найменшим для особин з середнім розміром для своєї вікової групи, тобто пов'язаний зі швидкістю росту. За твердженням авторів, вплив віку є найсуттєвішим [158].

Про відмінності у прояві ФА між швидко та повільно зростаючими групами особин однієї локальної популяції свідчить також оцінка сріблястого карася (*C. auratus*) озера Айгинське [160]. Так, у повільно зростаючих риб, стабільність розвитку індивідумів вища, ніж у швидкозростаючих, оскільки середня величина ФА менша (відповідно 0,19 і 0,29) та менше середнє число випадків асиметрії на особину (відповідно 0,68 і 0,96).

Ще один приклад стосується біломорського оселедця, де порівнювались дві популяції Кандалакшської затоки (широта полярного кола) – егорівська, що відрізняється невисоким темпом росту та нерестить у квітні при незвично низькій для оселедця температурі (близькій до 0° С), та іванівська, що росте значно швидше та нереститься у червні за температур 8-10° С. Перша має значно більш високу чисельність, ніж друга. При цьому, ФА у егорівського оселедця виявилась більш високою, ніж у іванівського [161]. Автори досліджень передбачили наступне пояснення. Обидві форми генетично дуже близькі, що доводить хромосомний аналіз та пішли від одного тихоокеанського пращура, який оселився в Білому морі після відступу льодовиків. Іванівський оселедець зберіг майже всі риси цього пращура, в той час як егорівський оселедець помітно відрізняється від нього, у першу чергу, з точки зору умов розмноження. Більш ранній нерест при екстремальних температурних умовах призводить до того, що поява личинок співпадає з піком біомас харчового планктону в червні, який обумовлений масовим розвитком арктичної копеподи *Pseudocalanus minutus*. Це, за твердженням автора, дозволяє егорівському оселедцю, з одного боку, сягати більш високої чисельності, ніж у іванівської, а з іншого, призводить до її пониженої

життєздатності, показником чого може бути не лише підвищена ФА, але й стійкість личинок до опріснення [159].

Відстеження залежностей між величиною ФА та гетерозиготністю у самок та самців горбуші (*Oncorhynchus gorbuscha*) р. Ола (північне узбережжя Охотського моря) показало, що ФА у гетерозиготних особин вища, ніж у гомозиготних. При цьому, по мірі росту гетерозиготності особин, величина ФА за кількістю променів у черевних плавцях статистично значимо понижується, а ФА за кількістю променів у грудному плавці відмінностей не має [162]. Про існування відмінностей величин ФА свідчать також результати, отримані на диплоїдах та триплоїдах вже згадуваного карася сріблястого (*C. auratus*), що мешкає у заморному озері Айгинське. Зокрема, у триплоїдів стабільність розвитку індивідуумів виявилась вищою, оскільки середня величина ФА та число випадків асиметрії на особину (0,75) була меншою ніж у диплоїдів (0,91) [160].

Для більш глибокого розуміння механізму формування мінливості ознак риб під впливом забруднень водного середовища, необхідно згадати деякі теоретичні аспекти стабільності розвитку. Натепер, поряд з основними видами фенотипової мінливості – генотипової та середовищної [163-165], виділяють третій самодостатній її вид – випадкову мінливість, джерелом якої є нестабільність розвитку [154, 166]. Праці, котрі вивчали долю випадкової мінливості у загальній, доводять, що у ряді випадків вона перевищує значення генетичної та середовищної мінливості. Наприклад, для лічильних (меристичних) ознак доля випадкової мінливості звичайно становить 50-70% загальної мінливості, у той час, як для вимірюваних (морфометричних) ознак вона нижча, однак теж достатньо висока 10-40% [154]. Досвід вивчення флуктуючої асиметрії річкового окуня (*Perca fluviatilis* L.) за трьома меристичними ознаками [144] доводить, що у випадках коли значення флуктуючої асиметрії мають розподіл, близький до нормального, тобто розташований симетрично відносно нульового значення, можна вважати, що на мінливість ознаки впливає «онтогенетичний шум».

Не меш важливою проблемою методичного характеру при вивченні ФА є наявність похибки вимірювань, котра може мати досить значні величини. Наприклад, для меристичних ознак оселедця вона становить від 0 до 46%, а морфометричних – від 0,1 до 43% [147]. У зв'язку з цим, оцінка похибки вимірювання стала стандартною процедурою при дослідженнях ФА. Відмінності у рівнях похибки мають місце в тих випадках, якщо порівняння вибірок відбувається за різних умов. Наприклад, при різних зовнішніх умовах, з використанням різного обладнання, різними дослідниками тощо. Існує думка, що для однієї і тієї ж ознаки, чим краще охарактеризований її розподіл (чим більшою є досліджувана вибірка), тим вірогідніше, що відхилення цього розподілу

від нормального, обчислюване за загальноприйнятими статистичними критеріями, буде значущим [144]. У ряді праць, з метою уникнення впливу цих факторів пропонується проводити вимірювання зразків у вибірках не послідовно, а змішуючи зразки різних вибірок у випадковому порядку [112].

Ґрунтовний аналіз флюктуючої асиметрії як метода оцінки стану будь-яких популяцій, проведений Д.Л. Лайусом, дозволив автору окреслити декілька характерних рис, які, залежно від ситуації, можуть мати не лише переваги, але й вади:

- даний підхід дозволяє *a priori* визначити вектор змін параметру при погіршенні стану популяції (підвищення при погіршенні та пониження при покращенні). Далеко не для всіх показників це можливо, наприклад, більш або менш низький темп росту можуть просто характеризувати різні життєві стратегії;

- рівень асиметрії відображує стан популяції не на даний момент часу, а інтегральний, сформований протягом значної частини життєвого циклу особини;

- кожен об'єкт та ситуація вимагає спеціальних методичних розробок, зокрема, вибору ознак, до якого необхідно підходити досить ретельно;

- можливість використовувати матеріал, зібраний безпосередньо в полі;

- можливість прижиттєвого аналізу;

- метод не вимагає спеціального дороговартісного обладнання;

- від дослідника вимагається гарне знання біологічної статистики та широкий загально біологічний кругозір;

- зміна рівня ФА є показником впливу всієї сукупності факторів, що визначають стан популяції.

Отже, провівши аналіз доступних робіт, можна зробити висновок, що оцінка рівнів ФА іхтіофауни дозволяє судити як про гетерогенність її популяцій, так і про механізми зворотних реакцій рибного населення гідроекосистем на різні рівні антропогенного впливу.

Д.Л. Лайус справедливо зазначає: «Історія досліджень ФА доводить, що явища стресу мають безліч різних аспектів, та при його вивченні не варто сподіватись лише на один із показників, будь то ФА, або будь-який інший. Найбільш адекватну оцінку стресу можна отримати лише використовуючи комплекс методів, кожен з яких має свої переваги та недоліки» [159].

1.3.3. Цитогенетичний гомеостаз іхтіопопуляцій як показник токсичного забруднення гідроекосистем

Важливою складовою гідроекологічних досліджень є моніторинг генотоксичного забруднення водойм, оскільки окремі забруднювачі можуть бути небезпечні в надзвичайно низьких концентраціях,

проявляти синергізм та адитивність, виступати в якості мутагенів, або промутагенів і, при цьому, не фіксуються за звичайного хімічного аналізу води. Перші вивчення мутаційних спектрів токсикантів відносяться до початку ХХ століття та пов'язані із дослідженнями соматичних клітин: генетичні зміни у соматичних клітинах відображують порушення гомеостазу розвитку та ефективність реакції імунної відповіді організму [167]. За нормальних умов, більшість генетичних порушень елімінується, тому, наявність таких порушень є індикатором стресу, який і призводить до появи аномальних клітин та зниження імунного статусу організму. Цитогенетичні порушення діагностуються на хромосомному рівні, за допомогою таких високочутливих методів як облік сестринських хроматинових обмінів та хромосомних аберацій, а також мікроядерного тестування. На сьогодні, у світовій практиці зазначені підходи широко застосовуються для оцінки здоров'я гідроекосистем, при чому аналізуються порушення як у клітинах мікроорганізмів [168-170], так і у соматичних клітинах організмів більш високих трофічних ланцюгів, тобто представників іхтіофауни гідроекосистем [60; 166; 171; 172].

За відсутності лабораторних умов, у певних випадках для швидкої діагностики генетичної сприятливості зручними є експрес методи з використанням мікроядерного тесту. Перевага цього методу – простота відбору матеріалу в польових умовах, порівняно незначних часових та матеріальних затратах та у можливості опрацювати достатньо великий масив даних [173]. Так, при дослідженнях різних видів риб у природних умовах найбільш зручним виявляється мікроядерний тест у клітинах периферійної крові, який виявляє амітоз еритроцитів – один з патоморфологічних станів клітин червоної крові, в результаті чого еритроцити стають двоядерними або утворюють одне чи кілька мікроядер [174]. Поява таких клітинних порушень відмічається в морських та прісноводних риб як під дією кумулятивного токсикозу [175] так і у випадку токсичного стресу [176].

В експериментах *in vivo* щодо впливу ацетату свинцю у концентрації 0,5 мг/дм³ (тут і далі ГДК для рибогосподарських водойм 0,1 мг/дм³), хлориду кадмію у концентрації 0,1 мг/дм³ (ГДК 0,005 мг/дм³) та сирої нафти в концентрації 0,5 мг/дм³ (ГДК 0,05 мг/дм³) в акваріумних умовах, було виявлено що кількість еритроцитів з мікроядрами у цьоголіток коропа становила 1,67 ± 0,19%, двоядерних клітин 7,80 ± 0,40%, у дволіток червонопірки відповідно 4,17 ± 0,01% та 2,00 ± 0,03%. Перевищення значень у дослідних екземплярів над контрольними на 5-ту, 15-ту, 30-ту та 40-ву добу було на рівні 1,4–7,3 рази. Найбільш помітно зростала кількість абerratних еритроїдних клітин у випадках впливу сирої нафти [113].

При дослідженнях крові риб карася сріблястого (*Carassius auratus* (Linnaeus, 1758)), які утримувались у розчинах атразину з

концентрацією 5, 10 і 15 мкг/дм³ протягом 2, 4 та 6 діб, відмічалось зростання кількості мікроядер в еритроцитах на 6%, 9% та 15% порівняно з контролем [177].

Специфічну реакцію ядерних показників клітин крові цього ж виду риб доводять дослідження, в ході яких було визначено, що хлоралгідрат, іони міді (Cu²⁺) та кадмію (Cd²⁺) впливають на еритроцити периферичної крові карася сріблястого (*C. auratus*), викликаючи зростання кількості клітин з порушеннями мітозу до 10% порівняно з контролем [178].

Цитологічні аномалії спостерігались при впливі на індійського коропа (*Catla catla* (F. Hamilton, 1822)) тривалого (0,002 Гр/хв.) і гострого (3,2 Гр/хв.) гамма-випромінювання. Результати мікроядерного тестування еритроцитів крові риб мали статистично значуще збільшення мікроядер, деформованих ядер, двоядерних клітин та апоптозу клітин порівняно з контролем у експериментах з різною тривалістю опромінення, що становила 3, 6, 12, 18, 30, 45, 90, 135, 202 діб [179].

В експериментах *in situ*, проведених на озерах Кета та Ладаннах, а також у нижній течії річки Єнісей, були отримані мазки крові від 52 риб дев'яти видів: гольця (*Salvelinus nemachilus* (Linnaeus, 1758)), наліма (*Lota lota* (Linnaeus, 1758)), осетра сибірського (*Acipenser baeri* (Brandt, 1869)), ряпушки сибірської (*Coregonus sardinella* (Vallenciennes, 1848)), сига (*C. lavaretus*), плітки сибірської (*Rutilus rutilus lacustris* (Pallas, 1814)), стерляді (*Acipenser ruthenus* (Linnaeus, 1758)), хариуса сибірського (*Thimallus arcticus* (Pallas, 1814)) та чира (*Coregonus nasus* (Pallas, 1814)). У клітинах еритроцитів мікроядра виявились лише у 19 особин, у решти (33 особини) мікроядра не ідентифікувались. Усього, серед 56703 клітин нараховувалось 30 клітин з мікроядрами. Таким чином, загальна частота клітин з мікроядрами становила 0,05±0,01% [180].

У зоні радіаційної аномалії на південному Уралі багаторічний сумісний вплив радіаційних та хімічних факторів не спричинював незворотніх змін як у популяціях риб, так і на рівні екосистем. Частота зустрічаємості мікроядер у щук (*Esox lucius* (Linnaeus, 1758)) технологічних водойм склала 6,0±0,02‰, плітки – 1,4±0,006‰, окуня – 0,3±0,009‰ [181]. В інших дослідженнях, проведених у найбільш забруднених радіонуклідами озерах Чорнобильської зони відчуження, було визначено, що у туводних карасів (*Carassius carassius* L.) кількість еритроцитів з ядерними порушеннями сягала рівнів 5,8±3,7%. У той же час, частота зустрічаємості мікроядер у контрольній водоймі (Київське водосховище) була значно нижчою і становила 0,3±0,2% [182].

Зазначимо, що частота спонтанних мутацій ядра еритроцитів периферичної крові здорових риб, за даними ряду авторів, становить від 0,05 до 0,4% або 0,5–4‰ відповідно. Вкрай низьким ступенем

цитогенетичної стабільності та підвищеним рівнем спонтанних генетичних порушень відрізняється щука [181; 183].

При з'ясуванні генотоксичної дії забруднювачів гідроекосистем Донецько-Придніпровського регіону України [184] в якості індикаторів було обрано два найбільш розповсюджених в даному регіоні види риби: плітку та карася сріблястого. Частота мікроядер в клітинах крові цих видів коливалась в межах від $0,14 \pm 0,015\%$ до $2,8 \pm 0,31\%$, що дозволило авторам прийти висновку про відмінність мутагенної активності досліджуваних водойм, яка мала розбіжність в окремих випадках до 3,7-4,1 разів.

Цитологічні зміни представників іхтіопопуляцій р. Случ в межах Рівненської області спостерігались лише у клітинах периферійної крові плітки (*R. rutilus*) – $4,57\% \pm 0,42\%$ у створі з помірним антропогенним навантаженням та $6,02\% \pm 0,19\%$ у створі з посиленням антропогенним навантаженням; і щуки (*E. lucius*) – $5,53\% \pm 0,55\%$ та $7,21\% \pm 0,41\%$, відповідно. У решті проаналізованих видів середня частота ядерних порушень знаходилась в межах фізіологічної норми. Виявлений прояв дегенеративних процесів в організмах риби розцінювався як підвищена реактивність чутливих видів на наявність мутагенів у складі забруднень річки [185].

Багаторічні гідрохімічні та токсикологічні дослідження на Волго-Каспійському каналі [76] показали, що частота зустрічаємості еритроцитів з мікроядрами у крові риби залежать і від сезону року. Так, восени частка еритроцитів з мікроядрами знижується в 1,8 раз у крові судака та в 1,9 раз у крові ляща.

Окремі автори відмічають, що кількість мікроядер у клітинах периферичної крові риби змінюється на різних етапах онтогенезу. Зокрема, при співставленні спонтанної частоти абerratних клітин крові в різних вікових групах у двох видів карпозубих риби (*Nothobranchius rachovii* (Ahl, 1926), *Pterolebias longipinnis* (Garman, 1895)) було помічено, що вона збільшується по мірі старіння організму і обумовлена не стільки змінами в імунній системі, скільки порушеннями в репарації ДНК. Так, під впливом органічного з'єднання 5-бромдезоксипуридину частота абerratних клітин у *N. rachovii* становила для личинок 4,9%, молодих особин – 7,5%, старих – 12,9% [167].

Отже, з аналізу літературних джерел стає зрозуміло, що сучасна інформація про цитогенетичний гомеостаз риби отримується як у модельних експериментах з відстеженням впливу окремих токсичних речовин на певні види риби (*ex situ*), так і при аналізі іхтіопопуляцій природних водойм на фоні комплексного характеру забруднень (*in situ*). Необхідно зазначити, що порівняння між собою наявних у літературі відомостей необхідно проводити вкрай уважно, оскільки представлення результатів частоти зустрічі мікроядер наводяться в різних одиницях вимірювання (або %, або ‰). Крім того, до

теперішнього часу ускладненим лишається означення рівнів спонтанних мутацій, адже відомо, що утворення мікроядер може являти собою прояв реалізації компенсаторно-приспосувальних процесів клітини [176; 186], які, на нашу думку, мають свої особливості для різних видів риб в окремих геохімічних регіонах. Проте, мікроядерне тестування належить до числа найбільш важливих та відносно простих методів, які успішно використовуються для виявлення мутагенної дії біотичних та абіотичних факторів на організм риб у гідроекосистемах різних типів.

Завершуючи огляд матеріалів, стосовно досвіду використання представників іхтіофауни як індикаторів стану гідроекосистем, необхідно окреслити основні важливі моменти.

По-перше, перелік розглянутих фактів і прикладів, ні в якому разі не можна вважати вичерпним. Із оціночних параметрів риб не розглядалися питання гістопатологічних, біохімічних, вузьких гематологічних та епізоотологічних досліджень. Як було зауважено вище, ці дослідження вимагають від дослідника високопрофесійних навичок, тому не можуть отримати належного впровадження в загально екологічних оцінках водойм.

По-друге, всі зміни гідроекосистем проходять за участю безлічі факторів, які проявляються не лише у момент дії, а й впливають на екологічну ситуацію у майбутньому.

По-третє, як показує досвід проаналізованих робіт, у реальних практичних дослідженнях не можна очікувати ні тривалого моніторингу водойми, ні можливостей активного експерименту з нею, ні передумов застосування єдиної методики та оціночної шкали (ранжування) для з'ясування вразливості гідроекосистем різних регіонів.

Тому, не складно прийти до висновку, що найбільш реалістичним варіантом оцінки «здоров'я» гідроекосистем є методи експрес-оцінок, коли експерт (або колектив експертів) на підставі обмеженого набору даних та деяких обраних ними натуральних або розрахункових показників визначають у водоймі зони сприятливості, кризи, або екологічного лиха. Цілком очевидно, що при певному досвіді та інформованості експертів такий підхід може забезпечити об'єктивність результатів та очевидну (в межах конкретного регіону) достовірність екологічної оцінки.

1.3.4. Моніторингові дослідження стану гідроекосистем за характеристиками гомеостазу батрахофауни

Відомо, що для нормального функціонування екосистем надзвичайно важливим є максимальне використання неживих компонентів середовища та підтримання трофічних ланцюгів, які обумовлюють транспорт енергії, речовин та інформації в екосистемах [99; 187]. Виключне значення тут мають амфібії, оскільки саме вони,

серед решти хребетних характеризується тим, що одна частина їх життя (личинкова) проходить у водному середовищі, а інша (доросла), у наземно-водному. Пуголовки амфібій живляться дрібними водними безхребетними, мікроорганізмами та водоростями. Спектр харчування дорослих, які є хижаками, складає багато груп наземних безхребетних та, рідше, хребетних. У свою чергу, земноводні є об'єктами полювання для багатьох плазунів, птахів та ссавців [188].

При цьому, амфібії надзвичайно вразливі щодо згубної дії багатьох шкідливих факторів природного та антропогенного походження [189; 190]. Саме тому знищення лісів, осушення боліт, глобальні зміни клімату, глобальне та локальні забруднення навколишнього середовища спричиняють повне зникнення або різке зменшення чисельності багатьох видів амфібій, у тому числі і представників батрахофауни (від грец. *βατραχοξ* – жаба) [191].

У науковій літературі все частіше з'являється інформація про скорочення та фрагментацію ареалів батрахофауни, зменшення різноманіття та появу морфологічних аномалій у їх природних популяціях. Серед негативних чинників, які спричиняють зниження чисельності жаб виділяють зникнення оселищ, хвороби, інвазійні види, хімічне забруднення, надмірна експлуатація природних біотопів [192; 193].

Так, при проведенні еколого-фауністичного аналізу земноводних Середнього Поволжя було встановлено, що чисельність та щільність популяції жаби озерної в умовах високого антропогенного навантаження в 1,4-2,6 рази нижче, ніж на контрольній ділянці ($P < 0,05$) [193]. Аналіз генетичного поліморфізму популяцій того ж виду у Пензенській області Росії також виявив, що з підвищенням ступеня антропогенної трансформації біотопів генетичне різноманіття понижується, але не досягає рівня мономорфності [194].

Доведено також, що представники батрахофауни мають достатньо високі показники накопичення радіонуклідів. Зокрема, при дослідженнях амфібій Чорнобильської зони було з'ясовано, що у більшості випадків, незалежно від виду тварин і пункту їхнього вилову, питома активність як ^{90}Sr , так і ^{137}Cs варіює в широких межах (1-2 порядки) і корелює з рівнями забруднення місцевості. У центральних (найбільш брудних) ділянках Чорнобильської зони накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у деяких особин досягало 1000-5300 Бк/г [195].

Дослідження цитогенетичного гомеостазу зелених жаб роду *Rana* виявило, що в умовах значного забруднення водойм органічними речовинами у периферійній крові особин у два рази менше дрібних імунних комплексів порівняно із особинами, що мешкають у чистих водоймах. Про активацію гуморального імунітету жаб, що мешкають у

критичних екологічних умовах свідчили також високі значення співвідношень крупних та дрібних імунних комплексів ($1,19 \pm 0,24$) [196].

У дослідженнях [194] було помічено, що в умовах високого антропогенного навантаження кількість та різновиди аномалій батрахофауни значно вищі ніж в умовах середнього та низького антропогенного навантаження. Всього було виявлено 10 типів морфологічних відхилень: полімерія, ектромелія, полідактилія, ектродактилія, брахідактилія, клинодактилія, відсутність та подвоєння п'яtkового бугра, відсутність очей, відсутність зрачка.

Достатньо важливим є і той факт, що кожен вид жаб має свою екологічну нішу нерестовищ, відносно рівнів рН водного середовища. Так, жаба озерна нереститься при рН від 7,30 до 9,94 – у лужному середовищі. Найбільш толерантними до рівнів кислотності нерестовищ є гостроморда (6,47-9,94) та травяна (5,60-9,30) жаби [197].

Видове різноманіття батрахофауни територій рекомендовано використовувати в якості діагностичного показника рівнів трансформованості природних ландшафтів [198]. Автори дослідження з'ясували, що за ступенем наростання інтенсивності урбанізації, збільшується представництво наземних видів, а також ріючої форми часничниці. Розподіл переважно водних видів (озерна, ставова жаба, червонобрюха жерлянка) характерний для непорушених природних урочищ русел річок та заплавлених водойм. Цікаво, що джерлянка червоночерева у період розмноження надає перевагу антропогенно зміненим ландшафтам (13 балів проти 5 за чисельністю у природних ландшафтах).

В особин батрахофауни, що мешкають на урбанізованих територіях, крім зменшення маси (що пов'язане із раннім статевим дозріванням) відмічаються збільшення довжини очей та барабанної перетинки, порівняно з особинами природних популяцій. Автори пояснюють це тим, що в умовах підвищеної небезпеки зростає значення органів відчуття тварин [199].

Проведений комплексний аналіз клітин мозочку амфібій, що відчували дію антропогенних факторів виявив порушення функціонування нервової системи у 68% дослідних особин сірої та 64,2% гостромордої жаби [200].

Враховуючи наведені вище приклади, можна стверджувати, що вивчення представників батрахофауни, дослідження їх морфологічних змін та цитогенетичних порушень є надійним та показовим інструментом для моніторингових досліджень стану гідроекосистем. Крім того, основою стабільного функціонування біосфери є збереження біологічного різноманіття, що визначає необхідність вивчення різних груп організмів на регіональному рівні.

1.4. Оцінки рівнів токсичності середовища методами біотестування та біоіндикації

Аналіз літературних джерел свідчить про широке та успішне застосування методів визначення токсичних властивостей води з урахуванням сукупної дії присутніх у ній токсичних речовин на основі біотестування (табл. 1.1).

Таблиця 1.1

Документи, що стандартизують процедуру біотестування поверхневих вод та донних відкладів гідроекосистем за набором тест-об'єктів

№ з/п	Тест-об'єкт	Джерело
1	<i>Allium cepa</i>	- American Public Health Association (APHA). 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. Washington, DC. - World Health Organization 1971. International Standards for Drinking Water (Geneva 1971, Third ed.)
2	<i>Lactuca sativa</i>	- ISO 17126:2005 Soil quality -- Determination of the effects of pollutants on soil flora -- Screening test for emergence of lettuce seedlings (<i>Lactuca sativa</i> L.) . Geneve, Switzerland. US EPA (US Environmental Protection Agency) (1996) Ecological effects test guidelines. Seed germination/root elongation toxicity test. OPPTS 850.4200
3	<i>Lemna minor</i>	- Біотестування у природоохоронній практиці. / Технічний комітет з стандартизації ТК 82 «Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання ресурсів України». Київ 1997. – 240 с. - OECD TG 221/ <i>Lemna</i> sp. Growth Inhibition Test 2006 - ISO 20079 Water quality – Determination of the toxic effect of water constituents and waste water on duckweed (<i>Lemna minor</i>) – Duckweed growth inhibition test 2005
4	<i>Elodea Canadensis</i>	- Біотестування у природоохоронній практиці. / Технічний комітет з стандартизації ТК 82 «Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання ресурсів України». Київ 1997. – 240 с. - OECD Guidelines for the testing of chemicals, 201 (1989) Alga, Growth inhibition test. Updated Guideline - ISO 8692:2012 Water quality – Fresh water algal growth inhibition test with unicellular green algae.
5	<i>Poecilia reticulata</i>	- D.M.M. Adema, in Degradability, Ecotoxicity and Bioaccumulation, Chapter 5, Government Publishing Office, The Hague (1980). - OECD 203. Guideline for testing of chemicals: Fish, acute toxicity test. Updated guideline, adopted 17th July, 1992. - OECD 204. Guideline for testing of chemicals: Fish, prolonged toxicity test: 14-day study. Updated guideline, adopted 4th April, 1984. - OECD 210. Guideline for testing of chemicals: Fish, early-life stage toxicity test. Updated guideline, adopted 17th July, 1992. - ISO 7346-2:1996 (en) Water quality - Determination of the acute lethal toxicity of substances to a fresh water fish [<i>Brachydanio rerio</i> Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)] - Part 2: Static method

Це пояснюється тим, що чутливість тест-об'єктів до змін, які відбуваються у ряді випадків значно вища ніж існуючих фізичних та хімічних методів [201-210].

Крім того, певні показники життєдіяльності організмів-біоіндикаторів реагують не тільки на малі дози екологічних факторів, але й дають змогу виявити синергізм, потенціювання або інгибування впливових чинників [211-214].

Так, за результатами оцінки еколого-токсикологічного стану поверхневих вод Харківської області, яка була проведена на підставі методики біотестування було встановлено, що 36% від загальної кількості відібраних проб не відповідали встановленому нормативу за токсикологічним показником та спричинювали хронічну токсичну дію на тест-об'єкти ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg [215].

Відхилення виживаності коловраток *Brachionus calyciflorus* від контролю (-40 %) у воді озера Голубое в межах міста Ростов-на-Дону свідчило про підгостру токсичну дію води, а паралельна з цим стимуляція плодючості коловраток *B. calyciflorus* (до +60%) та приріст зеленої мікроводорості *Scenedesmus obliquus* (більше 25%) - про гостру токсичну дію та наявність органічних речовин, що в цьому випадку було проявом негативу, оскільки, за твердженням дослідників, вказує на збільшення надходження органічних речовин внаслідок рекреаційного впливу на водний об'єкт [204].

Давно і досить успішно в якості тест-організмів для оцінки стану водойм використовується зоопланктон. Дослідженнями [179; 178; 216; 217] встановлено, що при погіршенні стану середовища - в результаті антропогенного впливу в зоопланктоні можуть відбуватись такі якісні і кількісні зміни структурної організації, як: 1) зменшення загальної кількості видів; 2) відповідна зміна домінуючих видів; 3) зниження загальних чисельності і біомаси; 4) зменшення частки гіллястовусих ракоподібних та збільшення часток ротаторій і веслоногих ракоподібних; 5) збільшення частки хижаків та зменшення частки фільтраторів і збирачів; 6) зменшення видового різноманіття; 7) аномалії просторового розподілу; 8) аномальний хід сезонної і інших типів динаміки кількісного розвитку угруповання. Щоправда, деякі автори [218-219] підкреслюють, що тлумачити отримані результати досліджень нерідко буває досить складно і важко, оскільки в реальності має місце поєднання дії кількох антропогенних факторів з дією безлічі природних чинників і розмежувати їх наслідки буває проблематично, а іноді неможливо.

Дослідниками відмічалась і невідповідність результатів оцінки за біологічними показниками з результатами хімічних аналізів, а деколи і приведення до зовсім неправильних висновків [177].

Аналіз результатів відомих досліджень та узагальнення цих літературних даних дозволяє прийти висновку про необхідність більш

детального вивчення впливу окремих забруднювачів на організми зоопланктону, для можливості відокремлення решти факторів, що є можливим лише в умовах експерименту.

Факт хронічної токсичності поверхневих вод виявили цитогенетичні дослідження риб *Carassius auratus gibelio*, де за присутності у воді 50 мг/дм³ міді (у формі сульфату) спостерігалось різке збільшення кількості клітин зябер з генетичними порушеннями: 13,3% клітин з мікроядрами й 5,95 % клітин з подвійними ядрами [77].

Токсичні властивості поверхневих вод з урахуванням сумісної дії присутніх у водному середовищі важких металів були виявлені і за даними біоіндикації у Севастопольській бухті, яка була проведена з використанням бурої водорості цистозири *Cystoseira barbata*. При цьому вміст у макрофітах міді, цинку та свинцю мав чітку сезонну динаміку з піком в осінній період, а їх концентрація у структурних елементах цистозири зменшувалась зі збільшенням площі поверхні макрофіту [220].

При екологічних дослідженнях водних об'єктів басейну р. Сів. Донець оцінювали токсичність поверхневих і підземних вод методами біотестування з використанням фотобактерій, інфузорій, водоростей, церіодафній, гідр, риб, вищих водних рослин; токсичність донних відкладень – з використанням личинок комах хірономід, фотобактерій, інфузорій, церіодафній; фітотоксичність ґрунтів – з використанням насіння однодольних і дводольних вищих рослин [221]. Так, річкова вода чинила токсичну дію лише на один (фотобактерії) із шести використаних тест-об'єктів; донні відкладення не чинили токсичної дії на хірономід, фотобактерій та інфузорій, водні витяжки з донних відкладень виявили гостру токсичність на церіодафній.

Доведено можливість використання в якості тест-функції моніторингу водних екосистем і ферментативну активність вищих водних рослин. Наприклад, для виявлення присутності у водному середовищі іонів важких металів достатньо чутливим є метод встановлення каталазної активності елодеї канадської *Elodea canadensis* [222; 223], або метод оцінки відносного приросту талому чи підрахунку живих і мертвих клітин листків цієї рослини після перебування її у дослідному середовищі [224]. Клітини листової пластинки в складі цілого листка елодеї являють собою традиційний об'єкт для вивчення морфології і фізіології рослинних клітин «*ex situ*» або «*in vivo*» [225]. Особливе ставлення до клітин листа елодеї пояснюється класичним круговим рухом цитоплазми клітин, швидкість якої можна спостерігати і вимірювати по руху хлоропластів [226]. Рух цитоплазми є надзвичайно чутливим до різних фізичних і хімічних впливів і тому може використовуватися як біотест в клітинній токсикології [227]. Крім цього, лист елодеї з успіхом використовується для вивчення динаміки морфологічних змін рослинних клітин при

використанні хімічних фіксаторів, динаміки взаємодії клітин з прижиттєвими барвниками та ін.

Сучасна система нормування якості поверхневих вод також не оминає значущості методів біотестування [228]. Зокрема, документ «Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями», до детальної екологічної класифікації якості вод співвідносить рівні токсичності, де до «дуже брудної» віднесено воду, в якій загибель 50 і більше відсотків тест-організмів відбувається протягом 24 год [229].

Як допоміжний інтегральний (експресний) показник якості води, при підозрі забруднення вододжерел (у місці водозабору, вище по течії річки у регіоні) або водопостачальної мережі, водопровідної води невідомими токсичними сполуками, хімічними речовинами, для визначення яких немає доступних або чутливих методів, рекомендується індекс токсичності води, розрахований за результатами біологічних тестів (біотестування). При цьому, індекс токсичності води, яка не містить неідентифікованих компонентів, не має перевищувати 50% – незалежно від використовуваних тест-об'єктів, якими можуть бути дафнії, інфузорії та інші [230; 231].

Біотестування, як основний інструмент при оцінках токсичності поверхневих і стічних вод рекомендують використовувати і державні керівні нормативні документи [232], у яких наведено методики з визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Daphnia magna* Straus, *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg та *Artemia salina* L.; гострої летальної токсичності води на рибах *Poecillia reticulata* Peters; гострої токсичності води на водоростях *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Bred та *Phaeodactylum tricornuutum* Bohlin; токсичності води на інфузоріях *Tetrahymena pyriformis* (Ehrenberg) Schewiakoff та бактеріях *Photobacterium phosphoreum* (Cohn) Ford та ін. Критерієм оцінки токсичності водного середовища в даних методиках є статистично вірогідне відхилення тест-реакції організмів на $\geq 50\%$, порівняно з контролем за відповідний проміжок часу. Наприклад, критерієм гострої летальної токсичності води є загибель 50% риб *Poecillia reticulata* Peters у досліді порівняно з контролем за 96 годин, або зниження рівня люмінесценції бактерій *Photobacterium phosphoreum* (Cohn) Ford на 50% і більше у досліді порівняно з контролем за 30 хвилин.

Подібні керівні документи є чинними і в ряді інших країн, зокрема це рекомендації [1; 219; 233-235] які в ході біотестування встановлюють наявність чи відсутність токсичної (гострої, підгострої або хронічної) дії дослідної проби води для різних біологічних об'єктів, без ідентифікації забруднюючих речовин та кількісних оцінок та цілий ряд інших стандартизованих підходів (табл. 1.1).

При встановленні максимально допустимих та граничнодопустимих рівнів речовин у донних відкладах передбачено

проведення токсикологічних досліджень на тест-організмах – представниках різних трофічних ланок водної екосистеми, розвиток і розмноження яких пов'язаний з донними ґрунтами (організми фіто-, зообентосу та бентосоїдні риби) [236; 237]. Характеристикою токсичності речовини тут слугують величини концентрацій, які викликають певний токсичний ефект (ефективні - EK_{25} , EK_{50} , EK_{100} та летальні – LK_{25} , LK_{50} , LK_{100} концентрації), в гострому і хронічному експерименті. Загальноприйнятим нормативом гранично-допустимого рівня токсичності поверхневих вод, який запобігає порушенню процесів життєдіяльності водних організмів, є відсутність хронічної токсичності [230; 232; 238].

Таким чином, у результаті аналізу літератури ми дійшли висновку, що адекватна оцінка стану гідроекосистем, їх якості та середовища існування гідробіонтів має в першу чергу базуватися на функції відгуку біоти, як інтегральної реакції живого на стан екосистеми в цілому. Варто відзначити, що наразі часто ототожнюються поняття «стан екосистеми» та «якість середовища існування». На нашу думку, це різні поняття, і тут ми згодні з точною зору низки авторів, що стан екосистеми – це вся інформація про неї, тоді як якість середовища – це ступінь його адекватності особливостям природи об'єкта, якість середовища для якого ми оцінюємо.

1.5. Пристосування організмів до токсичного впливу

Посилення антропогенного пресу призводить до незворотних змін в екосистемах. При цьому відновлення їх попереднього стану все більше унеможлиблюється. Самозбереження організмів здійснюється за допомогою механізму адаптації, який у загальному еволюційному процесі в нових екологічних умовах забезпечує набуття біосистемами нових якостей [239]. Оскільки основним завданням біологічної системи є збереження достатнього рівня енергетичного (термодинамічного) і трофічного статусу, біологічного різноманіття, цілісності та збалансованості функціонування, а також здатності до самовідтворення, то головним завданням адаптації є підтримання цих основних показників у біологічних системах на достатньому для самозабезпечення й розвитку рівні функціонування у змінених умовах середовища [240].

Процеси пристосування організму до токсиканта досить різноманітні. Усі вони спрямовані на збереження життя особини. Різноманітні реакції особини на екстремальний вплив має пристосувальне значення. Процеси пристосування знаходять свій прояв у змінах біохімічних, біофізичних, фізіологічних, поведінкових та інших показників. Можливості індивідуальної (фізіологічної) пристосованості обмежені, спадково закріпленими границями. Реакція організму на токсичний вплив має фазовий характер [72; 239; 241; 242].

Кожна особина має свої можливості до пристосування. У системі взаємодій гідробіонтів із токсикантами пристосованість організму досягається на основі норми реакцій. Організм в умовах незначних змін середовища переходить від однієї пристосованості до іншої через ланцюги процесів пристосованості. Механізми, які забезпечують пристосованість особини й популяції до змін середовища (зокрема його токсичності), вимагає різних методів вивчення. Різноманітність особин у популяції забезпечує їй більш широкі можливості пристосовуватись, ніж можливості кожної окремої особини. Розширення ефективності пристосовуваності популяції здійснюється за рахунок елімінації найбільш чутливих до даного токсиканта особин [243]. Досліджені можливості адаптації хірономід до забруднення середовища металами [244], зокрема розглянуті сезонні адаптації личинок хірономід до забруднення річки металами [245].

Детально вивчена проблема антиоксидантного захисту у риб в умовах токсичного середовища [83]. Серед реакцій гідробіонтів на забруднення середовища досліджені, зокрема, компенсаторні зміни у відповіді дафній на летальні впливи [246; 247]. Встановлено, що у популяції *Chironomus riparius*, адаптованих до забруднення води металами, рівень екскреції кадмію вищий, ніж у не адаптованих до забруднення популяцій [248].

У *Gammarus kischineffensi* Schell встановлена можливість аклімації до дії йонів міді й цинку, яка супроводжувалася зростанням їх толерантності до цих металів [249].

Показано, що зростання рівня важких металів у таких органах тварин як нирки, печінка, травні залози тощо індукує синтез низькомолекулярних сірковмісних білків металотіонеїнів, які зв'язують метали у менш токсичні металотіонатні комплекси [250; 251]. Проблемі металотіонеїнів та їх ролі у виведенні з організму важких металів присвячено цілу низку публікацій [252-255]. У риб досліджені процеси зв'язування кадмію і ртуті білками й низькомолекулярними тіоловими сполуками [256], реакції білоксинтезуючої системи на наявність в їхньому організмі катіонів ртуті, кадмію, міді й цинку [257]. З'ясована роль металотіонеїну в концентруванні важких металів рибами [258]. Досліджено метаболізм аміаку у риб за впливу токсикантів водного середовища [259].

Встановлено, що сублетальні концентрації свинцю і марганцю істотно впливають на вміст тіолів у гепатопанкреасі коропа [251]. З'ясовано, що токсиканти у значно нижчих концентраціях, ніж неотруйні речовини, можуть викликати реакції водних організмів усіх категорій: 1 – забезпечення обміну; 2 – стимуляція; 3 – адаптивної реакції фізіологічних процесів; 4 – захисній реакції особини; 5 – пригнічення; 6 – леталі. Але межі концентрацій, за яких можуть проявлятися ці реакції, дуже вузькі, а деякі з реакцій повністю випадають [260].

Головний шлях пристосування водяних тварин до токсикантів – це відбір або здійснення генетичної адаптації. На гупі проведені досліді по відборі, які показали, що саме цим шляхом риби набувають пристосованості до токсикантів. Уже перше покоління було в 5 разів стійкішим до фенолу, ніж вихідне. За три покоління резистентність зросла в 6,5 разів [261]. Роль відбору в набутті стійкості підтверджена і у експериментах з поліхлорпіненом. Стійкість особин першого покоління, одержаного від риб, що вижили у розчині поліхлорпінена була в 2,5 рази вище вихідної. Інші варіанти експериментів показали, що набута стійкість має неспецифічний характер. Зокрема з'ясовано, що риби, резистентні в результаті відбору до поліхлорпінену, ставали одночасно стійкими до фенолу, і навпаки [262].

Показано, що гамбузії з деяких зрошувальних систем дельти Міссісіпі за своєю резистентністю до хлорорганічних пестицидів на три порядки перевищували звичайних риб У стійких до пестицидів гамбузій мембрани клітин зв'язують мічений С-14 ендрин сильніше, ніж у чутливих [263].

Досліджено еколого-фізіологічні основи стійкості рослин до шестивалентного хрому в умовах Донбасу [264]. На прикладі угруповань мікробентосу трьох річок з різним рівнем забруднення металами виникає певне пристосування до їх підвищеного вмісту у воді [265]. Досліджена толерантність мікробентичної діатомової водорості *Gomphonema parvulum* до підвищеного рівня металів у середовищі [266]. З'ясована фізіологічна роль мікроелементів в організмі прісноводних риб [267].

Проте проблема пристосування організму до умов токсичного середовища потребує подальших досліджень і узагальнень.

1.6. Взаємозв'язок біопродукційного і токсикологічного напрямку при дослідженні гідроекосистем

1.6.1. Основні підходи: особливості та спільні аспекти

Проблеми якості середовища, оцінки ступеня його забруднення традиційно вирішувалися ізольовано від проблем біопродуктивності екосистем, зокрема водних [44].

Завдання вивчення продуктивності полягає у з'ясуванні швидкості, із якою різні біосистеми за тих чи інших умов синтезують (чи можуть синтезувати) подібну собі речовину, використовуючи для цього асимільовані сполуки та енергію. Будь-яка біологічна система існує лише за неперервного обміну речовин із навколишнім середовищем. Усі біосистеми характеризуються продуктивністю, і системи одного типу порівнюють за рівнем продуктивності за величинами продукційних показників. До основних продукційних показників належать продукція і питома продукція [35; 37; 269].

Продукція – уся вироблена даною біосистемою за даний відрізок часу речовина з урахуванням витрат на обмін. Зазвичай, мається на увазі органічна речовина, синтезована системою, але оцінка продукції найчастіше здійснюється в термінах «живої маси», включаючи скелетні та інші подібні утвори [37].

В основі балансових рівнянь, які широко використовуються при різноманітних продукційно-енергетичних розрахунках, лежить закон збереження енергії у біологічних системах [40; 269].

Згідно першого закону термодинаміки вся енергія, що поглинається з їжею має бути перетворена в ту чи іншу форму і бути або витраченою при обміні, або накопичитись в процесі росту, або бути виділеною із продуктами виділення.

У загальному випадку має справджуватися рівняння:

$$Q_3 = Q_{осн.} + Q_{ст.} + Q_p. + Q_a. + Q_t., \quad (1.1)$$

оскільки загальний обмін (Q_3) складається з основного, стандартного, рутинного, травного й активного.

Можна також розглядати величину загального обміну як суму величин додаткових енергетичних потреб, що відповідають кожному з вищезгаданих складових:

У загальному вигляді енергетичний баланс організму можна записати так:

$$E_p = E_a + E_e + E_s + E_m + E_o + E_i + E_n, \quad (1.2)$$

де E_p – енергія, що потрапляє до організму (енергія раціону), E_a – енергія, акумульована в тілі; E_e – ентропізована енергія; E_s – енергія, що міститься в статевих продуктах; E_m – енергія, що міститься в метаболітах; E_v – енергія, що міститься в структурах, що підлягають відторгненню; E_i – енергія, що використовується паразитами; E_n – незасвоєна енергія [270].

Проте для організму, який росте, але ще не розмножується, можна застосовувати балансове рівняння Г.Г. Вінберга [271]:

$$P = \Pi + B + H, \quad (1.3)$$

де P – енергія раціону, Π – енергія приростів, B – витрат на обмін, H – незасвоєної частки їжі.

Оскільки, згідно Г.Г. Вінберга [271], незасвоєна частка їжі складає найчастіше близько 20% від величини раціону, балансове рівняння зручно використовувати у такій формі:

$$P = 1,25 (\Pi + B). \quad (1.4)$$

Біопродукційний і токсикологічний напрямки у вивченні екосистем тривалий час розвивалися незалежно один від одного [44].

Вивчення загальних питань біопродуктивності було спрямоване на з'ясування кількісних закономірностей продукційного процесу, в основі якого лежить закон збереження енергії у біосфері [32-34; 43; 272-275].

Головна увага була зосереджена на складових енергетичного обміну [32; 35; 271; 276]. Значна увага при цьому приділялася особливостям річних циклів різних організмів, зокрема риб [278], біохімічним процесам у їхньому організмі [279; 280].

Накопичена значна інформація з калорійності гідробіонтів [281-285]. Встановлені головні фактори, що впливають на рівень первинної продукції й характеристики фотосинтезу мікрофітобентосу [286].

Досліджені функціональні показники занурених рослин водосховищ у різних гідрологічних та гідрохімічних умовах [287], зокрема встановлено вплив гідрологічного і гідрохімічного режиму на їхню продуктивність, проте і в цьому дослідженні практично не йде мова про залежність продуктивності від рівня забруднення водного середовища.

Цей підхід дозволив розглядати з єдиної точки зору рибогосподарські й санітарно-біологічні аспекти гідробіології, але навіть у капітальних працях з біопродуктивності вплив забруднення на найважливіші біопродукційні показники взагалі не згадується [269; 288-290].

Таким чином, при біопродукційних дослідженнях могутні токсичні фактори водного середовища залишалися поза увагою [44].

Навіть в узагальнюючих працях з комплексного підходу в гідробіологічних дослідженнях при визначенні біопродуктивності як окремих груп, так і угруповань в цілому практично не береться до уваги рівень токсичності водного середовища [291].

Проте слід відзначити і певні зрушення у методології екосистемних досліджень. Все частіше проблеми біопродуктивності й біоіндикації водойм розглядаються у комплексі [44; 292].

Встановлена залежність між рівнем органічного забруднення ставків і швидкістю росту і продукції *Daphnia magna* [293], з'ясовано вплив раціону і важких металів на темп росту у *Potamopyrgus jenkinsi* (*Gastropoda, Hydrobiidae*) [294].

Відзначено негативний вплив забруднення водосховищ Дніпра на кормову базу риб [295]. Зокрема показано, що внаслідок забруднення відбуваються якісні й кількісні зміни гідробіоценозів, а у місцях безпосереднього впливу промислових стоків – їх повна руйнація. Внаслідок забруднення Ворскли і Псла чисельність кормової бази риб знизилася в 5-30 разів.

Підкреслено [269], що водойми, які знаходяться в умовах значного антропогенного впливу, заслуговують на особливу увагу. При цьому необхідно розрізняти евтрофування і забруднення. Причому на необхідності розрізняти ці процеси свого часу вказував ще Г.Г. Вінберг [296].

Проблема норми і патології у функціонуванні водних екосистем не нова. Так, ще в 1977 році їй було присвячено Всесоюзний симпозиум [297].

Проте навіть у найбільш узагальнюючих працях «біопродукціоністів» проблема токсичного впливу здебільшого не розглядається взагалі. Зокрема, як вважає О.Ф. Алімов, токсичне забруднення виходить за межі його інтересів і відомої його праці [269], оскільки багатьма гідробіологами токсикологія, яка оцінює вплив токсичних речовин на екосистеми, розглядається як особлива наукова дисципліна.

Відзначено, що балансовий підхід до вивчення водних екосистем, який широко й успішно використовувався при проведенні досліджень за Міжнародною біологічною програмою, на жаль, останнім часом застосовується не виправдано рідко. Найважливіша продукційна характеристика екосистеми – швидкість обороту біомаси, яка виражається у вигляді Р/В-коефіцієнтів. Значення цих коефіцієнтів розраховані для популяцій багатьох видів гідробіонтів, встановлені кількісні залежності їх від середньої маси організмів, факторів середовища тощо. Вкрай мало відомостей про Р/В-коефіцієнти для угруповань тварин, і вони практично відсутні для екосистем у цілому. Аналіз біотичних балансів озер помірної та арктичної зон європейської частини Росії та Білорусії показав, що ці екосистеми є досить ефективними ($K_2 = 0,25$), а швидкість обороту біомаси за рік близька до одиниці [298]. Але і в цій роботі жодного слова не згадано про рівень забруднення екосистем, продукція яких аналізується.

До найважливіших задач екотоксикології належать виявлення ступеня шкідливого впливу (як у якісному, так і у кількісному відношенні) і розробка запобіжних заходів. Іншою важливою задачею екотоксикології є встановлення змін видового складу угруповань і функціональних характеристик екосистем. Тут мова йде в принципі про контрольні кількісні параметри росту організмів і обміну речовин [299]. Виміри об'ємних показників росту рослин є чутливим методом виявлення можливого впливу шкідливих речовин, особливо за їх концентрацій, близьких до межі токсичності. Зниження показників біопродуктивності вищих рослин (дерев) у деяких випадках кількісно виявляється лише через кілька років. Однак як додатковий критерій може слугувати зниження фотосинтетичної активності. З'ясовані реакції макрофітів перифітону на вплив іонів важких металів [300].

Досягнений рівень біопродукційних досліджень дозволяє впевнено вирішувати питання складання біотичного балансу водойм [301], обґрунтовувати раціональні рибогосподарські заходи для рибного господарства, розраховувати продуктивність різноманітних водойм [269; 274]. Водночас слід зауважити, що розраховані таким чином продукційно-біологічні баланси досить часто не

підтверджуються результатами конкретних досліджень [44], а продуктивність водойм різного ступеня забруднення виявляється значно нижчою від теоретично розрахованої. Це свідчить про те, що продукційна гідробіологія вже оволоділа розумінням «екологічної норми», проте не дійшла розуміння «патології» водних екосистем [44]. Особливої уваги заслуговує проблема кількісних змін продукційних параметрів під впливом людської діяльності і пов'язаної з нею перерозподілу потоків в екосистемі [269; 298; 301; 302; 303-305].

Водночас, перед водною токсикологією ще у 50-60-ті роки постала проблема докорінних змін у гідроекосистемах, викликаних потужними потоками нафти, пестицидів, важких металів, радіонуклідів, поверхнево-активних речовин та інших забруднень, що надходять до водойм. Це призвело до істотних змін практично всіх внутрішньоводоймних процесів. Для розв'язання цих проблем важливо було виявити кількісну сторону небезпеки забруднень водойм токсичними речовинами, що й було передумовою для орієнтації наукових досліджень в галузі водної токсикології на встановлення рибогосподарських гранично допустимих концентрацій (ГДК) шкідливих речовин [44].

Перші праці, що показали можливість оцінювати пригнічуючий вплив пестицидів на водорості за інтенсивністю фотосинтезу, були проведені наприкінці 50-х років [306].

Інша група досліджень, що поєднувала токсикологічні і біопродукційні підходи – це експериментальний аналіз впливу токсикантів на продуктивність водяних тварин у ряді поколінь. Але пошук методик, які об'єднували б ці напрямки, обмежений кількома працями [307-309]. Остання методика [310; 311] реалізована в численних експериментах Е.П. Щербань [312-319].

Інтимний механізм впливу токсикантів на ті чи інші параметри ракоподібних (структура токсичного ефекту) може бути різноманітним, але кінцевий ефект завжди один - продуктивність популяції знижується в десятки разів [315]. Зокрема дослідження кількох препаратів росту рослин показали, що в решті решт усі вони дають один і той же ефект – зниження продуктивності ракоподібних. Хоч механізм дії препаратів різний, проте ефект – однаковий [319]. Досліджено комбінований вплив деяких забруднюючих чинників на продукційні характеристики фіто- і бактеріопланктону [320].

Токсикологічний експеримент такого роду включає в себе як обов'язковий елемент контроль – «норму» тобто тест-культуру, на яку не діють токсиканти. Аналогічний принцип може успішно застосовуватися до всіх методик, за допомогою яких досліджується продуктивність водяних тварин, швидкість поглинання кисню, темп росту тощо [321-325].

Встановлено, що у коропів за умов наявності у водному середовищі дибутилолородихлориду (ДБОДХ) за концентрацій 0,1 і 0,01 мг/дм³ вміст сухої речовини в тілі зменшився у порівнянні з контролем на 40-50%. При цьому за 45 діб їх вага була на 30% меншою, ніж у контролі. Інтотоксикація оловоорганічними сполуками призводила до порушення співвідношення пластичних і енергетичних процесів, про що свідчили зміни вмісту води і мінеральних елементів у тканинах, значне обводнення тканин і збільшення кількості мінеральних речовин, що вказує на великі енергетичні витрати в ході інтотоксикації. Зміна регуляції досліджених параметрів у ході інтотоксикації носить фазовий характер [326-327]. Досліджено ріст річкових риб і показники ліпідного обміну в умовах забруднення середовища [328]. Досліджено вплив двох токсикантів на ріст *Lepomis macrochirus* [329].

Показано [330], що погіршення стану середовища спостерігається зростання частки обміну на підтримання життєдіяльності і зменшується частка, що йде на приріст. За цих умов організм риби активно пристосовується, витрачаючи на цей процес певну кількість речовини й енергії не лише засвоєної їжі, але і резервів. Харчові речовини, що поступають, трансформуються перш за все на покриття цих потреб організму. Цікаво, що не всі ланки обміну рівною мірою порушуються під впливом змін зовнішнього середовища. Процес травлення мало змінюється під безпосереднім впливом зовнішнього середовища, і засвоєння поживних речовин із їжі може відбуватися на одному рівні при істотних змінах навколишнього середовища. Однак засвоєна їжа може по-різному використовуватися.

Слід відзначити ще одну точку перехресту інтересів водної токсикології і біопродукційних досліджень на рівні вищих трофічних ланок – біоенергетичній оцінці впливу токсикантів на риб [331; 332] і безхребетних [333]. Головним показником з багатьох фізіолого-біохімічних критеріїв, досліджених авторами, є зміни калорійності тканин (а також вміст у них ліпідів та іншого енергетичного матеріалу), який в умовах інтотоксикації знижується у риб і у безхребетних.

Стійкі токсиканти накопичуються в рибах, що призводить до підриву їх відтворювальної здатності і часто до – масової загибелі. Токсичність – це здатність різноманітної отрути за концентрацій, які перевищують деякі критичні значення, викликати певне коло порушень життєдіяльності біологічних об'єктів. Якщо буде забезпечено існування організму на найбільш чутливих стадіях, то тим самим буде збережено весь його біологічний цикл. Тест функція – це будь-який показник реакції біоти на відповідні зміни умов середовища. Тест-об'єкт – піддослідний біологічний об'єкт, який підлягає впливу несприятливих факторів середовища. Найбільш чутливим показником впливу того чи іншого токсиканта є зміна інтенсивності обміну речовин [333]. Про це може свідчити темп росту, інтенсивність дихання. Розглядається

питання про можливість використання швидкості росту риб для розробки рибогосподарських ГДК [334].

В основі механізму токсичної дії більшості фосфорорганічних пестицидів лежить вибіркоче пригнічення ацетилхолінестерази. Одним з проявів цього механізму є взаємодія фосфорорганічних препаратів із холінореактивними системами, що призводить до сповільнення серцевої діяльності при введенні їх у дозах, які не викликають видимих ознак інтоксикації [335; 336].

У досліджах із вивчення темпу росту передличинок і личинок коропа за наявності йодофосу у водному середовищі встановлено, що за всіх досліджених концентрацій (від 0,001 мг/дм³) темп росту був нижчим, ніж у контролі, причому зі зростанням концентрації йодофосу темп росту знижувався [337].

Токсичні фактори мають важливе значення у формуванні біопродуктивності прісних [338] і морських [339; 340] вод. Однак використання біопродукційних параметрів організмів для діагностики екотоксикологічної ситуації і оцінки якості середовища в цілому ще не знайшло застосування у практиці біоіндикації й біотестування.

Різноманіття тест-об'єктів, що використовуються, тест-функцій, а головне – методів оцінки зміни цих тест-функцій під впливом токсикантів, породжує суттєві труднощі, пов'язані зі складністю співставлення матеріалів, отриманих різними авторами. Це обумовлено тим, що одні і ті ж методи вимірювання і методичні прийоми реалізуються різними способами. Це не може не відобразитися на одержуваних матеріалах. Одним із найбільш реальних шляхів подолання цієї перешкоди є стандартизація методів і підходів, що використовуються для оцінки токсичності на рибах [341].

Розробляються нові підходи до розрахунків рівня дихання в токсичному середовищі [322; 342]. Особливу увагу приділяють удосконаленню модельного експерименту у водній токсикології [323; 343-348], зокрема плануванню токсикологічного експерименту [349-351].

Механізм токсичного впливу важких металів полягає у тому, що вони блокують функціональні SH-групи, що призводить до інгібування життєво-важливих ферментів, що беруть участь у синтезі гема, що призводить до розвитку анемії. Крім того, в ряді випадків свинець здатний заміщувати кальцій у кістках [352], а хром є одним із найбільш небезпечних канцерогенів [353], при цьому важливе значення має вивчення форм його існування [354].

Інтенсивність перекисного окиснення ліпідів у тканинах використовується як інтегральний показник впливу умов середовища на фізіолого-біохімічний статус організму. При дії на риб екстремальних факторів відмічено зниження антиокиснювальної

активності тканин, що призводить до активізації перекисного окиснення ліпідів і накопичення токсичних гідроперекиснів ліпідів [355].

Основні принципи оцінки токсичності забруднюючих речовин для гідробіонтів ґрунтуються на використанні показників, які найповніше відображують благополуччя. Однак ці експерименти надзвичайно трудомісткі. У зв'язку з цим перспективним є пошук «екологічно вагомих» біохімічних показників токсичності, які, проявляючись до загибелі організму і відображуючи ступінь його неблагополуччя, можуть слугувати діагностичними тестами стану водних тварин, що населяють природні водойми. Одним з таких перспективних біохімічних тестів є колаген хребта, метаболізм якого тісно пов'язаний із процесами росту організмів. Колаген – найпоширеніший білок багатоклітинних організмів на всіх стадіях розвитку [356]. При порівнянні маси, довжини і вмісту колагену хребта встановлено, що спочатку інгібується синтез колагену, а потім сповільнюється ріст. Оцінюючи стан риби у водоймі за змінами вмісту колагену в хребті слід аналізувати риб одного віку, виду, фізіологічного стану і в межах одного сезону.

Встановлено [357], що свинець і шестивалентний хром істотно пригнічують життєдіяльність і значно зменшують продуктивність синьозеленої *Microcystis aeruginosa* Kuetz. Emend. Elenk і зеленої *Chlorella vulgaris* Beijer водорості.

Узагальнено матеріали багаторічних експериментальних та натурних досліджень із вивчення відгуків компонентів прісноводного планктону на токсичні забруднення різної хімічної природи (гербіциди, інсектициди, важкі метали тощо) [358]. Різні компоненти планктону реагують на токсичні впливи неоднозначно. На фітопланктон токсиканти справляють стимулюючий. Пригнічуючий або смертельний вплив залежно від концентрації та тривалості дії. Показниками токсичної дії є зниження інтенсивності або повне припинення фотосинтезу, зміна співвідношень між первинною продукцією та деструкцією, зрештою – лізис водоростевих клітин. Внаслідок вибіркової елімінації видів з різною чутливістю та стійкістю до токсикантів в угрупованнях відбувається зміна домінант і перебудовується їх структура (токсикогенна сукцесія). Бактеріопланктон загалом реагує таким же чином, як фітопланктон – зниженням бактеріальної продукції, посиленням бактеріальної деструкції, зміною співвідношень різних фізіологічних груп бактерій. В деяких випадках (катіногенні СПАР) спостерігається бактерицидний ефект. Зоопланктон – найбільш чутливий до токсикантів компонент планктону. З його складу при токсичному затруєнні водойм перш за все елімінуються гіллястовусі ракоподібні-фільтратори. Коловертки можуть, навпаки, підвищувати свою чисельність. Веслоногі ракоподібні, як правило, значно стійкіші. Тому в токсифікованих екосистемах

структура зоопланктонних ценозів змінюється із кладоцерно-копеподної на копеподно-ротаторну. При більш тривалих і сильних впливах елімінуються і ці компоненти зоопланктону. Пригнічуючий вплив малих концентрацій токсикантів на планктонних ракоподібних експериментально прослідковано на численних прикладах у ряді 3-5 і більше поколінь гіллястовусих із коротким життєвим циклом: зниження плодючості, фактичної та потенціальної продуктивності, тривалості життя, якість нащадків тощо.

Виділяють дві основні категорії несприятливих зовнішніх впливів на організми: пошкодження, що викликає зниження біомаси аж до загибелі організму і стрес, що викликає зменшення продукції [359].

Аналіз популяцій з достатньо великою чисельністю у значної кількості видів виявлено зростання виживання невеликої кількості найстаріших особин – так званий «ефект Мафусаїла» [360].

До адаптивних ферментів, які чутливо реагують на зміни хімічного складу середовища, належить ряд ферментів травної системи риб, зокрема α -амілаза, лужна та кисла фосфатази [361-363]. У низці наукових праць описана висока чутливість травних ферментів риб до впливу токсикантів [326; 362; 364; 365]. Як зазначає Н.С.Бузинова [326], секреторна активність травного тракту риб може використовуватися як фізіологічний показник токсичності у хронічних експериментах.

Встановлено що свинець, цинк, ртуть і кадмій пригнічували розмноження одноклітинних, зоо-, фіто і бактеріопланктону. Найбільш чутливими до наявності свинцю і цинку групою виявився зоопланктон. Одноклітинні вже з перших годин внесення важких металів у воду давали різку відповідну реакцію. Причому в усіх випадках експерименту спостерігалася істотна перебудова видової структури фіто- і зоопланктону у порівнянні з контролем [366].

Для одержання оперативної інформації про екологічний стан водойм перспективним є впровадження експрес-методів аналізу за схемою фермент-досліджуване середовище-буфер-субстрат. Морфологічні параметри травної системи риб відображають її функціональний стан, вони прямо пов'язані з активністю живлення риб, характеризують спрямованість процесів метаболізму і росту риб у період нагулу та підготовки до зимівлі. Активність травних ферментів є чутливим фізіолого-біохімічним показником функціонування травних залоз. Вона характеризує їхній загальний стан, а також співвідношення механізмів порожнинного та мембранного травлення. Зміни ферментативного спектра, активності ферментів, що здійснюють порожнинний та мембранний гідроліз їжі, відображають адаптивні реакції травного апарату в конкретних умовах середовища існування риб [367].

Проте, не дивлячись на велике розмаїття підходів до оцінки стану прісноводних екосистем, всім їм притаманний один спільний недолік – вони не враховують продукційно-енергетичні характеристики, що відображують процеси утилізації енергій і речовини у водних екосистемах. Безперервний обмін речовиною і енергією між біоценозом і середовищем складає фундаментальну основу його існування – метаболізм біоценозу, в процесі якого йому вдається звільняти себе від усієї тієї ентропії, яку він вимушений виробляти» [368-370].

Важливе значення гідробіологічні методи мають у контролі якості внутрішніх вод [371]. Проте без аналізу продукційно-енергетичних характеристик, очевидно, принципово неможливо визначати якісно різні стани екосистеми. Тому не випадково, що жоден із методів оцінки якості вод за гідробіологічними показниками не дозволяє контролювати перехід екологічної системи під впливом антропогенних факторів із одного якісного стану до іншого [372].

Саме як зрушення рівноваги у ентропійно-неентропійних процесах під впливом антропогенного навантаження розглядає вплив забруднення екосистем і Л.П. Брагінський [44; 373; 374].

Важливою передумовою метаболічного прогресу є антропогенне збагачення водних екосистем біогенними елементами. Є факти, які вказують на те, що здатність до живлення і його ефективність у гідробіонтів зростає за низьких концентрацій деяких речовин, які вважаються отруйними [375]. Це також може бути передумовою метаболічного прогресу біоценозів, як і невисока концентрація металів, які входять до активних центрів ензимних систем і тому необхідні для нормального функціонування біоценозів [40].

Вивчення мейобентосу Чорного і Азовського моря показало, що реакцією мейобентосу на хронічні антропогенні впливи є скорочення видового розмаїття мейобентосу, посилення домінування окремих його таксонів, збільшення загальної чисельності й зменшення загальної біомаси; розвиваються організми з мінімальними розмірами тіла і короткими циклами розвитку, кількість особин на кожний міліграм загальної біомаси різко зростає. Змінюється співвідношення чисельності окремих груп, а також співвідношення чисельності й біомаси макрзообентосу і мейобентосу. Одним із серйозних наслідків антропогенного пресу є скорочення площ нагулу личинок і молоді важливих промислових риб придонного і донного комплексів [376].

В результаті узагальнення багаторічних експериментальних та натурних досліджень з вивчення відгуків компонентів прісноводного планктону на токсичні забруднення різної хімічної природи (гербіциди, інсектициди, важкі метали, поверхневоактивні речовини, нові синтетичні продукти тощо) встановлено, що різні компоненти планктону реагують на токсичні впливи неоднозначно. На

фітопланктон токсиканти справляють стимулюючий, пригнічуючий (альгостатичний) або смертельний (альгіцидний) вплив залежно від концентрації та тривалості дії. Показниками токсичної дії є зниження інтенсивності або повне припинення фотосинтезу, зміна співвідношень між первинною продукцією та деструкцією, зрештою – лізис водоростевих клітин. Внаслідок вибіркової елімінації видів із різною чутливістю та стійкістю до токсикантів в угрупованнях відбувається зміна доміант і перебудова структури (токсикогенна сукцесія). Бактеріопланктон загалом реагує так само, як і фітопланктон – зниженням бактеріальної продукції, посиленням бактеріальної деструкції, зміною співвідношень різних фізіологічних груп бактерій. Зоопланктон – найбільш чутливий до токсикантів компонент планктонних ценозів. З його складу при токсичному затруєнні водойм перш за все елімуються гіллястовусі ракоподібні-фільтратори. Коловертки можуть навпаки підвищувати свою чисельність. Веслоногі ракоподібні, як правило, значно стійкіші. Тому в токсифікованих екосистемах структура зоопланктону змінюється із кладоцернокопеподної на копеподно-ротаторну. При більш тривалих і сильних впливах елімуються і ці компоненти зоопланктону. Пригнічуючий вплив малих концентрацій токсикантів на планктонних ракоподібних експериментально прослідковано на численних прикладах у ряді 3-5 і більше поколінь гіллястовусих із коротким життєвим циклом: зниження плодючості, фактичної та потенційної продуктивності, тривалості життя, якості нащадків тощо [358].

Відгуком фітопланктону на стабілізацію екосистем дніпровських водосховищ є зниження цвітіння» води синьозеленими водоростями, перехід від їх монодомінантних угруповань до полідомінантних. Зміна структури й динаміки фітопланктону інтенсифікує процеси первинної продукції, є біологічним механізмом екосистеми, який компенсує формування потоків енергії після зниження «цвітіння» води синьозеленими водоростями, спрямованим на підтримання високого видового розмаїття і продукційного потенціалу дніпровських водосховищ [377].

Пропонується первинною системною коміркою вивчення стану антропогенно трансформованого довкілля розглядати генералізовану річкову макроекосистему, яка визначається видовим розмаїттям ценозів, біопродуктивністю та якістю води. Визначення екологічної якості водного середовища за рівнем первинної продукції передбачає, що видовий склад і продуктивність ценозів відповідає природним умовам даної екосистеми, не порушена кормова база річкової іхтіофауни та умови природного відтворення [378].

Спеціально проведені лабораторні дослідження показали, що гідробіонти, зокрема молюски, активно впливають на форми знаходження високотоксичних важких металів у природних водах [379].

Акумулюючу здатність гідробіонтів по відношенню до розчинних металів зазвичай виражають коефіцієнтами накопичення (Кн) [379], розуміючи під ними відношення концентрації металів в тілі особин досліджених видів (на одиницю маси сухої речовини) до вмісту тих же металів у такому ж за масою об'ємі води з місця мешкання гідробіонтів.

Посилення антропогенного впливу на морські акваторії призводить до негативних змін в угрупованнях на всіх рівнях організації. Результати досліджень показали, що найбільших розмірів одновікові скорпени *Scorpaena porcus* L. досягають у найбільш чистій Балаклавській бухті. Так, особини віком 4+ і 5+ в цій бухті мали довжину тіла 13,9 і 16,0 см; в більш забрудненій Стрілецькій бухті – 13,6 і 15,5 см а в найбільш забрудненій Севастопольській бухті – 12,7 і 15,1 см відповідно. Таким чином, темп росту скорпени сповільнений у найбільш забрудненій акваторії. Дані гістологічного аналізу гонад скорпени показали, що в Севастопольській бухті понад половина досліджених самиць мали аномалії оогенезу, тоді як у відносно чистих бухтах такі особини не знайдені [380]. Показано, що інтегральним показником впливу тримана-1 на життєдіяльність церіодафній *Ceriodaphnia affinis* є плодючість [381].

Аналіз даних дії нітрату свинцю на ріст та розвиток проростків пшениці показав, що свинець у низькій концентрації (10^{-5} – 5×10^{-5} мг/мл) стимулював ріст як коренів, так і пагонів. Свинець за концентрації від 10^{-4} мг/мл і вище гальмував ріст не лише коренів, але й пагонів. Слід зазначити, що пригнічення росту надземної частини проростків по відношенню до коренів було менш вираженим. Так, нітрат свинцю в концентраціях 10^{-4} – 10^{-3} мг/мл практично не впливав на ріст пагонів. Лише в дозах, близьких до 5×10^{-3} мг/мл відмічено значне зниження рівня росту. Летальними виявилися концентрації 5×10^{-2} мг/мл, сублетальними 10^{-2} мг/мл [382].

Вивчення сезонної динаміки міграції полівалентних металів між водою і макрофітами Японського моря дозволило встановити істотні сезонні коливання вмісту важких металів у тілах рослин. Всі досліджені види водоростей збагачені нікелем і цинком в квітні, а ванадієм – в грудні, концентруючи ці метали в 10^4 - 10^5 разів. Найменші коефіцієнти накопичення для заліза і цинку – в грудні, а для нікелю – в у серпні. Збагачення водоростей молібденом постійне протягом року. Для кожного виду водоростей характерна певна група металів з підвищеним вмістом у різні періоди року, що пояснюється індивідуальними особливостями їхнього розвитку. Як вважають автори дослідження, ці відомості допоможуть також з'ясувати, в яких процесах клітини бере участь той чи інший метал [383].

Як біологічний тест функціонального стану гідробіонтів пропонується використовувати кількісне співвідношення процесу обміну речовин, зокрема P/A, R/A, P/R [384].

Проте, як справедливо зауважує Л.П. Брагінський [44], отримані дані ще не вдалося зв'язати з найбільш важливими продукційно-біологічними показниками – ефективністю трансформації їжі, продукційно-біомасовими коефіцієнтами тощо.

Таким чином продукційно-енергетичні дослідження екосистем ще не вдалося органічно поєднати з екотоксикологічними і проблемою якості середовища в цілому.

1.6.2. Проблема поєднання продукційних і токсикологічних підходів

У фізіологічній енергетиці, чи біоенергетиці тварин, швидкості використання, природи, втрати й ефективності перетворення енергії розглядаються як функційні властивості всього організму. В цьому полягає відмінність терміну «фізіологічна енергетика» від терміну «біоенергетика», що застосовується для характеристики енергетичного обміну, що відбувається всередині клітини, хоч у обох випадках діють одні і ті ж фізичні й хімічні закони. Екологічна енергетика вивчає перехід енергії з одного трофічного рівня на інший [277]. Встановлені співвідношення продукції і метаболізму популяції [36], досліджені балансові моделі росту тварин [385]. Детально вивчено енергетичний обмін морських риб [386]. Проте ці дослідження практично не враховують вплив стану забруднення середовища на жоден із досліджених показників.

Встановлені бюджети речовини й енергії в біологічних системах [387]. Загальний обмін найчастіше розглядається як рівень метаболізму за нормальної фізіологічної активності організму. Структура енергетичного балансу організму обумовлена співвідношенням основного, стандартного, рутинного, активного й травного обміну.

Основний обмін – мінімальна швидкість енергетичних витрат, необхідних для підтримання життя. Серед різних потреб організму визначенню цього фізіологічного мінімуму було приділено найбільше уваги [271]. В цьому знайшла своє відображення детальна вивченість основного обміну у гомойотермних тварин.

З використанням тунельних респірометрів для вивчення рівні обміну при певній швидкості плавання було запроваджено поняття «активного обміну».

Обмін, що супроводжується процесами живлення, перетравлювання й всмоктування їжі, а також екскреції був названий травним.

Слід особливо підкреслити ту обставину, що переважна більшість досліджень енергетики тварин пов'язана саме з вивченням основного, стандартного і активного обміну. Вивченню ж травного обміну приділялось недостатньо уваги. Це обумовлено кількома причинами.

Перш за все, при вивченні рівня споживання кисню досліди зазвичай проводилися на організмах, які попередньо витримувалися протягом кількох діб чи годин до повного перетравлення у них залишків їжі. Це робилось з метою зведення нанівець впливу величини раціону і якості їжі на енергетичні витрати. Тобто потреба в уніфікації методики привела до практично повного ігнорування тієї складової енергетичних витрат організму, яка власне є травним обміном.

Вивчення закономірностей трансформації речовини й енергії у риб дозволило встановити найчутливіші показники елементів обміну речовин на зміну якісного складу природних вод. Серед них найбільш об'єктивними є коефіцієнти A/C, P/A і R/A [388].

Порівнюючи загальний баланс енергії екосистеми Чорного моря в 1970-х і в 1992-1994 рр. слід відзначити, що із загальної кількості енергії, яка входить до неї, істотно знизився рівень споживання її гетеротрофними тваринами – з 15 до 2,6%, водночас роль бактерій у цьому процесі зросла з 35 до 41,5%. Якщо частка невикористаного детриту в 1979 р. складала 5%, то в 1992-1994 рр. – 12%. Вихід чистої продукції риб зменшився з $2,34 \times 10^{12}$ до $0,42 \times 10^{12}$ кДж, що пов'язано з низькою екологічною ефективністю рівня хижаків, зокрема гребінця *Mnemiopsis leidyi*, продукція якого майже не використовується ні в екосистемі, ні людиною [240].

Слід відзначити, що неврахування рівня забруднення водного середовища на плин біопродукційних процесів призводить до того, що розрахунки біопродуктивності, проведені без урахування рівня забруднення середовища, дають результати, які не підтверджуються на практиці. Зокрема, прогнози рибопродуктивності дніпровських водосховищ [389] виявилися дость далекими від реалій. Лише в деяких роботах є спроби дослідити продукційно-енергетичні характеристики біосистем за токсичного забруднення середовища йонами важких металів [390].

При порівнянні вмісту біогенних елементів у живій речовині і кісному компоненті біосфери виявляється, що диспропорція у вмісті фосфору особливо велика. Відповідно, фосфор належить до найбільш дефіцитних елементів, що визначають розвиток життя. Він є одним з найважливіших структурних елементів, грає важливу роль у регуляції внутрішньоводоймних процесів, має ключове значення у визначенні рівня трофії водойми [270]. Встановлено, як впливає фосфорне навантаження на біологічну продуктивність озер [391].

Рибне населення може спричинювати як безпосередній вплив на колообіг фосфору (вплив метаболічних процесів самих риб), так і опосередкований (шляхом зміни структури всього угруповання). Вивчення колообігу фосфору в природних водоймах стало однією з найважливіших проблем їх раціонального використання й охорони [392].

Детально висвітлена роль фосфору в життєдіяльності гідробіонтів [393]. Перші систематичні кількісні визначення фосфору в м'язовій тканині риб почали проводитися з кінця минулого століття. Найповніші відомості щодо вмісту фосфору в рибах – в їх тканинах та органах, отримані різними авторами до 1944 року, наведені в праці [394]. Однак більшість із них стосується морських риб, причому майже всі вони отримані при аналізі одного екземпляра, навіть без відомостей про масу його тіла. До того ж більшість визначень фосфору стосується м'яких тканин риб, а відомостей щодо його вмісту в цілому організмі бракувало. Найповніші дослідження з цього питання проведені на прикладі 25 видів риб дніпровських водосховищ [395]. Встановлено, що вміст фосфору в тілі та динаміка його відносного вмісту істотно залежить від особливостей онтогенезу кожного виду [75], що обумовлено специфікою проходження певних стадій розвитку [75; 396]. На відміну від вмісту азоту, який мало відрізняється у риб різних видів [397], вміст фосфору досить видоспецифічний [75].

1.6.3. Головні проблеми при дослідженні біопродуктивності гідроекосистем різного рівня токсичного забруднення

Проведений нами аналіз літератури з біопродукційних і токсикологічних досліджень різноманітних екосистем дозволяє дійти таких висновків.

1. Дослідження продуктивності організмів, популяцій і угруповань у переважній більшості випадків проводиться без урахування екотоксикологічної ситуації та якості середовища в цілому. І це за умов, коли ще в 70-ті роки забруднення внутрішніх водойм України стало помітно зростати, досягнувши небезпечних меж у середині 90-х років. У дніпровських водосховищах відбуваються істотні структурні перебудови біоценозів і іхтіоценозів, забруднення водойм часто обумовлює загибель риб. Зростання масштабів цього явища у внутрішніх прісноводних водоймах України висунуло проблему удосконалення існуючих методів його оцінки. Еколого-токсикологічний стан дніпровських водосховищ досить напружений [398]. Зараз басейн Дніпра належить до числа регіонів Східної Європи з максимальним антропогенним навантаженням; проведений діагностичний аналіз переносу забруднюючих речовин в басейн Дніпра з території трьох країн свідчить про вкрай незадовільний екологічний стан у цьому регіоні, що складає значну загрозу для населення й збереження біологічного розмаїття рослинного й тваринного світу [399-402].

2. Водночас слід відзначити, що дослідження, які поєднували б вирішення біопродукційних і екотоксикологічних проблем на засадах єдиного методологічного підходу на основі встановлення кількісних відношень між станом якості середовища і найважливішими продукційно-енергетичними показниками біосистем різного рівня

організації вкрай обмежені, хоч окремі публікації свідчать про істотний вплив забруднення на продуктивність організмів і популяцій.

3. Практично всі біопродукційні дослідження продовжують проводитися без будь-якого урахування екотоксикологічної ситуації та якості середовища в цілому. Найчастіше при цьому використовуються різні схеми розрахунків біопродуктивності як окремих видів, так і трофічних груп та рівнів із використанням літературних даних щодо біопродукційних показників різних організмів, які в більшості випадків отримані десятки років тому за зовсім інших екотоксикологічних умов.

4. Майже відсутні дослідження впливу токсикантів на осциляцію значень найважливіших біопродукційних показників, зокрема питомої швидкості росту, ефективності трансформації речовини та енергії тощо. Водночас в літературі є відомості, які вказують на зростання амплітуди коливальних процесів у системах у випадку стресових ситуацій. Зокрема, результати радіоавтографічних досліджень свідчать, що в різні періоди патологічного процесу на рівні біосинтетичної активності клітини характеризуються істотними коливаннями, які можуть мати летальний результат. Саме тому наголошують, що профілактика і рання діагностика хвороб може базуватися на посиленні коливальних процесів біосинтетичної активності клітини. Це дає змогу прогнозувати майбутнє захворювання ще в безсимптомній, доклінічній стадії [403; 404].

Таким чином, цілком очевидна неможливість застосування і розрахункових методів визначення продуктивності й продукції як окремих видів, так і їх популяцій і угруповань без урахування впливу екотоксикологічної ситуації і якості середовища на ці процеси.

5. Щодо впливу токсикантів на спряженість енергетичного і фосфорного обміну гідробіонтів, то, не дивлячись на важливість цієї проблеми, вона залишалася практично не вивченою. Водночас відомо, що фосфорний і енергетичний обмін безпосередньо пов'язані між собою, а окремі складові метаболізму фосфору досить чутливо реагують на більшість відхилень у стані зовнішнього середовища [393; 405].

Таким чином, в літературі практично відсутні відомості про вплив важких металів на найважливіші біопродукційні параметри біосистем різного рівня, не кажучи вже про кількісну залежність між рівнем забруднення середовища й інтенсивністю та ефективністю біопродукційного процесу, не враховується рівень забруднення середовища і при еколого-фауністичних дослідженнях дніпровських водосховищ [406]. Водночас показана перспективність застосування біопродукційних показників для оцінки екотоксикологічної ситуації [44; 407-409]. Проте навіть в одній з найбільш фундаментальних праць з біохімічної екології риб [410] питання впливу на біохімічні процеси

токсичного чинника водного середовища практично лишилося поза увагою.

Оскільки розрахунки окремих складових біопродукційного процесу базуються на структурі енергетичного балансу організмів, популяцій і угруповань, то вкрай важливим є з'ясування впливу екотоксикологічної ситуації на структуру енергетичного балансу різнорівневих біологічних систем, у першу чергу на величину потоку енергії та ефективність її трансформації біосистемами різного рівня за різної екотоксикологічної ситуації. Важливим є відношення засвоєної енергії до величини енергії, що надходить до біосистеми, а також відношення величини енергії, що розсіюється в процесі дихання до кількості зв'язаної біосистемою енергії. Ці питання в літературі висвітлені вкрай недостатньо, що не лише не дозволяло дійти певних узагальнень із цієї проблеми, а й підійти до кількісної оцінки стану якості середовища за біопродукційними показниками біологічних систем. Водночас вирішення цієї проблеми дозволяє вийти на кількісний рівень оцінки стану якості середовища за зрушеннями у співвідношенні ентропійних і негентропійних процесів і, нарешті, реалізувати на практиці інтегральну оцінку енергетики середовища за ступенем його адекватності особливостям живої матерії.

Вирішенню цих проблем і присвячена дана робота, головною метою якої було встановлення залежності між рівнем токсичності водного середовища та продукційними показниками біосистем, визначення найбільш чутливих до токсичного навантаження біопродукційних показників (за відносним відхиленням їхніх значень від контролю) організмів різних груп і їх модельних популяцій, встановлення змін у структурі енергетичного балансу організмів і популяцій, спряженості речовинно-енергетичних процесів (на прикладі енергетичного та фосфорного обміну) за умов різних концентрацій йонів важких металів у середовищі мешкання, а також з'ясування можливості кількісної оцінки якості середовища за продукційно-енергетичними параметрами біосистем різного рівня інтеграції. Це дозволяє не лише вийти на кількісний рівень оцінки стану якості середовища, а й підійти до вирішення питання ємності екосистем до тих чи інших забруднюючих компонентів чи усього їх комплексу в цілому.

РОЗДІЛ 2 ПРОЯВ ТОКСИЧНОЇ ДІЇ СЕРЕДОВИЩА НА РІВНІ ОРГАНІЗМУ

2.1. Реакції автрофних організмів у токсичному середовищі

2.1.1. Продуктивність макрофітів у токсичному середовищі

Водяні рослини характеризуються високою чутливістю до наявності у воді різних токсикантів, у тому числі важких металів [357; 411-413].

Результати експериментального аналізу реагування природного фітопланктоценозу в мікроекосистемах (ізольованих ділянках ставкової екосистеми) свідчать, що окремі його компоненти мають різну чутливість до дії ВМ. У цілому, найбільш резистентними до дії міді, цинку і свинцю виявилися евгленові й зелені (хлорококові) водорості як у видовому багатстві, так і у нарощуванні біомаси. Досліджувані ВМ за токсичністю для фітопланктону розташовані таким чином: $Zn < Pb < Cu$. Зокрема, концентрація 1 мг/дм^3 міді, свинцю і цинку зумовлювала елімінацію зі складу фітопланктоценозу відповідно 19, 15 і 4 видів. Проте, серед видів, які виявилися найбільш резистентними до концентрації 10 мг/дм^3 деяких з вищезгаданих металів, були представники синьозелених, криптофітових і діатомових водоростей. Найбільш резистентними виявилися *Coelastrum microporum* і *Scenedesmus quadricauda*, які були здатні переносити концентрації 10 мг/дм^3 і вище всіх трьох металів, зберігаючи при цьому статус домінантів або ж субдомінантів протягом усього часу досліджень [414].

У рослин як тест-функції для біотестування використовують також рівень продукції й дихання, при цьому ступінь забруднення водного середовища визначають за формулами:

$$X = 1 - (\Phi_d/D_d)/(\Phi_k/D_k), \quad (2.1)$$

де X – ступінь забруднення водного середовища; Φ – інтенсивність фотосинтезу в k – контролі (еталоні) та d – у досліджуваній воді; D – рівень дихання відповідно [411].

Вплив свинцю й нікелю на біопродукційні показники представників плейстофітів і гідатофітів. Об'єктами досліджень були види, які вважаються загальноприйнятими модельними об'єктами у токсикологічних дослідженнях і водночас – досить широко розповсюдженими і типовими представниками прісноводних гідробіоценозів України – два види рясок: ряска маленька *Lemna minor* L., та ряска трійчаста *Lemna trisulca* L. – представники родини ряскових *Lemnaceae* порядку *Arales* і елодея канадська *Elodea canadensis* Michx. – представник родини водокрасових *Hydrocharitaceae* порядку *Alismatales*. Батьківщиною цього виду є Північна Америка. В Європі цей вид вперше відмічений в 1936 році в Ірландії, а з 60-х років 19 ст. він вже широко розповсюдився по більшості країн Західної Європи.

Продукцію рослин визначали за газообміном і за приростом їхньої біомаси [415]. Біопродукційні параметри досліджували за методикою В.М.Король [416; 417]. Рослини вирощували у пластикових кюветах (ряска), у скляних ексікаторах (елодея) об'ємом 0,5 л за умов штучного освітлення інтенсивністю 3000 лк (фотоперіод 14 годин на добу) за температури $20 \pm 1^\circ \text{C}$.

Певні концентрації токсикантів підтримували внесенням кількостей розчинів $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, NiSO_4 та $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$.

Результати дослідження біопродукційних показників елодеї *Elodea canadensis* за різного вмісту йонів свинцю у воді свідчать про істотний їх вплив на всі досліджені показники. За концентрації свинцю $0,1 \text{ мг/дм}^3$ протягом перших двох тижнів спостерігається зростання питомої швидкості росту. За більш високих концентрацій свинцю у воді відмічені істотні коливання питомої швидкості росту. При цьому вона залишається вірогідно нижчою, ніж у контролі (табл. 2.1).

Таблиця 2.1
Біопродукційні показники *Elodea canadensis* за різних концентрацій йонів свинцю у воді ($M \pm m$, $n=15$)

Показники	Значення показників (% від контролю) при різній концентрації йонів свинцю				
	0,05 мгPb ²⁺ /дм ³	0,1 мгPb ²⁺ /дм ³	1,0 мгPb ²⁺ /дм ³	10,0 мгPb ²⁺ /дм ³	100,0 мгPb ²⁺ /дм ³
Перша доба					
Pч	78,4±4,6	68,3±3,2	56,5±3,6	47,4±2,9	4,1±3,4
7-ма доба					
Pч	82,2±5,1	78,5±3,7	180,3±3,6	158,4±3,5	58,5±3,2
g	111±4,6	107,4±3,7	77,7±2,9	63,2±4,2	89,6±3,3
14-та доба					
Pч	93,1±5,3	85,7±2,9	59,4±3,2	46,8±3,6	35,9±3,9
g	132,2±6,0	127,2±3,9	94,8±3,7	72,7±4,1	78,4±3,2
21-а доба					
Pч	145,2±4,7	141,5±3,7	32,3±3,2	58,8±2,9	77,2±3,6
g	98,9±4,5	103,8±3,4	65,2±3,6	60,4±4,2	61,0±3,1
28-а доба					
Pч	187,9±8,3	220,5±3,6	175,6±4,3	150,3±2,9	80,1±3,1
g	109,7±4,8	104,9±3,4	40,1±3,1	33,0±4,2	43,6±3,9
Вміст сухого залишку	109±4,6	91,3±3,2	92,9±4,2	74,5±3,4	106,4±3,1

При цьому простежується така закономірність: за підвищеного вмісту свинцю у воді спостерігаються коливання значень питомої швидкості росту, проте всі ці значення достовірно нижчі, ніж у контролі. З часом стимуляція цього показника зменшується, а інгібування посилюється.

Чиста питома продукція елодеї у першу добу внесення нітрату свинцю дає класичну картину залежності від концентрації токсиканта, що узгоджується з літературними відомостями [418]. Пригнічення відбувається монодинамічно. В напівлогарифмічній системі координат зниження чистої питомої продукції від концентрації токсиканту добре апроксимується прямою лінійною регресією з коефіцієнтом $21,2 \pm 3,9$.

У подальшому чиста питома продукція елодеї змінюється нерівномірно і за всіх концентрацій йонів свинцю, крім максимальної, мають місце значні відхилення від контролю, причому як у бік зростання, так і у бік зменшення своїх значень. За концентрації 100 мг/дм^3 чиста питома продукція потягом всього експерименту була значно нижчою від контролю.

Між величиною чистої питомої продукції та концентрацією свинцю чіткої залежності не спостерігається. В координатах доза-ефект (доза – добуток концентрації токсиканта на час його дії) отримуємо картину, яка нагадує періодичні гармонійні коливання з затухаючою амплітудою (причому амплітуда затухає пропорційно зростанню концентрації свинцю).

Організм елодеї з притаманним йому темпом створення продукції знаходиться у стані рівноваги з навколишнім середовищем. Йони свинцю, як стресовий фактор, який порушує цю рівновагу. Організм, як система, характеризується певним запасом стійкості, який дозволяє стресовому фактору. За умови, що токсикант діє в межах зони толерантності організму він не призводить до руйнування системи, а лише виводить її зі стану рівноваги, викликаючи коливальний процес, причому з припиненням дії стресового фактора припиняються і коливання значень біопродукційних показників. При перевищенні стрес-фактором меж зони толерантності система припиняє своє існування.

Слід відзначити, що для елодеї за підвищеного рівня свинцю у воді яскраво виражені піки зниження й зростання питомої продукції, які пов'язані з кількістю замін води і, відповідно, внесенням токсиканту (табл. 3.1). Адже відомо, що йони свинцю мають високу комплексо- і лігандоутворюючу здатність. У природних водах вони досить швидко переходять в мало і нерозчинні сполуки, токсичність яких значно нижча [419].

Діюча концентрація йонів свинцю протягом експерименту спадала від внесення токсиканту до нової заміни води і внесення відповідної кількості нітрату свинцю.

Виміри продукції, поведені після першого ж затруєння води свинцем, свідчать про зниження питомої продукції, але, в міру спадання діючої концентрації свинцю, спостерігається певна стимуляція продукції, що проявляється наприкінці першого тижня експерименту за всіх концентрацій свинцю.

Зі зростанням дози свинцевого навантаження максимуми питомої продукції зменшуються, водночас мінімуми лишаються відносно постійними. Спостерігається виснаження організму, яке неминуче призведе до його загибелі або певного ступеня пригнічення життєдіяльності.

Аналіз вмісту сухого залишку показав певне його зниження за умов токсифікації середовища свинцем (табл. 3.1). Проте за концентрації свинцю 100 мг/дм^3 вміст сухого залишку був вищим, ніж за інших концентрацій цього токсиканта у воді. Це пов'язано зі зниженням оводненості рослинних тканин. Подібне явище, яке за морфо-анатомічними ознаками нагадувало природне старіння клітин, було відмічене при культивуванні водорості *Chaetomorpha brahigona* у середовищі з підвищеним вмістом йонів свинцю [420].

Наступну серію експериментів проведено при щоденній зміні води та за різної інтенсивності освітлення. В результаті встановлено, що сила прояву токсичного ефекту (яку ми оцінювали за ступенем пригнічення росту по відношенню до контролю) суттєво залежала від величини доступної рослині енергії (інтенсивності освітлення). Це свідчить про істотне зростання енергетичних витрат у елодеї за підвищеного рівня йонів свинцю у воді. Тому обмеження інтенсивності освітлення до 2000 і 1000 лк призводить до того, що рослині вже не вистачає енергії на забезпечення певного рівня своєї функціональної активності, оскільки значна частка доступної енергії витрачається на підтримання життєдіяльності в умовах токсичного середовища (рис. 2.1).

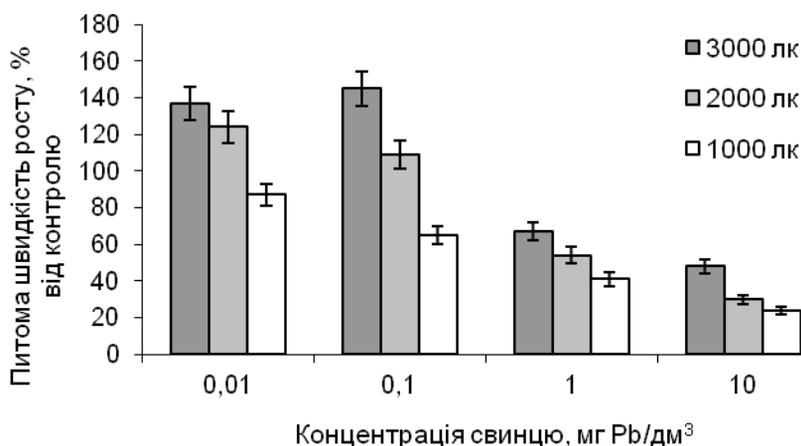


Рис. 2.1. Ріст *Elodea canadensis* за різного вмісту Pb^{2+} у воді при різній інтенсивності освітлення ($M \pm m$; $n = 8$)

Величина доступної організму енергії суттєво впливає на силу прояву токсичних ефектів, що пов'язано зі зростанням енерговитрат на підтримання життєдіяльності у токсичному середовищі.

Продукція елодеї за умов підвищеного вмісту йонів нікелю у водному середовищі в цілому має тенденцію до зниження. Проте сам характер цього процесу істотно відрізняється від картини, яку ми спостерігали за умов різних концентрацій йонів свинцю у воді. Перша доба експерименту характеризується олігодинамічною залежністю рівня продукції від концентрації йонів нікелю. Причому за найвищої з досліджених нами концентрації йонів нікелю ($100 \text{ mgNi}^{2+}/\text{dm}^3$) спостерігали максимальний стимулюючий ефект. При більш низьких концентраціях — обидва показники коливаються з невеликими відхиленнями від контролю. На сьому добу токсичний ефект проявляється більш виразно. Істотно знижується чиста й валова питома продукція. При цьому зниження чистої питомої продукції відбувається більш різко, ніж валової (табл. 2.2).

Вочевидь, це пов'язано з тим, що рівень дихання змінюється олігодинамічно. Спочатку він зростає (за концентрації $0,1 \text{ mg}/\text{dm}^3$ на 30% у порівнянні з контролем), потім зменшується до 39% за концентрації $100 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Питома швидкість росту елодеї також змінюється олігодинамічно, але картина її динаміки дещо відрізняється від попередньої. Залишаючись значно нижчою, ніж у контролі, вона спочатку зменшується (мінімальні її значення відмічені за концентрації нікелю $10 \text{ mg}/\text{dm}^3$), а потім зростає.

На 14 добу спостерігається ще істотніше пригнічення продукційних показників елодеї, ніж на сьому добу, при концентраціях $0,1$ і $1,0 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Та повне пригнічення при 10 і $100 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Рівень дихання при $100 \text{ mg}/\text{dm}^3$ зменшується на 15 %, в той час як за нижчих концентрацій нікелю він лишається вищим, ніж у контролі.

Вміст сухого залишку в рослинах, що культивувалися за різних концентрацій нікелю у воді був дещо нижчим, ніж у контролі, і лише у рослин, що перебували у воді з концентрацією нікелю $100 \text{ mg}/\text{dm}^3$ він був дещо вищим, ніж у контролі (проте статистично не достовірний).

Процеси дихання інтенсифікуються при концентраціях $0,1$ і $1,0 \text{ mg}/\text{dm}^3$ та пригнічуються при $10 \text{ mg}/\text{dm}^3$.

Розглянувши результати цього експерименту з точки зору залежності доза-ефект виявилось, що питома швидкість росту зі збільшенням концентрації нікелю змінюється олігодинамічно. Динаміка зміни чистої питомої продукції елодеї при нікелевому токсикозі дещо нагадує картину його зміни при свинцевому токсикозі.

Проте слід зазначити, що хоч рівень питомої продукції елодеї за умов нікелевого токсикозу також коливається, його амплітуда значно менша, ніж за умов свинцевого токсикозу.

2.1.2. Морфологічні та цитологічні зміни макрофітів при оцінках хронічної токсичності водного середовища

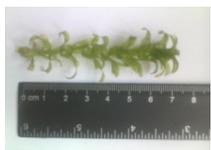
Нами був проведений аналіз цитологічних змін *E. canadensis* за різної тривалості експозиції при оцінках хронічної токсичності поверхневих вод річок у різні гідрологічні сезони. В експериментах використовували зразки поверхневих вод правобережних приток р. Прип'ять, в репрезентативних (з огляду антропогенного навантаження) створах у періоди літньої та зимової межени, згідно стандартизованих методик [421]. Зміни тест-об'єкту та облік результатів оцінювали на 30-ту добу експозиції згідно формули 2.2.

У випадках перевищення величини тест-реакцій у досліді відносно контролю використовували поправку Аббота [232]:

$$T = \frac{I_d - I_k}{100 - I_k} \cdot 100. \quad (2.3)$$

Так, початкова вага пагонів у всіх варіантах досліді становила від 0,18 до 0,37 г. Кінцева від 0,16 до 0,36 г. Отже, зміни ваги відбувались у бік зменшення. Зокрема, у варіанті 1 (вода зі створа № 3) початкова середня вага пагонів *E. canadensis* становила $0,33 \pm 0,02$ г, а кінцева $0,28 \pm 0,03$ г. У другому варіанті (створ № 4) початкова вага становила $0,4 \pm 0,01$ г, а кінцева вага $0,33 \pm 0,01$ г. у третьому варіанті (створ № 5), відповідно $0,25 \pm 0,03$ та $0,2 \pm 0,03$. І якщо варіабельність ознак (Cv) початкової довжини пагону була суттєвою лише у третьому варіанті, то варіабельність ознак кінцевої довжини стала суттєвою у першому варіанті. Тут можна припустити, що в даному створі вода річки має або дещо кращу якість або ж підвищений вміст органічних речовин, які стимулювали збільшення ваги пагонів.

Початкова довжина пагонів у всіх варіантах була однаковою і становила 4 см. Кінцева середня довжина пагонів була дуже різною у трьох варіантах. Найбільшою вона виявилась у воді створу № 4 і становила $7,3 \pm 0,25$ см (рис. 2.3 (а)). Найменший приріст пагону був характерним для води створу № 3 становивши $5,6 \pm 0,1$ і тим самим майже не відрізняючись від зміни довжини пагону у контролі, де її величина становила $5,4 \pm 0,08$ см. Отже, припущення про кращу якість води у даному створі, робити важко, оскільки необхідно з'ясувати причини таких розбіжностей у приростах пагону в другому і третьому варіанті.



а



б

Рис. 2.3. Облік морфологічних тест-параметрів *E. canadensis* в експерименті «ex situ» у період літньої межени: а – вимірювання довжини пагону у другому варіанті 2; б – загальний фізіологічний стан пагону після експозиції у третьому варіанті

Необхідно відмітити, що на фоні зменшення ваги пагонів відбувався їх приріст по всіх варіантах досліджу. Звертає на себе увагу і загальний фізіологічний стан пагонів рослини (рис. 2.3 (б)). Тут помітно, що лише в зоні наростання пагону листки рослини лишилися не порушені. На решті ділянок пагону листки певною мірою виснажені, а деякі з них майже повністю відмерлі. Щоправда, такий стан рослини був характерним і для варіантів 1, 3 та контролю. Як видно з рис. 2.4, пагон з варіанту 2 мав відносно добрий фізіологічний стан.

У таблиці 2.7 представлені результати обліку отриманих значень морфометричних тест-параметрів *E.canadensis*, що перебувала у зразках поверхневих вод р. Устя в період літньої межени.

Так, середні втрати ваги пагону від початкової середньої ваги виявились найбільшими у воді з варіанту 3 і становили $20,0 \pm 0,91$ г. Найменшими вони були у варіанті 1: $15,15 \pm 0,35$ г; середні значення були характерні для варіанту 2: $17,5 \pm 0,27$ г. У контролі втрати середньої ваги пагону становили $14,28 \pm 0,33$ г.

Таблиця 2.7

Оцінка змін морфологічних тест-параметрів *Elodea canadensis* при визначенні токсичності поверхневих вод (літня межень)

Варіант	На початок експозиції	На кінець експозиції	Зміна тест-параметру, %	$t_{\text{факт}}$ ($P \leq 0,05$)	Зміна відносно контролю, %
Вага пагону, г					
контроль	$0,21 \pm 0,01$	$0,18 \pm 0,01$	$14,28 \pm 0,33$	-	-
1	$0,33 \pm 0,02$	$0,28 \pm 0,03$	$15,15 \pm 0,35$	3,78	1,01
2	$0,4 \pm 0,01$	$0,33 \pm 0,01$	$17,5 \pm 0,27$	3,22	3,76
3	$0,25 \pm 0,03$	$0,2 \pm 0,03$	$20,0 \pm 0,91$	6,08	6,67
Довжина пагону, см					
контроль	4	$5,4 \pm 0,08$	$35 \pm 0,5$	-	-
1	4	$5,6 \pm 0,1$	$40,0 \pm 0,65$	7,9	7,69
2	4	$7,3 \pm 0,25$	$82,5 \pm 0,5$	66,9	73,08
3	4	$6,8 \pm 0,15$	$70,0 \pm 0,65$	52,24	50,0

Вірогідність різниці між дослідними і контролем оцінена за критерієм Стюдента дає підстави зробити висновок про те, що вода, яка аналізувалась чинить хронічну токсичну дію на тест-об'єкт.

Відсоток зміни ваги (втрати) відносно контролю у варіантах досліджу становив, відповідно, 1,0; 3,76; 6,67. Таким чином, порівнюючи між собою контрольні створи модельної гідроекосистеми, можна стверджувати, що за даною морфометричною ознакою найгірші умови були характерними для 3 варіанту, оскільки тут втрати ваги відносно контролю виявились найбільшими.

Зміна середньої довжини у всіх варіантах відбулась у бік приросту. Найбільшою вона була у варіанті 2 і становила $82,5 \pm 0,5$ см. Найменшою у варіанті 1 – $40,0 \pm 0,65$ см, середньою у варіанті 3 –

70,0±0,65 см. У всіх випадках виконувалась умова $P \leq 0,05$. Відсоток зміни довжини відносно контролю був так само найвищим у варіанті 3: 73,08; найнижчим у варіанті 1: 7,69; середнім у варіанті 2: 50,0 (рис. 2.4).

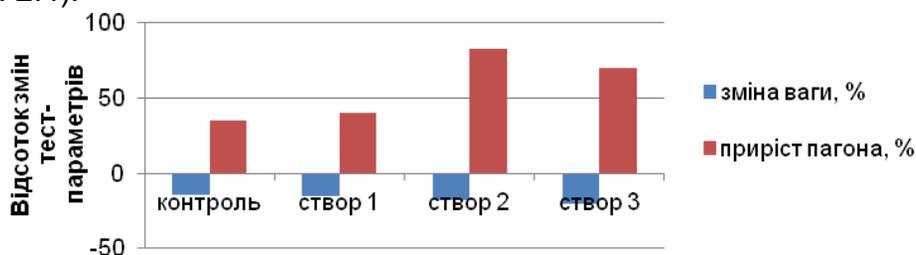


Рис. 2.4. Зміни морфометричних тест-параметрів *Elodea canadensis* у варіантах експериментів (літня межень)

Аналіз отриманих даних наводить на ряд міркувань та припущень щодо якості води річки та діагностики її токсичності. Без сумніву, значні показники приросту пагону тест-об'єкту в варіантах № 2 та № 3 свідчать про значну кількість органічних речовин у воді річки на цих ділянках. При цьому, саме в цих створах відбуваються і найбільші втрати ваги, що може бути свідченням наявності певних факторів, які обмежують повноцінний розвиток рослинного організму та утворенню і накопиченню запасних речовин у клітинах. Очевидно, що такими факторами є речовини – інгібітори фотосинтетичної активності клітин, до яких належить цілий перелік токсичних речовин, зокрема детергенти, важкі метали та нафтопродукти.

Ймовірно, саме на цих ділянках річки вода характеризується одночасною присутністю у ній підвищених концентрацій органічних речовин на фоні присутності специфічних речовин токсичної дії.

Результати змін морфометричних характеристик у створі № 1 були відносно невисокими порівняно з контролем (рис. 2.5).



Рис. 2.5. Зміни морфометричних тест-параметрів *Elodea canadensis* відносно контролю (літня межень)

Незначний приріст свідчить про меншу кількість органіки у воді, порівняно з іншими створами, а за відносно невеликими втратами ваги важко зробити об'єктивний висновок про наявність у воді токсичного ефекту.

Стосовно загального фізіологічного стану пагонів *E.canadensis*, який у створах №1 та №3 був виснажений, можна припустити факт атрофії клітин листків тест-об'єкту. Як відомо, остання настає в результаті бездіяльності клітин, недостатнього живлення, гормонального дефіциту, старіння або впливу несприятливих факторів (фізичних, хімічних чи ін.).

Результати постановки хронічного досліду з визначення токсичності води річки Устя за морфометричними показниками тест-об'єкту *E.canadensis* у період зимової межени свідчать, що зміни ваги пагону були найбільшими в контролі та становили в середньому +0,15 г. У варіантах досліду № 1 та № 2 лишились незмінними. А ось у третьому варіанті вага пагонів зменшилась і її втрати в середньому становили -0,09 г.

Приріст пагону тест-об'єкту відбувся у всіх варіантах, крім першого варіанту. Найбільшим, як і у період літньої межени, приріст *E.canadensis* виявився у варіанті 2. Тут його величина становила +2,3 см. У контрольному варіанті (відстояна водопровідна вода) величина приросту пагону склала +1,4 см. У варіанті № 1 величина приросту пагону за період хронічного експерименту становила 0,7 см.

З отриманих результатів звертає на себе увагу той факт, що зміни морфометричних показників у варіанті 3 були найгіршими, а саме – не відбувся приріст пагону на фоні зменшення ваги тест-об'єкту.

У варіанті 2 вага лишилась незмінною, проте приріст пагону був найбільшим серед решти варіантів, у т.ч. і контрольного. Зазначимо, що і в літній період приріст тест-об'єкту в даному варіанті також був найбільшим, що дає підстави припустити про підвищені концентрації органічних речовин у воді даного створу, порівняно з іншими ділянками річки.

У варіанті 1 вага тест-об'єкту також лишилась незмінною, а приріст був меншим порівняно з приростом пагону у воді варіанту № 2.

Відсутність змін ваги на фоні наявності приросту *E.canadensis* може бути відображенням гідрохімічного складу води, а саме присутності у достатніх концентраціях тих речовин, що здатні стимулювати ріст рослинних організмів, та речовин, які можуть інгібувати певні біохімічні процеси клітин та обмежувати відкладання запасних речовин у клітинах рослин.

У таблиці 2.8 представлені результати обліку отриманих значень морфометричних тест-параметрів *E.canadensis*, після перебування в зразках поверхневих вод у період зимової межени.

Таблиця 2.8

Оцінка змін морфологічних тест-параметрів *Elodea canadensis* при визначенні токсичності поверхневих вод (зимова межень)

Варіант	На початок експозиції	На кінець експозиції	Зміна тест-параметру, %	$t_{\text{факт}}$	Зміна відносно контролю, %
Вага пагону, г					
контроль	0,1	0,25	0,15±0,01	-	-
1	0,14	0,14	0	0	-
2	0,11	0,11	0	0	-
3	0,19	0,1	47,4±0,3	15,8	89,8
Довжина пагону, см					
контроль	4	5,4	25,9±0,8	-	-
1	4	4,7	14,9±0,57	11,2	-
2	4	6,3	36,5±0,5	11,7	16,7
3	4	4,0	0	0	-

Зміни ваги були незначними у контролі (+1,15%), а у варіантах № 1 та № 2 були відсутні та мали нульові значення (рис. 2.5).

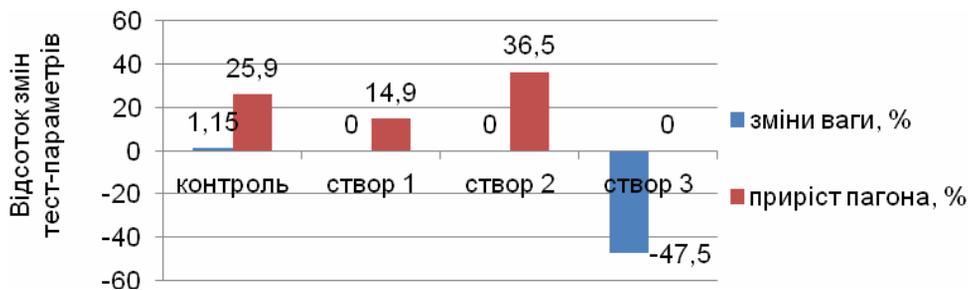


Рис. 2.6. Зміни морфометричних тест-параметрів *Elodea canadensis* у варіантах експериментів (зимова межень)

У варіанті 3 зміни ваги мали негативне значення (-47,5%) відносно свого початкового значення на період закладання хронічного експерименту. І саме в цьому створі не відбувся приріст пагону (рис. 2.6). Найбільший приріст був у варіанті 2 (+36,5%), що значно перевищувало показники приросту у контролі (+25,9%).

У варіанті 1 приріст пагону також був помітним, проте з нижчими значеннями відносно контролю (+14,9 %).

Зміни морфометричних тест-параметрів *E.canadensis* були характерними лише для варіанту 3 – за зміною ваги (в даному випадку втрата) та для варіанту 2 – за приростом пагону. Вода річки з варіанту 1 не сприяла помітному прояву тест-реакцій *E.canadensis* в ході хронічного експерименту у зимовий період (рис. 2.7).



Рис. 2.7. Зміни морфометричних тест-параметрів *Elodea canadensis* відносно контролю (зимова межень)

Відмічаються помітні розбіжності у показниках змін тест-параметрів *E.canadensis* у воді, яка була відібрана у період зимової межені, порівняно зі значеннями змін тест-параметрів у період літньої межені. Якщо порівнювати між собою зміни ваги, можна помітити, що в період літньої межені вони були помітні у всіх дослідних створах, а зимою відбулись лише у варіанті 3.

Зазначимо, що всі зміни проявлялись як зменшення ваги.

Так, у літній період зменшення ваги було в усіх створах, а зимою у варіантах 1 та 2 вага лишилась незмінною, зменшилась вона лише у варіанті 3.

Повертаючись до вище наведених міркувань про причини цих змін, можна припустити, що зимою фактори які обмежують біохімічні клітинні процеси у варіантах 1 та 2 не мали місця, а от у №3 вони були присутні в обидва періоди спостережень.

Щодо змін довжини пагону макрофіту, необхідно зауважити, що вони відбувались у вигляді приросту по всіх дослідних створах річки Устя як в зимовий період так і літом. Виключенням виявився лише створ № 3 у період літньої межені, де приріст тест-об'єкту мав нульові значення.

Таким чином, звертають на себе увагу особливості тест-реакцій в ході хронічного експерименту в 3 варіанті в обидва гідрологічні сезони. Тест-реакції *E.canadensis* у варіанті 2 доводять наявність хронічної токсичної дії у воді на даній ділянці водотоку в літній період та її відсутність у зимовий період. Крім того, за отриманими результатами біотестування в даному створі є всі підстави стверджувати про наявність у воді річки підвищених концентрацій органічних речовин. Можна припустити, що це саме сполуки азоту, оскільки вони є тими елементами, які прискорюють ріст і поділ клітин рослинних організмів.

У варіанті 1 хронічна токсичність за морфометричними параметрами та перевіркою за критерієм Стьюдента була виявлена в літній період. Величини тест-реакцій, отримані у зимовий період свідчать про відсутність хронічної токсичної дії.

Звертають на себе увагу значні відмінності у фізіологічному стані пагонів *E.canadensis*. У контролі пагони значно зеленіші, ніж у створах, вони ширші і довші, що свідчить про функціональну активність рослини (рис. 2.8).



Рис. 2.8. Загальний фізіологічний стан тест-об'єкту *E.canadensis* в експерименті «ex situ» у період зимової межени

У варіанті 1 з'явився один відросток, пагони не вирости. У варіантах № 2 та № 3 спостерігається значне знебарвлення пагонів, по краях вони значно посвітліли, очевидно має місце виснаження рослини. Також варто зауважити, що у всіх тест-об'єктах, крім контрольного, зовнішні ознаки погіршуються, отже фізіологічні функції слабшають, що, можливо, в подальшому призведе до повної загибелі рослини.

Біотестування за цитологічними тест-реакціями. Відомо, що клітини як і все живе гинуть. Смерть клітин може наставати як у нормі, так і при патології. Гинуть клітини вже під час ембріонального розвитку при формуванні тканин і органів. У дорослому організмі смерть клітин настає: унаслідок старіння; при втраті функцій; під впливом шкідливих факторів (некроз).

Внаслідок некрозу загибель клітин настає від дії різко виражених шкідливих факторів: перегрівання, переохолодження, нестачі кисню (гіпоксії), порушення кровопостачання (ішемії у тваринних організмів та організмі людини), дії отрут, хімічних препаратів, механічної травми тощо. При некрозі найчастіше помітні руйнування ядра. Серед решти симптомів, при некрозі наростає проникність клітинних мембран [422].

Згідно завдання досліджень, оцінка змін цитологічних показників тест-об'єкту лабораторної культури макрофіту *Elodea canadensis* передбачала:

- облік живих, відмерлих та клітин, що гинуть, листка елодеї після експозиції у хронічному експерименті в різних варіантах;

- встановлення стадії плазмолізу клітин листка елодеї після експозиції у хронічному експерименті в різних варіантах.

У всіх варіантах досліду в період зимової межени найбільш чисельними виявились живі клітини у контролі, де їх середня кількість становила $966 \pm 13,7\%$. Серед дослідних зразків води річки, живих клітин *E. canadensis* було найбільше у воді зі створу № 4, найменше у створі № 5, де їх середня чисельність була відповідно $888 \pm 21,29$ та $644 \pm 31,34\%$. У зразках води, відібраних у створі № 3, кількість живих клітин становила $781 \pm 22,95\%$.

Середня кількість клітин у стадії некрозу була найбільшою у створі № 5 і становила $114 \pm 2,65\%$. Найменше некротичних клітин було виявлено у листках рослини, яка знаходилась у воді зі створу № 2 і становила $27 \pm 4,58\%$. У створі № 1 кількість таких клітин становила $41 \pm 4,27\%$, що було середнім значенням по трьох контрольних створах.

Середня кількість клітин на початкових стадіях некрозу була найбільшою у створі № 3 і становила $242 \pm 31,76\%$. Найменша їх кількість була у створі № 2 і становила $85 \pm 25,75\%$.

Таким чином, простежується факт цитологічних змін у листках *E. canadensis* після перебування тест-об'єкту в зразках води, що говорить про очевидний вплив хімічного складу води річки на живі організми.

Індекс токсичності, оцінений відносно контролю, за кількістю живих клітин становив відповідно 19,15; 8,1; 33,3% для створів № 1, № 2 та № 3. За кількістю клітин у початкових стадіях некрозу індекс токсичності перевищував 50% у всіх варіантах, за відмерлими клітинами тільки у створі № 1 (рис. 2.9).

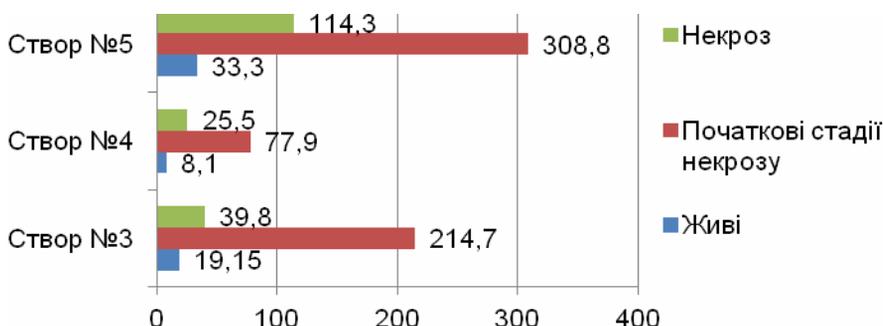


Рис. 2.9. Кількість клітин на різних життєвих стадіях у листках *E. canadensis* у варіантах досліду відносно контролю (зимова межень)

Так, за кількістю живих та відмерлих клітин (некроз) у всіх створах вода може бути охарактеризована як така, що чинить хронічну токсичну дію, оскільки критерій вірогідності $t_{\text{факт}} \geq t_{\text{теор}}$.

Для тест-реакції за кількістю клітин у початковій стадії некрозу у створі №2 величина $t_{\text{факт}}$ виявилась меншою величини $t_{\text{теор}}$. Це, згідно

методології біотестування, свідчить про відсутність хронічної токсичної дії у досліджуваній воді. Проте, судити за одним критерієм, є некоректним, тим більше, що решта тест-реакцій характеризують воду в даному створі як таку, що чинить хронічну токсичність.

Зважаючи на зміни тест-реакцій у варіантах досліду відносно контролю, найбільші відхилення мали значення кількості клітин, що знаходились в початкових стадіях некрозу. Найменші – живі клітини та середні – клітини відмерлі (некроз).

Як додатковий показник при цитологічних дослідженнях у процедурі біотестування використовують ступінь плазмолізу клітин. Цей показник може відображати цитологічну нестабільність рослинних тест-об'єктів внаслідок дії токсичності водного середовища.

За нашими спостереженнями, ізотонічний (значний) плазмоліз серед всіх варіантів був у створі № 3, у створах № 2, № 1 та в контролі, ступінь плазмолізу була значно меншою (гіпотонічний) та подекуди зовсім відсутній (рис. 2.10).

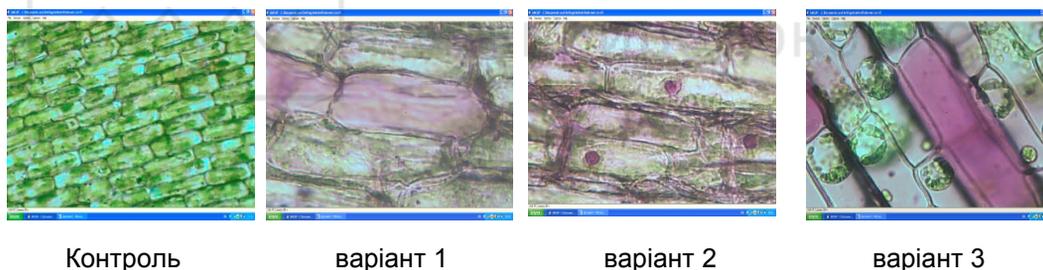


Рис. 2.10. Вигляд клітин зони наростання пагону *E.canadensis* у варіантах експерименту

Зважаючи на ступінь плазмолізу клітин тест-об'єкту можна стверджувати, що найбільш несприятливим середовищем для елодеї виявилась вода з варіанту № 3.

У період літньої межени також простежується певний розподіл кількості клітин *E.canadensis* на різних життєвих стадіях в різних варіантах досліду та контролі.

Найбільшою була кількість живих клітин у всіх варіантах досліду та контролі. Найбільша кількість клітин на початкових стадіях некрозу була відмічена в зразках води з варіанту 3.

Відмерлі клітини (некроз) також були найбільш чисельними у цьому варіанті, де їх середня кількість становила $108 \pm 3,9$ од.

Найменшою їх середня чисельність була у контролі $8 \pm 1,04$ од., а серед варіантів досліду у №1 $19 \pm 2,2$ од.

Таким чином, за співвідношенням живих і мертвих клітин серед варіантів хронічного експерименту – варіант 3 знову проявив найсуттєвіші значення тест-реакції.

Індекс токсичності за кількістю живих клітин, оцінений за відношенням до контролю (відсоток змін) становить відповідно 15,9; 15,7 та 50,2% у варіантах дослідження (рис. 2.11). Отже, хронічна токсичність у літній період була характерна лише для варіанту 3.



Рис. 2.11. Кількість клітин на різних життєвих стадіях у листках *Elodea canadensis* у варіантах дослідження відносно контролю (літня межень)

Підтверджує факт хронічної токсичності води в створі № 5 також індекс токсичності визначений за кількістю клітин у початкових стадіях некрозу, який становив 65,4%. За кількістю відмерлих клітин – індекс токсичності виявився нижче 50%.

Аналіз результатів біотестування за допомогою цитологічних показників *E.canadensis* у різні сезони року виявляє факт хронічної токсичної дії води річки Устя, про що дає підстави стверджувати встановлена статистично вірогідна різниця між результатами в контролі та у варіантах дослідження.

Порівняння результатів біотестування за показниками відхилення від контролю варіантів дослідження виявляє їх найвищі значення для створу №5 як у період зимової, так і у період літньої межені.

У створах № 1 та № 2 ситуація змінюється залежно від сезону. Літом відхилення від контролю за кількістю клітин на різних життєвих стадіях у створі № 1 було значно меншим ніж у період зимової межені. І навпаки, у створі № 2 ці величини були значно більшими у зимовий період, ніж у період літньої межені.

Лишається нез'ясованим питання, за яким саме видом цитологічних змін можливо отримати найбільш об'єктивну відповідь про токсичність водного середовища, адже індекси токсичності, розраховані за різними видами цитологічних змін мали суттєві відмінності між собою. Крім того, зважаючи на специфіку проведення хронічного експерименту, можна передбачити, що вплив на результати біотестування матиме і тривалість дослідження.

Для отримання відповіді на поставлені запитання, описана вище процедура біотестування була повторно проведена на зразках води з більшої кількості репрезентативних створів спостережень. Облік цитологічних порушень проводили на 7, 14 та 21 добу експозиції у період зимової та літньої межени.

Так, за тривалості експозиції 7 діб, результати біотестування поверхневих вод репрезентативних створів відносно контролю мали статистичну достовірність лише у створах № 4 та № 15 у період зимової межени та у всіх створах, за виключенням створу № 7 у період літньої межени.

За тривалості експозиції 14 діб, достовірність результатів біотестування відносно контролю не підтвердилась лише у створі №1 у період зимової межени та у створі №15 у період літньої межени.

За тривалості експозиції 21 доба, статистична достовірність результатів біотестування не підтвердилась у створах № 1, № 3, № 7 та № 10 у період зимової межени та в усіх створах, крім створу № 10 у період літньої межени.

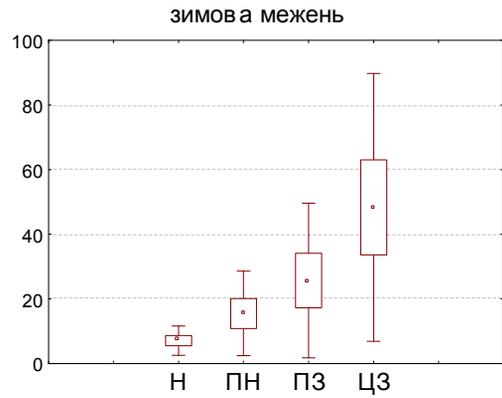
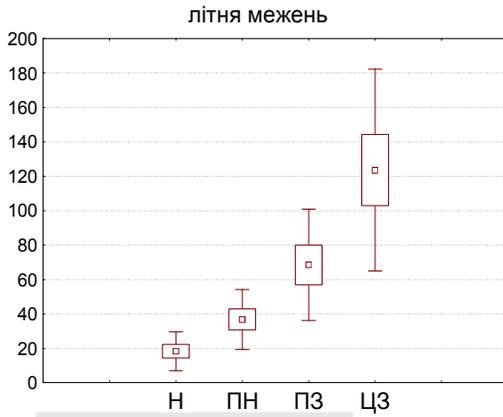
Отже, у випадках відсутності статистичної достовірності результатів біотестування у дослідних варіантах відносно контролю, факт хронічної токсичної дії води не підтверджується.

У цілому, аналіз отриманих результатів дозволяє помітити, що загальна кількість цитологічних змін (ЦЗ) залежить як від гідрологічного сезону, так і від тривалості експозиції (рис. 2.12).

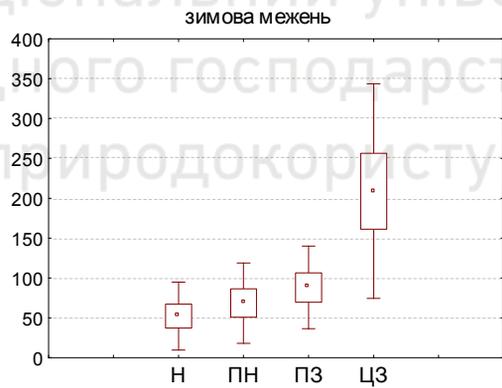
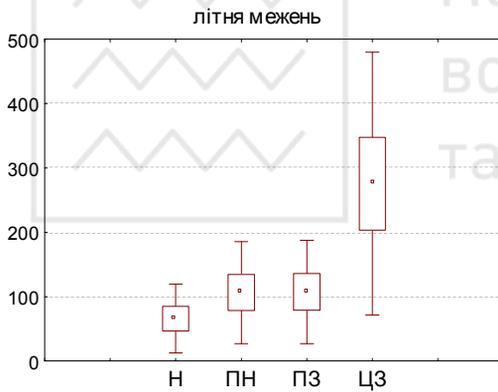
Так, за тривалості експозиції 7 діб, у період літньої межени загальна кількість ЦЗ у тест-об'єкті (у середньому по репрезентативним створам) становила $123,5 \pm 22,1\%$, а у період зимової межени $48,35 \pm 15,67\%$ (рис. 2.12, а). Характер цитологічних порушень був подібним у обидва періоди, при чому найменш чисельними виявились клітини в стані некрозу (Н), дещо більшою була чисельність клітин у стані початкового некрозу (ПН) та найбільше було клітин у стані ізотонічного плазмолізу (ПЗ).

За тривалості експозиції 14 діб, розбіжність між загальною кількістю ЦЗ *E.canadensis* була не такою значною та становила $275,75 \pm 77,12\%$ у період літньої межени та $209,09 \pm 50,9\%$ у період зимової межени (у середньому по репрезентативним створам).

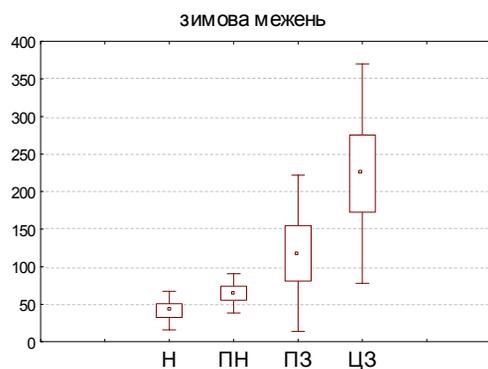
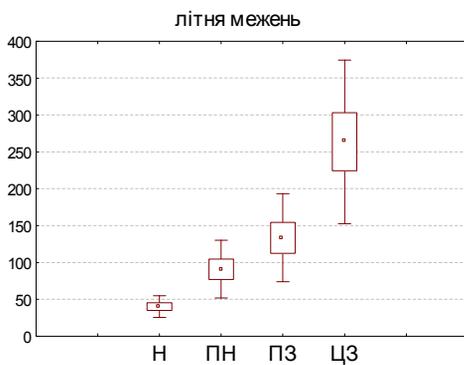
У обидва гідрологічні сезони найменш чисельними знову виявились клітини в стані некрозу, а розподіл клітин у стані ПН та ПЗ відрізнявся.



а – період експозиції 7 діб



б – період експозиції 14 діб



в – період експозиції 21 доба

Рис. 2.12. Усереднені результати обліку цитологічних змін (%) *E. canadensis* у хронічних експериментах з біотестування поверхневих вод репрезентативних створів: Н – некроз; ПН – початковий некроз; ПЗ – плазмоліз; ЦЗ – загальна кількість цитологічних змін

Зокрема, в період літньої межени, їх чисельність була майже на одному рівні, а у період зимової межени помітно переважали клітини в стані ПЗ (рис. 2.12, б).

За тривалості експозиції 21 доба, загальна кількість ЦЗ у період літньої межени становила $263,7 \pm 41,9\%$, у період зимової межени $223,98 \pm 55,2\%$ (у середньому по репрезентативним створам). Характер цитологічних порушень був подібним у обидва періоди з найменшою чисельністю клітин в стані некрозу та найбільшою чисельністю клітин у стані ПЗ. Клітини в стані ПН займали проміжне положення (рис. 2.12, в).

Звертає на себе увагу, що за кожної серії експериментів загальна кількість ЦЗ *E.canadensis* була вищою в літній період. Очевидно, це пояснюється тим, що токсикологічна ситуація поверхневих вод виявляється більш несприятливою саме в цій порі року. Тому, можна припустити, що відповідь про токсичність водного середовища можна отримувати за сумою всіх видів цитологічних порушень тест-об'єкту (Н+ПН+ПЗ).

Одночасно, вплив тривалості експозиції на чисельність цитологічних змін доводить значимість часового фактору при біотестуванні хронічної токсичності поверхневих вод.

Відомо, що зі збільшенням терміну експозиції зростає ймовірність зміни хімічного складу поверхневих вод внаслідок розкладу наявних у них органічних сполук. Проте, в біотестувальній практиці хронічні досліді можуть тривати до 60 діб, що залежить від тест-об'єкту та чутливості його тест-реакції.

Для остаточного з'ясування оптимального терміну експозиції, був проведений додатковий статистичний аналіз за усередненими даними цитологічних порушень *E.canadensis* у обидва гідрологічні сезони (табл. 2.9).

Це дозволило з'ясувати, що результати біотестування токсичності поверхневих вод репрезентативних створів у переважній більшості випадків були статистично достовірними відносно контролю за терміну експозиції 14 діб. Виключення становили лише значення в варіанті з поверхневими водами зі створу № 1. Отже, можна передбачити, що найбільш об'єктивну відповідь про токсичність водного середовища буде отримано за тривалості експозиції близько 14 діб.

Кореляційний аналіз статистично достовірних результатів біотестування із гідрохімічними показниками якості води у відповідних репрезентативних створах (табл. 2.10) виявляє тісний зв'язок між кількістю клітин *E.canadensis*, що знаходились у стані некрозу з завислими речовинами ($r=0,80$), показником БСК5 ($r=0,75$) та вмістом у воді марганцю ($r=0,78$).

Таблиця 2.9

Перевірка статистичної достовірності результатів біотестування
відносно контролю

Варіанти порівняння	Статистичні параметри										
	Mean	Mean	t-value	df	p	Valid N	Valid N	Std.Dev.	Std.Dev.	F-ratio	p
тривалість експозиції 7 діб											
Контроль / створ № 1	6,92125	32,4162	-1,8194	14	0,090294	8	8	4,879539	39,3323	64,974	0,000016
Контроль / створ № 3	6,92125	41,6663	-2,1592	14	0,048677	8	8	4,879539	45,2521	86,004	0,000006
Контроль / створ № 4	6,92125	71,8375	-3,1260	14	0,007437	8	8	4,879539	58,5328	143,894	0,000001
Контроль / створ № 7	6,92125	31,7625	-2,0110	14	0,063992	8	8	4,879539	34,5964	50,270	0,000037
Контроль / створ № 10	6,92125	199,1125	-1,3925	14	0,185493	8	8	4,879539	390,3447	6399,397	0,000000
Контроль / створ № 13	6,92125	64,6637	-2,9634	14	0,010269	8	8	4,879539	54,8957	126,567	0,000002
Контроль / створ № 16	6,92125	25,6625	-1,8706	14	0,082449	8	8	4,879539	27,9140	32,726	0,000158
тривалість експозиції 14 діб											
Контроль / створ № 1	16,5000	32,5375	-1,1887	14	0,254335	8	8	11,01946	36,5348	10,9924	0,005277
Контроль / створ № 3	16,5000	100,8875	-3,5255	14	0,003361	8	8	11,01946	66,7994	36,7472	0,000107
Контроль / створ № 4	16,5000	150,4288	-3,6369	14	0,002694	8	8	11,01946	103,5737	88,3442	0,000005
Контроль / створ № 7	16,5000	194,9250	-3,9599	14	0,001424	8	8	11,01946	126,9680	132,7601	0,000001
Контроль / створ № 10	16,5000	231,4625	-4,0316	14	0,001237	8	8	11,01946	150,4084	186,3044	0,000000
Контроль / створ № 13	16,5000	192,9538	-3,6250	14	0,002758	8	8	11,01946	137,2380	155,1058	0,000001
Контроль / створ № 16	16,5000	54,1250	-1,6639	14	0,118356	8	8	11,01946	63,0034	32,6895	0,000158
тривалість експозиції 21 доба											
Контроль / створ № 1	77,4875	70,0375	0,20893	14	0,837514	8	8	73,77374	68,7713	1,150772	0,857774
Контроль / створ № 3	77,4875	84,0000	-0,1939	14	0,849045	8	8	73,77374	59,8560	1,519108	0,594774
Контроль / створ № 4	77,4875	184,0125	-1,6368	14	0,123950	8	8	73,77374	168,6501	5,226004	0,044401
Контроль / створ № 7	77,4875	91,9250	-0,4276	14	0,675469	8	8	73,77374	60,6535	1,479423	0,618156
Контроль / створ № 10	77,4875	181,8750	-1,8389	14	0,087238	8	8	73,77374	142,6097	3,736753	0,103242
Контроль / створ № 13	77,4875	174,0875	-1,9429	14	0,072414	8	8	73,77374	119,7221	2,633569	0,224706
Контроль / створ № 16	77,4875	112,7500	-0,9445	14	0,360913	8	8	73,77374	75,5485	1,048694	0,951603

Таблиця 2.10

Кореляційний аналіз залежності гідрохімічних показників якості води та результатів біотестування за цитологічними змінами тест-об'єкту *E.canadensis*

	H	ПН	ПЗ	ЦЗ	SO ₄ ⁻	Cl ⁻	ЗР	pH	NH ₄ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ⁻	XCK	БСК ₅	O ₂	Fe ₂ ⁺	Cu ₂ ⁺	Zn ₂ ⁺	Mn ₂ ⁺	F ₂	
H	-																				
ПН	0,91	-																			
ПЗ	0,78	0,78	-																		
ЦЗ	0,95	0,96	0,90	-																	
SO ₄ ⁻	0,25	0,39	0,30	0,32	-																
Cl ⁻	-0,33	-0,48	-0,24	-0,38	-0,56	-															
ЗР	0,80	0,55	0,58	0,67	0,04	0,05	-														
pH	-0,64	-0,78	-0,60	-0,73	-0,42	0,72	-0,20	-													
NH ₄ ⁻	0,66	0,40	0,42	0,56	-0,23	-0,03	0,87	-0,16	-												
NO ₃ ⁻	-0,03	-0,01	0,14	0,01	0,76	0,05	0,10	0,16	-0,24	-											
NO ₂ ⁻	0,67	0,46	0,56	0,59	-0,11	-0,19	0,81	-0,32	0,93	-0,17	-										
PO ₄ ⁻	0,54	0,32	0,41	0,45	-0,26	-0,19	0,72	-0,19	0,91	-0,30	0,96	-									
XCK	-0,02	0,15	0,01	0,07	-0,03	-0,12	-0,38	-0,34	-0,55	-0,27	-0,49	-0,45	-								
БСК ₅	0,75	0,61	0,57	0,67	0,37	-0,41	0,80	-0,44	0,81	0,18	0,83	0,71	-0,59	-							
O ₂	-0,61	-0,57	-0,45	-0,60	0,37	0,20	-0,40	0,66	-0,53	0,72	-0,55	-0,50	-0,24	-0,32	-						
Fe ₂ ⁺	0,40	0,11	0,20	0,24	-0,29	-0,03	0,69	0,14	0,82	-0,18	0,79	0,90	-0,45	0,56	-0,22	-					
Cu ₂ ⁺	0,32	0,11	0,02	0,15	-0,40	0,08	0,53	0,09	0,82	-0,40	0,62	0,63	-0,68	0,58	-0,39	0,57	-				
Zn ₂ ⁺	0,41	0,48	0,53	0,52	-0,05	-0,47	0,17	-0,75	0,35	-0,41	0,59	0,52	0,04	0,40	-0,74	0,12	0,13	-			
Mn ₂ ⁺	0,78	0,54	0,43	0,61	-0,05	-0,19	0,90	-0,27	0,94	-0,18	0,83	0,80	-0,40	0,83	-0,51	0,77	0,73	0,23	-		
F ₂ ⁺	-0,00	-0,19	0,09	-0,05	-0,13	0,04	0,30	0,32	0,32	0,15	0,45	0,59	-0,26	0,17	0,21	0,75	-0,02	0,01	0,23	-	

Тісний обернений зв'язок був характерним для залежності кількості клітин у стадії ПН та загальної кількості ЦЗ із реакцією водного середовища рН ($r = -0,78$ та $r = -0,73$ відповідно).

Середня тіснота зв'язку була виявлена в залежностях кількості клітин у стані некрозу із показником рН ($r = -0,64$), азотом амонійним ($r=0,66$), азотом нітритним ($r=0,67$), фосфатами ($r=0,54$), вмістом розчиненого у воді кисню ($r = -0,61$); кількості клітин у стані ПН із завислими речовинами ($r=0,55$), показником БСК₅ ($r=0,61$), вмістом марганцю ($r=0,54$); кількістю клітин у стані ПЗ із завислими речовинами ($r=0,58$), показником рН ($r = -0,60$), азотом нітритним ($r=0,56$), БСК₅ ($r=0,57$), вмістом у воді цинку ($r=0,53$).

Найбільш чисельними залежностями із середньою тіснотою зв'язку характеризувалась загальна кількість ЦЗ тест-об'єкту.

Такі пари складали завислі речовини ($r=0,67$), азот амонійний ($r=0,56$), азот нітритний ($r=0,59$), показник БСК₅ ($r=0,67$), вміст розчиненого у воді кисню ($r = -0,60$), вміст цинку ($r=0,52$) та марганцю ($r=0,61$).

Всі зазначені коефіцієнти кореляції мали статистичну значущість на рівні $p \leq 0,05$ (табл. 2.11).

Отримані результати лягли в основу розробки оціночної шкали токсичності водного середовища за цитологічними змінами *E.canadensis* (див. п. 5.3.1).

2.1.3. Біохімічні реакції макрофітів на токсичність середовища

Крім методів оцінки відносного приросту талому чи підрахунку живих і мертвих клітин листків після перебування лабораторної культури *E.canadensis* у дослідному водному середовищі, доведено можливість використання цих рослин і при біоіндикаційних оцінках гідроекосистем. При цьому, використовуються місцеві представники цих гідрофітів, а в якості тест-функції ферментативна та фотосинтезуюча активність цих рослин.

Так, фотосинтетична активність рослин *E. canadensis*, які були відібрані безпосередньо з води річкової гідроекосистеми, мали несуттєву різницю (табл. 2.12).

Проте, знову у створі №3 були найгірші значення тест-реакції, порівняно з іншими варіантами. Найкращими вони виявились у створі №1.

Оцінка ферментативної активності *E. canadensis* передбачала визначення каталазної активності рослин, що були відібрані безпосередньо з модельної гідроекосистеми (табл. 2.13).

Таблиця 2.11

Перевірка статистичної значущості коефіцієнтів кореляції

Показники	Некроз (Н)	Початковий некроз (ПН)	Плазмоліз (ПЗ)	Загальна кількість цитологічних змін (ЦЗ)
Сульфати, мг/дм ³	0,2464	0,3904	0,2991	0,3170
	p=0,396	p=0,168	p=0,299	p=0,269
Хлориди, мг/дм ³	-0,3326	-0,4788	-0,2426	-0,3807
	p=,245	p=,083	p=,403	p=,179
Завислі речовини, мг/дм ³	0,7983	0,5450	0,5796	0,6657
	p=0,001	p=0,044	p=0,030	p=0,009
рН	-0,6413	-0,7825	-0,6001	-0,7323
	p=0,013	p=0,001	p=0,023	p=0,003
Азот амонійний, мг/дм ³	0,6650	0,4023	0,4196	0,5559
	p=0,009	p=0,154	p=0,135	p=0,048
Азот нітратний, мг/дм ³	-0,0325	-0,0078	0,1378	0,0080
	p=0,912	p=0,979	p=0,639	p=0,978
Азот нітритний, мг/дм ³	0,6675	0,4595	0,5599	0,5932
	p=0,009	p=0,098	p=0,037	p=0,025
Фосфор фосфатів, мг/дм ³	0,6642	0,4508	0,5695	0,5973
	p=0,010	p=0,106	p=0,034	p=0,024
ХСК, мг/дм ³	-0,0220	0,1478	0,0079	0,0683
	p=0,941	p=0,614	p=0,979	p=0,817
БСК ₅ , мг/дм ³	0,7466	0,6073	0,5670	0,6666
	p=0,002	p=0,021	p=0,034	p=0,009
O ₂ , мг/дм ³	-0,6066	-0,5686	-0,4477	-0,5965
	p=,021	p=,034	p=,108	p=,024
Залізо, мкг/дм ³	0,4000	0,1139	0,2030	0,2428
	p=0,156	p=0,698	p=0,487	p=0,403
Мідь, мкг/дм ³	0,3217	0,1055	0,0241	0,1545
	p=0,262	p=0,720	p=0,935	p=0,598
Цинк, мкг/дм ³	0,4209	0,4890	0,5505	0,5361
	p=0,134	p=0,076	p=0,041	p=0,048
Марганець, мкг/дм ³	0,7836	0,5432	0,4346	0,6141
	p=0,001	p=0,045	p=0,120	p=0,019
Фториди, мкг/дм ³	-0,0022	-0,1869	0,0937	-0,0455
	p=0,994	p=0,522	p=0,750	p=0,877

Таблиця 2.12

Результати визначення інтенсивності фотосинтезу
у тест-об'єкті *E. canadensis* (літня межень)

Варіант	C, мг/50мл	Глюкоза, мг/г	CO ₂ , мг/дм ² /год
1	1,4	1,7	0,5
2	1,3	1,9	0,8
3	1,1	1,6	0,3

Таблиця 2.13

Каталазна активність *E. canadensis*, що зростає в річці
(літній період)

Варіант	Час, хв.			
	0,5	1	1,5	2
1	3,0±0,02	5,2±0,03	7,4±0,07	9,2±0,08
2	2,7±0,01	5,4±0,05	7,9±0,05	10±0,12
3	2,9±0,01	5,4±0,05	7,6±0,05	9,6±0,09

Впродовж 2 хв визначення, каталазна активність рослини продовжувала зростати в усіх створах. Це свідчить про гарний фізіологічний стан та нормальне протікання біохімічних процесів у життєдіяльності місцевих представників *E. Canadensis* [223].

Очевидно, це говорить про комфортні умови для даного виду рослин в р. Устя, що підтверджує і значний розвиток гідрофіту у створах модельної гідроекосистеми в період досліджень.

Не виявлено суттєвої різниці для різних створів за каталазною активністю і протягом 1 хвилини. Так, у створі № 3 та № 4 вона була однаковою і становила 5,4 мгO₂/г/хв і зовсім незначно була меншою у створі № 5, знаходячись на рівні 5,2 мгO₂/г/хв.

Такі незначні відхилення за біохімічними показниками біомонітору *E.canadensis* у воді річки на різних її ділянках, можуть бути пояснені адаптованістю рослин до умов існування. Цей факт дозволяє стверджувати про недоцільність використання в якості біомоніторів рослин, які відібрано безпосередньо з об'єкту досліджень.

З метою перевірки показовості змін біохімічних показників елодеї було проведено також визначення каталазної активності у лабораторній культурі *E.canadensis*, розміщеної у варіантах досліду, після закінчення хронічного експерименту (табл. 2.14).

У даному випадку легко помітити різницю у різних варіантах досліду. Найвищою виявилась каталазна активність у контролі і становила 2,5 мгO₂/г/хв. Найвищою серед створів – у створі № 2, а ось найнижчі були показники у створі № 1.

Таблиця 2.14

Каталазна активність лабораторної культури *E. canadensis*, що знаходилась у зразках річкової води (літня межень)

Варіант	Час, хв.			
	0,5	1	1,5	2
Контроль	0,9±0,04	2,5±0,1	2,2±0,07	2,9±0,03
1	0,5±0,03	0,9±0,07	1,3±0,03	1,7±0,04
2	0,6±0,05	1,2±0,08	1,6±0,05	2±0,03
3	0,2±0,01	0,6±0,05	1,0±0,02	1,4±0,05

За результатами статистичної перевірки достовірність різниці показників між дослідом і контролем задовольняла умові $p \leq 0,05$, що дає підстави стверджувати про хронічну токсичну дію води річки в усіх створах у літній період, а також доводить показовість даної тест-реакції лабораторної культури *E. canadensis*.

2.1.4. Фізіологічні реакції макрофітів на токсичність середовища

Формування токсичності гідроекосистем та відстеження її просторово-часової динаміки проводили біотесуванням компонентів гідроекосистеми малої р. Устя. Спостереження за станом гідроекосистеми передбачали відбір зразків впродовж календарного року у 6 контрольних створах, що знаходились на ділянках русла, які зазнають антропогенного навантаження різної інтенсивності.

Якість поверхневих вод р. Устя суттєво змінюється на окремих ділянках – чітко виділяється частина водотоку від витоків до скиду стічних вод очисних споруд м. Рівне, та частина нижче скиду міських очисних споруд до гирла.

До скиду міських очисних споруд води відносяться до гідрокарбонатного типу зі змішаним катіонним складом. Води прісні, величина загальної мінералізації змінюється в незначних межах – 0,51-0,58 г/дм³ і лише в правій притоці р. Устя в районі сіл Івачків та Копитків сягає 0,78 г/дм³, що, можливо, пояснюється слабкою проточністю та замуленістю.

Після скиду з міських очисних споруд поверхневі води річки відносяться до хлоридно-гідрокарбонатного типу та характеризуються дещо підвищеною (на 0,1 г/дм³), порівняно з вищеописаними, мінералізацією. Води мають нейтральну реакцію (рН=7,4-8,0) на всій течії, в межах міста реакція змінюється на слабо лужну (рН=8,48-8,62). Води помірно жорсткі (2,8-6,0 мг-екв/дм³). Окислюваність складає 2,2-5,8 мгО₂/дм³. Вміст загального заліза у водах річки та її приток змінюється в межах 0,2-1,0 мг/дм³.

Серед аніонів переважне значення має гідрокарбонат-іон, вміст якого змінюється від 330-340 мг/дм³ (середнє значення) від витоків до

міських очисних споруд (МОС) до 370-375 мг/дм³ після МОС, що складає від 80-87 до 68-77%-екв.

Вміст сульфатів доволі сталий на всьому протязі ріки, його середній вміст становить 30-35 мг/дм³ або 5-15% екв. Вміст хлоридів значно змінюється на зазначених ділянках: середній вміст на витоці складає 9,5 мг/дм³, далі до м. Здолбунів збільшується до 16,1-23 мг/дм³, від м. Здолбунів до МОС м. Рівне 31-35 мг/дм³, після МОС 60-70 мг/дм³.

Катіонний склад поверхневих вод відповідає водам фонові ділянки, тобто має змішаний склад з перевагою іонів магнію і кальцію. Лише в районі с. Новий Двір визначені води з перевагою іонів натрію. Вміст іонів кальцію змінюється в межах 8-81 мг/дм³, магнію 16-66 мг/дм³, натрію 14-113 мг/дм³.

У верхній течії, в районах з інтенсивним веденням сільського господарства (с. Івачків, с. Вьюновщина, с. Корнин) концентрації іонів амонію сягають 1,5 мг/дм³, нітратів – 2,6-3,3 мг/дм³, нітритів 0,5 мг/дм³. В межах урбанізованих територій м. Здолбунів та м. Рівне, спостерігається зменшення вмісту азотних сполук, що свідчить про процес самоочищення вод, хоча в окремі роки, на даній ділянці водотоку фіксувались підвищені значення речовин азотної групи. Після МОС помітно збільшуються концентрації нітратів до 3,3-6,6 мг/дм³, нітритів та амонію.

Донні відклади річки представлені різними типами, у більшості з яких основу складає мулиста фракція. Виключенням є створ № 6 (поблизу гирла), де донні відклади мають піщаний тип, що очевидно пов'язане із прискороною течією та зносом мулистої фракції.

Для відстеження просторово-часової динаміки токсичності компонентів обраної модельної гідроекосистеми використовували цитофізіологічний спосіб оцінки токсичності середовища [13] за швидкістю ротаційного руху хлоропластів акваріумної водорості макрофіту *Vallisneria* (P. Micheli ex L. 1753).

Для цього, частину рослини біля основи (де розташовані молоді клітини, що зберігають рух цитоплазми) експонували у зразках поверхневих вод, водних витяжок та цільних донних відкладів кожного з контрольних створів у трикратній повторюваності на світлі протягом 60 хв. за температури приміщення 20° С . Після закінчення експозиції з листків рослин виготовляли тимчасові препарати і спостерігали під світловим мікроскопом. Швидкість руху визначали за допомогою окуляр-мікрометра, фіксуючи час проходження хлоропластом однієї, або кількох поділок за допомогою секундоміра.

Вибір даного методу пояснюється тим, що визначення наявності та швидкості руху цитоплазми не потребує довготривалості експерименту, його можна використати для вивчення первинної чутливості клітин. Крім того, метод має кількісний вираз за

п'ятибальною шкалою визначення ступеня токсичності середовища (від нетоксичного до летального), який дає змогу градувати токсичність водного середовища в межах п'яти груп стосовно біологічної складової водойми.

У цілому, результати проведеного біотестування з використання цитофізіологічного методу свідчать, що підвищення рівня токсичності донних відкладів р. Устя спостерігається у середній частині гідроекосистеми, а токсичність поверхневих вод зростає від її верхів'я до гирла. Просторово-часова динаміка токсичності поверхневих вод та водних витяжок з донних відкладів коливалась від 1 до 5 групи. Токсичність цільних донних відкладів не понижувалась нижче 2 групи, а у створах в межах урбанізованих територій мала переважно 3-4 групу (рис. 2.13).

Отже, більш виражений вплив на цитофізіологічні процеси акваріумної водорості *Vallisneria* чинили водні витяжки донних відкладів та цільні донні відклади річки.

Аналіз часової динаміки токсичності поверхневих вод свідчить про помітно вищі рівні токсичності у осінні місяці, порівняно з зимовими. Протилежна ситуація відмічалась для цільних донних відкладів, а саме, вищі рівні їх токсичності в зимові місяці. Токсичність водних витяжок з донних відкладів була вищою восени, порівняно із зимою у верхній та нижній течії, а на витоці та у середній течії навпаки.

У весняний період відмічалось підвищення токсичності всіх досліджуваних компонентів у верхній частині річки. У середній частині токсичність понижувалась, та в гирлі дещо зростала.

З метою відстеження окремих факторів формування рівнів токсичності гідроекосистеми р. Устя, впродовж періоду досліджень, було проведено визначення деяких фізико-хімічних параметрів якості води, які згідно літературних даних лишаються на сьогодні невід'ємною частиною екологічної оцінки якості поверхневих вод, її критеріальною базою (температура води, вміст розчиненого у воді кисню, вміст нітритів та показник хімічного споживання кисню).

Так, за досліджуваний період було зафіксовано коливання температури води під час відбору проб від 4° С до 22° С (рис. 2.14, а). Вміст розчиненого у воді кисню не перевищував 12 мгО₂/дм³ та не спадав нижче 6,4 мгО₂/дм³ (рис. 2.14, б).

За період досліджень вміст нітритів у воді не перевищував 0,01 мг/дм³ (рис. 2.14, в). Середні значення показника хімічного споживання кисню (ХСК) становили близько 15 мгО₂/дм³ (рис. 2.14, г).

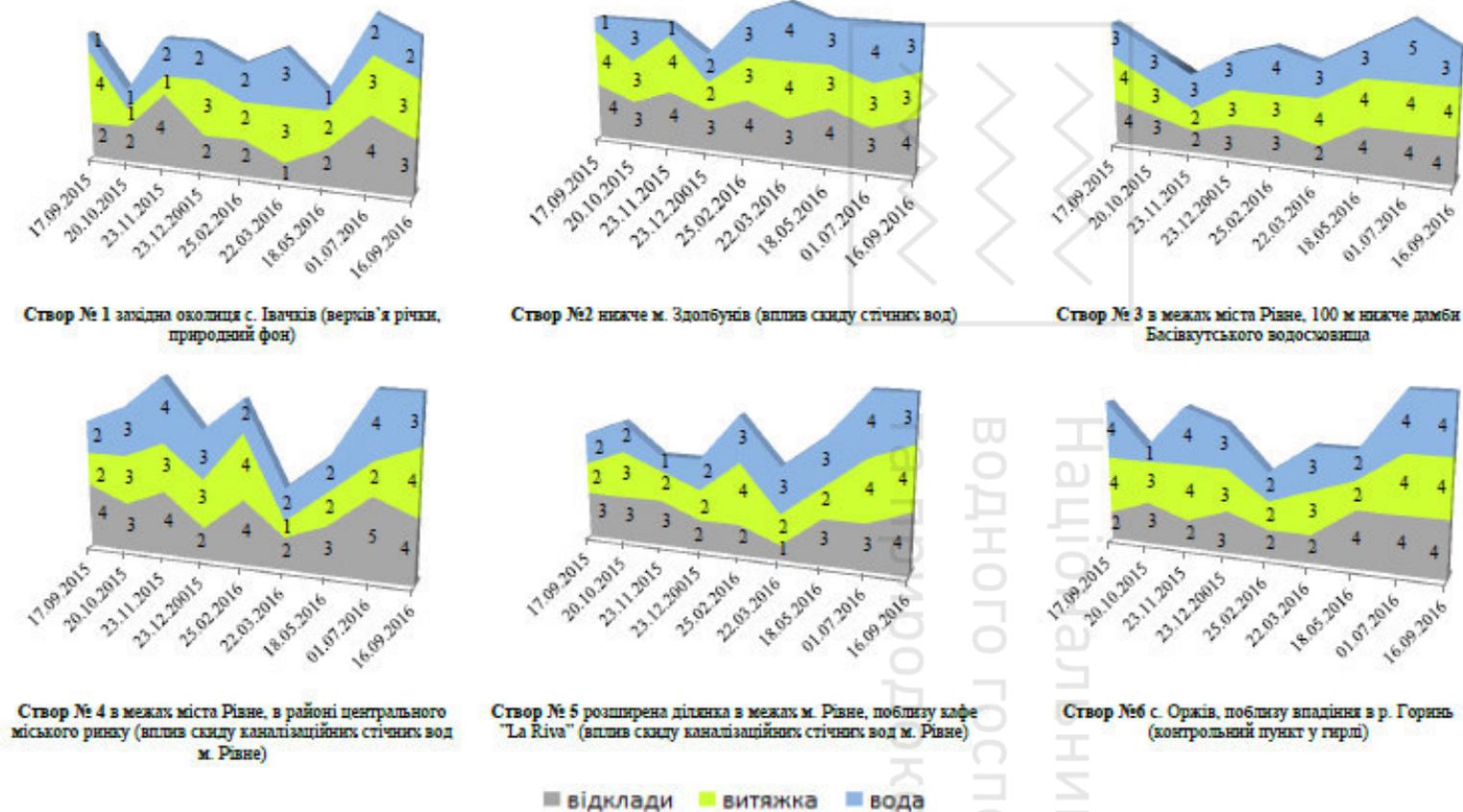


Рис. 2.13. Динаміка груп токсичності компонентів річкової екосистеми впродовж року

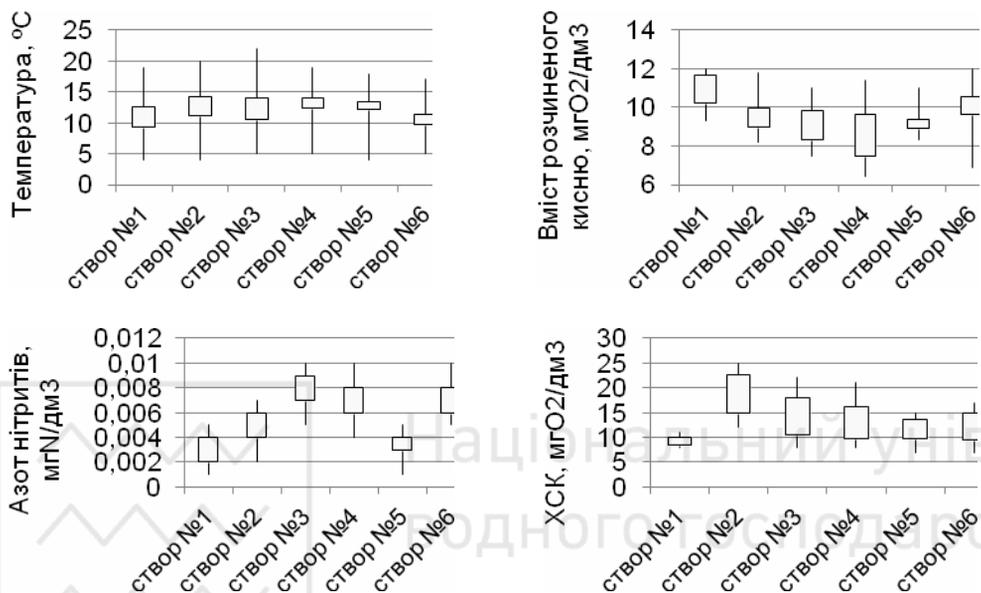


Рис. 2.14. Коливання показників якості річкової води в контрольних створах упродовж року

Подальше незначне зниження значень показника після Басівкутського водосховища, є результатом самоочищення. Проте, збереження підвищених значень ХСК далі за течією свідчить про порушення структурно-функціональних зв'язків у гідроекосистемі.

З метою встановлення залежностей фізико-хімічних показників якості води та рівнів токсичності компонентів гідроекосистеми, ми скористались методом кореляційних плеяд. Всього було проаналізовано 21 пару отриманих в ході досліджень параметрів еколого-токсикологічної оцінки р. Устя. При цьому, загальна кількість спостережень становила: фізико-хімічні параметри якості води – 92, рівні токсичності компонентів гідроекосистеми – 72. Для зручності представлення результатів у вигляді кореляційної матриці кожному з аналізованих параметрів було надано вигляд функції (табл. 2.15). Результати встановлених попарних кореляційних залежностей між наведеними функціями (параметрами) виражені за допомогою коефіцієнта Пірсона (r) представлено у вигляді кореляційної матриці (табл. 2.16).

Аналіз отриманих кореляційних залежностей показав тісний зв'язок між рівнями токсичності поверхневих вод річки із вмістом розчиненого у воді кисню ($r=-0,807$) та концентрацією нітритів ($r=0,748$). Рівні токсичності водних витяжок з донних відкладів проявляли середній зв'язок із показником ХСК ($r=0,503$) та помірний зв'язок із температурою поверхневих вод ($r=0,388$) та концентрацією нітритів

(0,408). Рівні токсичності цільних донних відкладів із показником ХСК проявляли сильний зв'язок ($r=0,770$). Помірним виявився зв'язок рівнів токсичності цільних донних відкладів із вмістом розчиненого у воді кисню ($r=0,318$) та помірним оберненим із рівнями токсичності поверхневих вод ($-0,373$).

Отже, застосування кореляційного аналізу на даному етапі досліджень дозволило отримати уявлення про деякі пріоритетні фактори формування токсичності гідроекосистеми р. Устя, зокрема ними виявились вміст розчиненого кисню, нітритів та показник ХСК у поверхневих водах.

Таблиця 2.15

Перелік параметрів, які було використано для аналізу кореляційних залежностей

Найменування параметрів	Од. вим-нь	Номер функції
Температура поверхневих вод	°С	X ₁
Вміст розчиненого у воді кисню	мгО ₂ /дм ³	X ₂
Концентрація нітритів у воді	мгN/дм ³	X ₃
Показник хімічного споживання кисню у воді (ХСК)	мгО ₂ /дм ³	X ₄
Рівень токсичності за результатами цитофізіологічного методу біотестування:		
поверхневі води	група	X ₅
водні витяжки донних відкладів	група	X ₆
донні відклади	група	X ₇

Таблиця 2.16

Кореляційні залежності* фізико-хімічних параметрів якості води р. Устя та рівнів токсичності компонентів гідроекосистеми за період досліджень

Функції	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	X ₅	X ₆	X ₇
X ₁	-						
X ₂	0,611	-					
X ₃	0,133	-0,606	-				
X ₄	0,527	0,270	0,133	-			
X ₅	0,195	-0,807	0,748	-0,167	-		
X ₆	0,388	-0,076	0,408	0,503	0,218	-	
X ₇	0,273	0,318	0,046	0,770	-0,373	0,192	-

*Примітка: сильна (тісна) кореляція – $0,7 < r < 1$; середня кореляція – $0,5 < r < 0,7$; помірна кореляція – $0,3 < r < 0,5$; слабка кореляція – $0,2 < r < 0,3$; відсутність кореляції – $r < 0,19$.

Отримані кореляційні залежності показників біотестування з показниками якості поверхневих вод модельної гідроекосистеми дозволяють також стверджувати і про достатньо високу чутливість використаного методу цитофізіологічної оцінки токсичності компонентів гідроекосистеми. Крім того, великою перевагою методу є наявність

шкали оцінки рівнів токсичності. Це обумовлює показовість методу та значно полегшує інтерпретацію отриманих результатів. Однак, зважаючи на загальні принципи біомоніторингу, для об'єктивного судження про еколого-токсикологічний стан гідроекосистем необхідно паралельне проведення біотестування з тест-об'єктом іншої систематичної приналежності.

2.2. Реакції гетеротрофних організмів у токсичному середовищі

2.2.1. Біопродукційні показники риб за різного рівня токсичних елементів у воді

Особлива увага до вивчення біопродукційних показників і складових енергетичного балансу риб за умов інтоксикації середовища важкими металами обумовлена кількома причинами. Риби є класичним об'єктом токсикологічних досліджень, обов'язковим об'єктом нормування при розробці рибогосподарських ГДК забруднюючих речовин.

Вони є ідеальним об'єктом для оцінки токсичності різноманітних груп речовин та їх сумішей [423], а тому повинні обов'язково використовуватися у біотестуванні при оцінці якості природних і особливо стічних вод, що поступають до рибогосподарських водойм. Саме на рибах зручно вивчати складові енергетичного балансу. Зокрема, точно оцінювати величину спожитого раціону на інших групах гідробіонтів методично значно складніше. Саме тому стільки уваги приділено нами вивченню впливу йонів та сполук важких металів на процеси росту, трансформації речовини й енергії рибами різних видів.

Водночас підкреслено [424], що інформація про рівень забруднення за критерієм ГДК не достатня для характеристики впливу антропогенного навантаження на рибопродуктивність. Застосування методів біотестування на рибах у системі державних спостережень дозволило б вирішити низку практичних задач, орієнтованих на рибогосподарське використання водних об'єктів, зокрема оцінювати токсичність води на ділянках, які постійно забруднюються стічними водами.

Тому питання впливу на них різних токсикантів, важких металів зокрема, в літературі достатньо повно висвітлені. При виборі видів піддослідних риб брали до уваги як класичні об'єкти токсикологічних досліджень, так і розміри піддослідних об'єктів (із дрібними об'єктами працювати значно зручніше, економія кормів, невеликі об'єми акваріумів тощо) і обумовили підібраний нами спектр видів для проведення досліджень. Обрані нами об'єкти рекомендовані для використання при біотестуванні води [216; 232; 324; 341].

Значну увагу приділено з'ясуванню співвідношення між рівнем забруднення середовища біхроматом калію й біопродукційними

показниками організму. Це обумовлено тим, що біхромат калію використовується в практиці екотоксикологічних досліджень для апробації нових методик, а його розчин відповідає вимогам до стабільності розчинів [425; 426].

Показники росту у золотій рибки *Carassius auratus auratus* за підвищеного рівня йонів хрому у воді. У дослідях з золотою рибкою (віком від одного до двох місяців) досліджували темп росту та ефективність використання їжі на ріст за різних концентрацій хрому у воді. Діапазон концентрацій токсиканта обирали, виходячи з рибогосподарських ГДК для хрому (0,001 мг/дм³) і до концентрацій, які викликали істотне зниження біопродукційних параметрів, але не призводили до загибелі піддослідних об'єктів (у даній серії дослідів до 50,0 мгCr⁶⁺/дм³).

Маса тіла піддослідних риб була достовірно нижчою, ніж у контролі за концентрацій хрому від 1.000 мг/дм³ і вище, за цієї ж концентрації нижчими були і прирости маси тіла. А величина спожитого раціону істотно нижчою від контролю відмічена вже за концентрації хрому у воді 0,001 мгCr⁶⁺/дм³ (1 ГДК). Із трьох показників – маса тіла, прирости маси тіла й величина раціону – останній виявився найчутливішим до токсичного впливу хрому. У цій серії дослідів величина потоку речовини через організм молоді золоті рибки зменшувалася вже при 1 ГДК і вище, у той час як прирости маси тіла і ефективність трансформації раціону практично не відрізнялися від контролю за концентрацій хрому, які відповідають 100 ГДК. На основі отриманих даних розраховували питому швидкість росту і ефективність використання їжі на ріст (табл. 2.17).

Таблиця 2.17

Біопродукційні показники у *Carassius auratus auratus* (віком від 1 до 2 місяців) за різної концентрації хрому у воді ($M \pm m$, n=10)

Концентрація хрому, мг Cr ⁶⁺ /дм ³	Питома швидкість росту		Ефективність використання їжі	
	% на добу	% від контролю	%	% від контролю
Контроль	4,59±0,18	–	19,7	–
0,001	4,66±0,21	101,5	21,3	108
0,010	4,76±0,19	103,8	25,5	129
0,100	4,56±0,12	99,4	21,9	111
1,000	3,96±0,20	86,3	19,1	97
10,000	1,25±0,09	27,4	5,8	29
50,000	0,34±0,04	7,4	1,1	6

Ріст риб за підвищеного рівня хрому у воді відбувався досить нерівномірно: спочатку він прискорюється (порівняно з контролем) за всіх досліджених концентрацій хрому до 1 мг/дм³ включно, потім (з

кінця першого тижня до початку третього) – ріст практично не відмічається, а з початку третього тижня – відбувається скачкоподібне збільшення росту. В кінці третього тижня ріст дещо сповільнюється. За концентрацій хрому 10 і 50 мг/дм³ протягом усього періоду досліджень ріст майже припинявся (рис. 2.14).

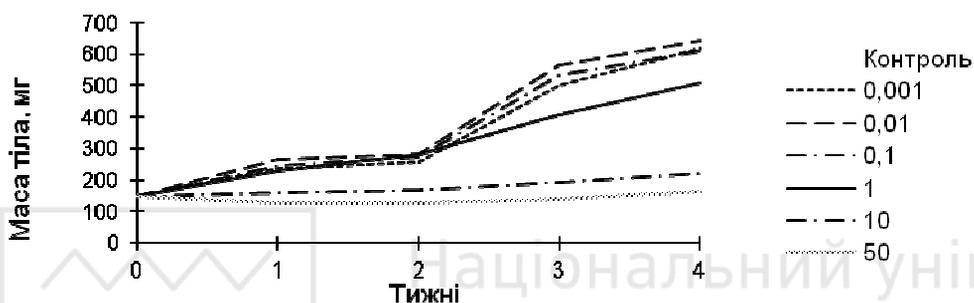


Рис. 2.14. Динаміка росту *Carassius auratus auratus* (вік від 1 до 2 місяців) за різних концентрацій іонів хрому у воді (мгCr⁶⁺/дм³)

За концентрації хрому 0,001–0,010 мг/дм³ спостерігається незначне зростання питомої швидкості росту (статистично не достовірне, $P > 0,05$) і ефективності конвертування їжі (достовірне за концентрації хрому 0,01 мг/дм³). Причому ефективність використання їжі зростає значно виразніше ($P < 0,05$), ніж питома швидкість росту. Подальше зростання концентрації хрому (понад 1 мг/дм³) викликає закономірне зниження досліджених біопродукційних параметрів ($P < 0,01$). Порівнюючи питому швидкість росту, ефективність трансформації раціону та індекс оптимальності середовища (за відхиленнями їхніх значень від контролю) видно, що з цих трьох показників найбільш чутливим до токсичного впливу хрому є індекс оптимальності середовища (рис. 2.15).

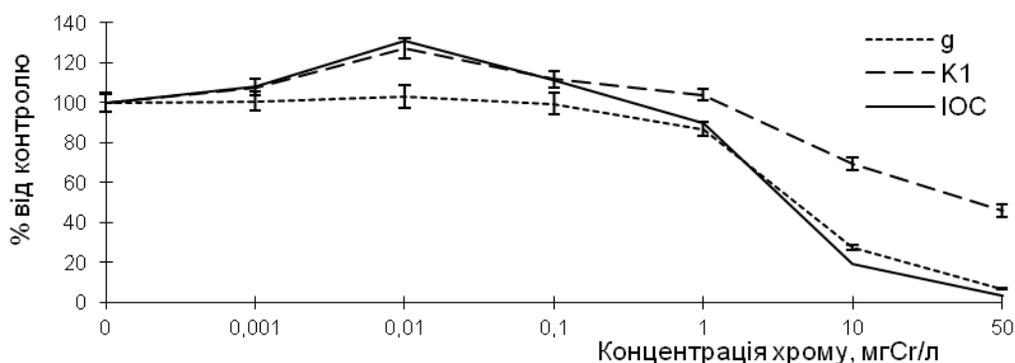


Рис. 2.15 Питома швидкість росту (g), ефективність використання їжі на ріст (K_1) та індекс оптимальності середовища (IOC) у *Carassius auratus auratus* (вік 1–2 місяці) за різних концентрацій хрому у воді

Слід відзначити, що всі досліджені показники характеризуються значною динамікою своїх значень у часі протягом експерименту. В контролі спостерігається досить рівномірний ріст і відносно постійна ефективність використання їжі, у той час як за умов досліджених концентрацій хрому відзначався нерівномірний, зі значними коливаннями у часі, ріст (рис. 2.14, 2.16, 2.17).

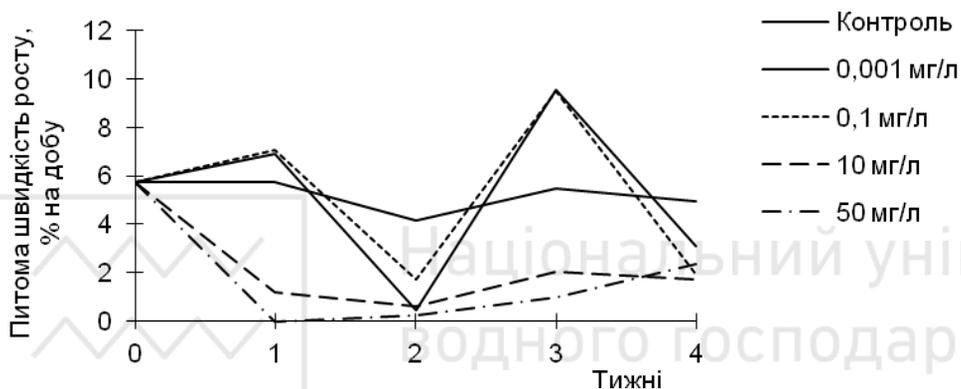


Рис. 2.16. Динаміка росту у *Carassius auratus auratus* (вік 1–2 місяці) за різних концентрацій Cr^{6+} у воді

Аналогічна закономірність характерна і для валової ефективності конвертування їжі (рис. 2.17).

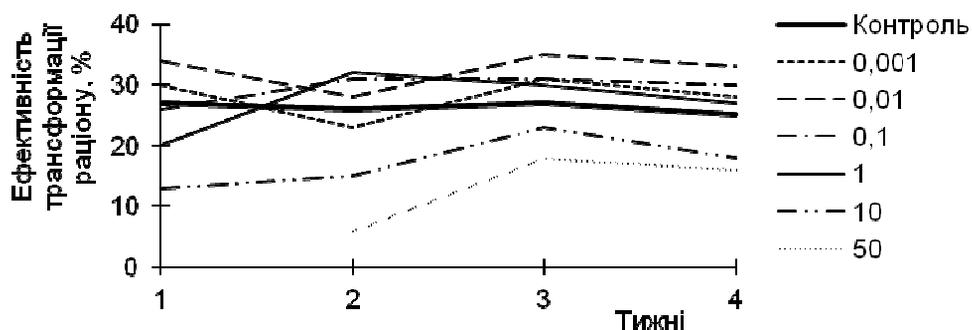


Рис. 2.17. Ефективність трансформації раціону у *Carassius auratus auratus* віком 1–2 місяці за різних концентрацій Cr^{6+} у воді

Причому для більшості концентрацій характерна одна закономірність: на початку дослідження питома швидкість росту збільшується, потім (на другому тижні) відбувається різке її зниження на третьому тижні – знову зростання і потім – падіння.

Більш виражені коливання у часі питомої швидкості росту за підвищеного рівня хрому у воді. У контролі питома швидкість росту має незначні коливання у часі, тоді як вже за 1 ГДК Cr^{6+} спостерігаються

різкі коливання, причому амплітуда їх зі зростанням концентрації хрому все більше доходить до нульової позначки, тобто система вкрай розбалансована і ризики її виходу зі стану рівноваги зростають пропорційно рівню токсичності середовища.

Це пов'язано з розбалансуванням метаболічних процесів та ступінчастим характером пристосування риб до умов токсичного середовища, що узгоджується з літературними відомостями з цього питання [72; 239; 427]. Слід відзначити, що наявні в літературі відомості з цього питання вкрай обмежені.

Особливий інтерес викликає суттєве зростання амплітуди коливання питомої швидкості росту (рис. 2.16) і ефективності використання їжі на ріст (рис. 2.17). З теорії систем відомо, що посилення «шумів» – перша ознака виходу системи зі стану рівноваги, що призводить до зростання ризиків незворотніх змін системи [323; 350].

Привертає увагу відносно відхилення досліджених показників за різного рівня хрому у воді. При цьому найбільш пропорційно до зростання рівня токсичності середовища змінювалося значення величини потоку енергії через організм, який зменшувався зворотньо пропорційно величині концентрації хрому у воді (рис. 2.18).

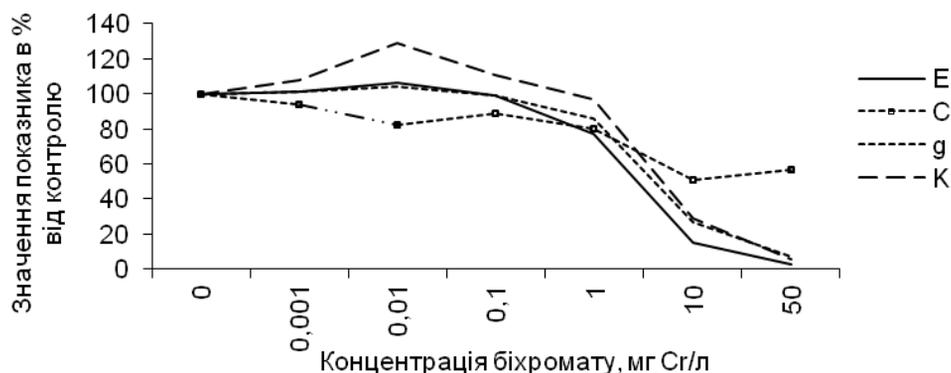


Рис. 2.18. Величина добового раціону (C), питома швидкість росту (g), ефективність трансформації енергії (K) і величина потоку енергії (E) у *Carassius auratus auratus* за різних концентрацій Cr^{6+} у воді

Наступна серія дослідів була проведена із золотими рибками віком від двох до трьох місяців. В результаті отримані такі біопродукційні параметри (табл. 2.18). Максимальні значення всі досліджені параметри мають за умов концентрації хрому 0,01-0,10 мг/дм³; за більш високих концентрацій хрому спостерігається закономірне їх зниження. Індекс оптимальності середовища в усіх випадках змінюється найбільш пропорційно до змін рівня концентрації

хрому у воді. Таким чином, він є найбільш адекватною характеристикою рівня токсичності середовища за біопродукційними показниками. Важливо також відзначити, що зміни питомої швидкості росту за різник концентрацій хрому у воді більш виразні, ніж зміни абсолютних показників маси тіла (досить порівняти між собою рис. 2.14 і 2.15). Тому використання з метою діагностики токсичного впливу (чи рівня токсичності середовища в цілому) саме питомої швидкості росту, а не абсолютних приростів маси тіла можна вважати доцільним.

Порівняння результатів експериментів з одно-двомісячною і дво-тримісячною молоддю *Carassius auratus auratus* за підвищеного рівня шестивалентного хрому у водному середовищі показує, що зміни значень біопродукційних показників значно виразніші у першому випадку. Тому для діагностики рівня токсичності середовища доцільніше використовувати саме одно-двомісячну молодь золотієї риби.

Таблиця 2.18
Біопродукційні показники у *Carassius auratus auratus* (вік від 2 до 3 місяців) за різних концентрацій Cr^{6+} у воді ($M \pm m$, $n = 10$)

Концентрація хрому, мг Cr^{6+} /дм ³	Питома швидкість росту		Ефективність трансформації раціону	
	% на добу	% від контролю	%	% від контролю
Контроль	4,79±0,29	–	23,35±1,17	–
0,001	4,84±0,31	101	24,98±1,22	106,98
0,010	5,12±0,33	107	28,02±1,08	120,00
0,100	4,12±0,27	86	25,68±1,32	109,98
1,000	4,41±0,32	92	17,51±1,09	74,99
10,000	3,98±0,28	83	13,31±1,12	57,00
50,000	3,11±0,31	65	4,67±0,92	20,00

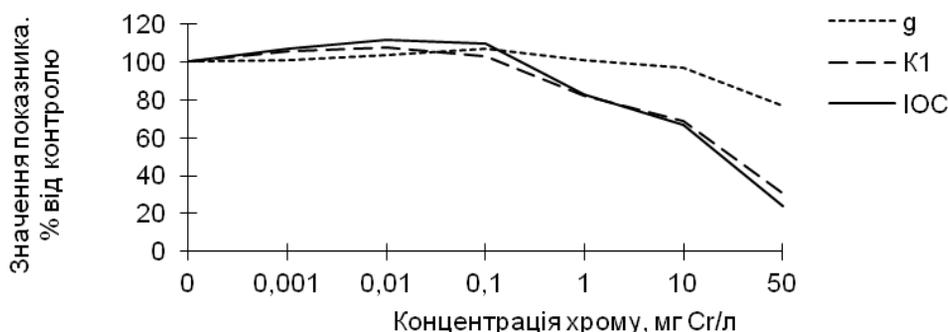


Рис. 2.19. Біопродукційні показники у *Carassius auratus auratus* (вік 2-3 місяці) за різних концентрацій йонів хрому у воді

Вплив дихромату калію на біопродукційні показники гупі *Poecilia reticulata*. В експериментах з *Poecilia reticulata* віком від одного до двох місяців досліджено вплив різних концентрацій дихромату калію на ріст і ефективність використання раціону. Привертає до себе увагу досить істотне зниження питомої швидкості росту за концентрації хрому у воді 1 мг/дм³ і вище. Значення обох показників у цілому знижувалися зі зростанням концентрації йонів хрому у воді, проте це зниження мало ступінчастий характер з періодичними зростаннями значень за певних концентрацій хрому (табл. 2.19).

Таблиця 2.19
Ріст і ефективність трансформації раціону у *Poecilia reticulata* (віком від 1 до 2 місяців) за різних концентрацій Cr⁶⁺ у воді (M±m, n = 11)

Концентрація хрому, мгCr ⁶⁺ /дм ³	Питома швидкість росту		Ефективність трансформації раціону	
	% на добу	% від контролю	%	% від контролю
Контроль	3,92±0,21	—	17,6±1,3	—
0,001	4,01±0,29	102,3	18,5±1,4	105,2
0,050	4,37±0,23	111,4	18,2±1,2	103,6
1,000	0,90±0,07	22,9	4,7±0,7	26,9
10,000	0,51±0,03	13,1	2,7±0,1	15,5
20,000	1,24±0,11	31,7	0,8±0,1	4,8
50,000	0,15±0,09	3,8	4,8±0,8	27,4

Найбільш пропорційно до рівня токсичності середовища знижувалися значення показника оптимальності. Так, за концентрації хрому 20 мг/дм³ питома швидкість росту значно вища, ніж за концентрації хрому 10 або навіть 1 мг/дм³, а ефективність використання їжі на ріст за концентрації хрому 50 мг/дм³ виявилася значно вищою, ніж за концентрацій 20 мг/дм³ і 10 мг/дм³.

За концентрацій хрому у воді понад 0,05 мг/дм³ значення біопродукційних показників у гупі істотно знижуються. Причому залежність між концентрацією хрому і значенням показників питомої швидкості росту і ефективності трансформації раціону має складний характер з вираженими коливаннями значень. Що стосується індексу оптимальності середовища, то, починаючи з концентрацій 0,05 мг/дм³ і вище він закономірно знижувався. Таким чином, з усіх досліджених біопродукційних показників він змінюється найбільш пропорційно до рівня токсичності середовища (рис. 2.20).

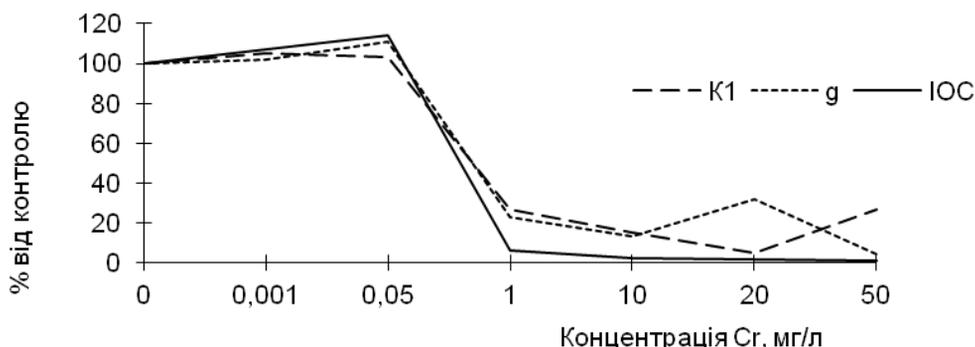


Рис. 2.20. Біопродукційні показники у *Poecilia reticulata* (віком від одного до двох місяців) за різних концентрацій Cr^{6+} у воді

Привертає увагу істотне зниження питомої швидкості росту (до 7,4% від контролю за концентрації хрому 50 мг/дм^3) за концентрації хрому у воді понад $0,1 \text{ мг/дм}^3$, в той час як ефективність використання їжі на ріст за концентрації хрому 1 мг/дм^3 була вищою, ніж у контролі на 5,6% і її зниження відмічено у дослідах із концентраціями хрому від 10 до 50 мг/дм^3 , причому навіть за концентрації хрому 50 мг/дм^3 ефективність використання їжі складала 46,1% від контролю (рис. 4.5).

Таким чином, в діапазоні концентрацій хрому $1\text{-}50 \text{ мг/дм}^3$ ні ріст, ні ефективність використання їжі на ріст не дають однозначної картини (у зв'язку зі значними їх коливаннями); водночас індекс оптимальності середовища найбільш адекватно віддзеркалює концентрацію токсиканту у воді (змінюється найбільш пропорційно токсичності середовища).

Наступна серія дослідів була проведена з *Poecilia reticulata* (табл. 2.20).

Таблиця 2.20

Ріст і ефективність трансформації раціону у *Poecilia reticulata* (віком від 2 до 3 місяців) за різних концентрацій Cr^{6+} у воді ($M \pm m$, $n=10$)

Концентрація йонів хрому, $\text{мг Cr}^{6+}/\text{дм}^3$	Питома швидкість росту		Ефективність трансформації раціону	
	% на добу	% від контролю	%	% від контролю
Контроль	$4,27 \pm 0,18$	—	$19,8 \pm 1,2$	—
0,001	$4,44 \pm 0,23$	104,2	$20,3 \pm 1,7$	102,6
0,500	$4,60 \pm 0,27$	107,8	$20,8 \pm 1,8$	105,1
5,000	$4,51 \pm 0,19$	105,6	$20,1 \pm 1,5$	101,3
10,000	$4,01 \pm 0,26$	93,9	$19,5 \pm 1,6$	98,4
20,000	$3,93 \pm 0,22$	92,1	$16,2 \pm 1,1$	81,7
35,000	$3,18 \pm 0,29$	74,5	$15,4 \pm 0,9$	77,8
50,000	$2,07 \pm 0,15$	48,4	$14,8 \pm 1,0$	74,5

При порівнянні результатів дослідів з одно-двомісячною і дво-тримісячною молоддю гупі привертає увагу та обставина, що у одно-двомісячної молоді гупі значно більш виразно проявляється вплив токсиканту на всі біопродукційні параметри, ніж у випадку із дво-тримісячною молоддю. Важливо відзначити, що в цьому експерименті у діапазоні концентрацій хрому від 0,001 до 10 мг/дм³ біопродукційні показники практично не відрізнялися від контролю (рис. 2.21).

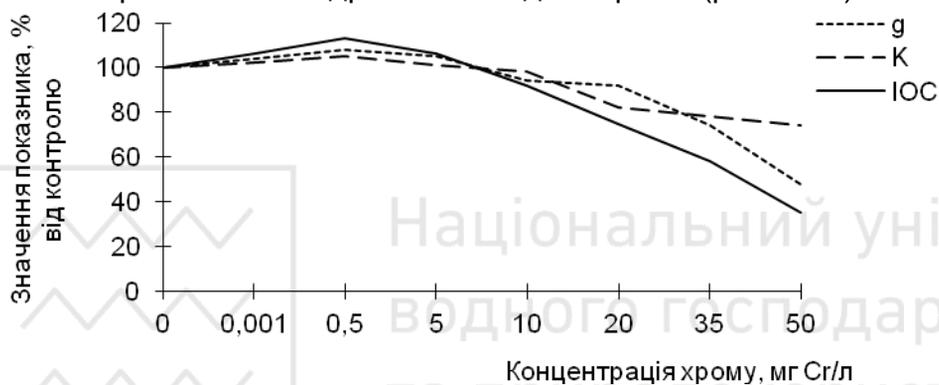


Рис. 2.21. Біопродукційні показники у *Poecilia reticulata* (вік від 2 до 3 місяців) за різних концентрацій Cr⁶⁺ у воді

Таким чином, за результатами експерименту вплив токсиканта не проявлявся навіть за концентрації, що відповідала 1000 ГДК.

В наступному експерименті ми прослідкували зміну значень біопродукційних показників гупі за різного рівня хрому на протязі всього експерименту. Результати показали, що різні рівні хрому у воді викликають певний тип коливань значень біопродукційних показників, причому за невисоких концентрацій хрому амплітуда коливань була вищою, ніж за більш високого рівня хрому у воді (рис. 2.22). Це свідчить про ступінчастий характер пристосувань організму до умов токсичного середовища, що узгоджується з літературними відомостями [193-194].

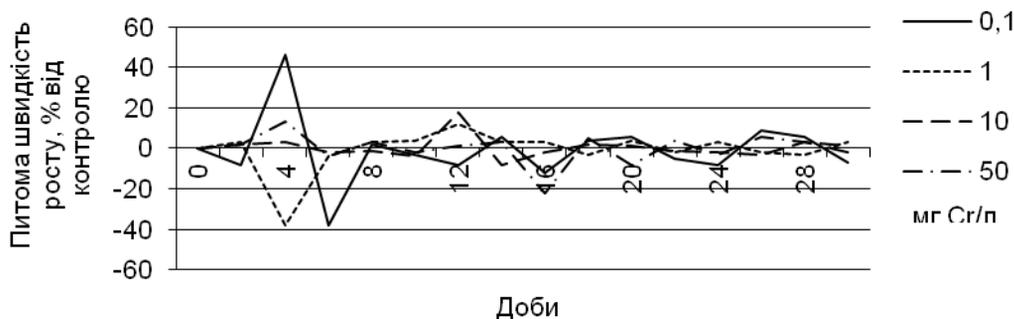


Рис. 2.22. Динаміка росту у *Poecilia reticulata* за різної концентрації Cr⁶⁺ у воді (мкг/дм³)

Аналогічну закономірність ми вже відмічали в досліді на золотій рибиці. Аналізуючи відносну чутливість біопродукційних параметрів у молоді гупі (включаючи інтенсивність дихання) і індекс оптимальності середовища доходимо висновку, що максимальна амплітуда в усіх випадках притаманна індексів оптимальності середовища, на другому місці знаходиться питома швидкість росту, потім – ефективність використання їжі на ріст і на останньому місці – рівень дихання (рис. 2.23).

Так, за умови концентрації хрому у воді 1 мг/дм³ рівень дихання складав 82% від контролю, ефективність конвертування їжі – 26,9%, питома швидкість росту 22,9%, а індекс оптимальності середовища – 6% від контролю. За концентрації хрому 10 мг/дм³ ці ж показники склали відповідно 68, 13,1, 15,5 і 2% від контролю (відмінності між значеннями відповідних параметрів в досліді й контролі в цій серії були достовірними на рівні $P < 0,01$).

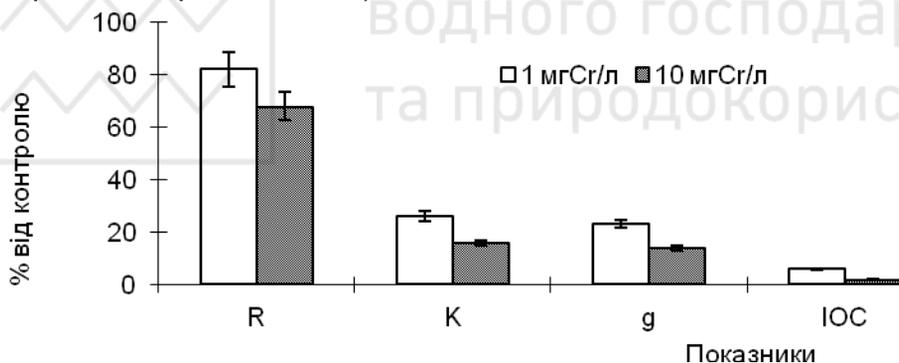


Рис. 2.23. Біопродукційні показники у одномісячній *Poecilia reticulata* (R – інтенсивність дихання; g – питома швидкість росту; K – валова ефективність трансформації раціону, IOC – індекс оптимальності середовища) за різної концентрації Cr^{6+} у воді ($M \pm m$; $n = 10$)

Щодо діагностики токсикантів, то більш чітку картину можна отримати з використанням (як тест-об'єктів) більш молодих особин. Водночас слід зауважити, що з більш ранніми стадіями риб працювати значно складніше (частота годування, дрібний корм, висока чутливість до несприятливих умов тощо).

Таким чином, найбільш доцільно з метою біоіндикації якості води використовувати молодь віком близько одного місяця, яка має досить високу чутливість до наявності хрому у воді. Використання ж риб більш раннього віку ускладнюється цілою низкою причин. По-перше, проблема дрібних кормів і точність врахування величини добового раціону.

По-друге, більш дрібні риби значно чутливіші до всіх маніпуляцій з ними (зважування тощо). Таким чином, на нашу думку, найбільш

зручним об'єктом для екотоксикологічних досліджень є одномісячна молодь, яка, з одного боку, досить чутлива до токсичного впливу, а з іншого – зручна для проведення з нею досліджень біопродукційних показників.

У наших же експериментах за наявності хрому у воді навіть за концентрації до 50 мг/дм^3 смертності у гупі практично не спостерігалось, хоч за цих умов поведінка риб була дещо загальмована».

У дослідях по з'ясуванню впливу шестивалентного хрому на питому швидкість росту лина (маса тіла на початку експерименту складала $362 \pm 12 \text{ мг}$) встановлено, що за концентрацій від $0,0005 \text{ мг/дм}^3$ до $0,0100 \text{ мг/дм}^3$ середні значення за 28 діб практично не відрізнялися від контролю. Водночас спостерігалися істотні коливання значень цього показника у часі (на відміну від контролю, де питома швидкість росту за час дослідження була майже на одному рівні). За концентрації 10 мг/дм^3 і 50 мг/дм^3 коливання цього показника менш виразні, але з першого ж тижня експерименту спостерігаються суттєві зниження питомої швидкості росту аж до від'ємних значень (на першому тижні за концентрації хрому 50 мг/дм^3) (рис. 2.24).

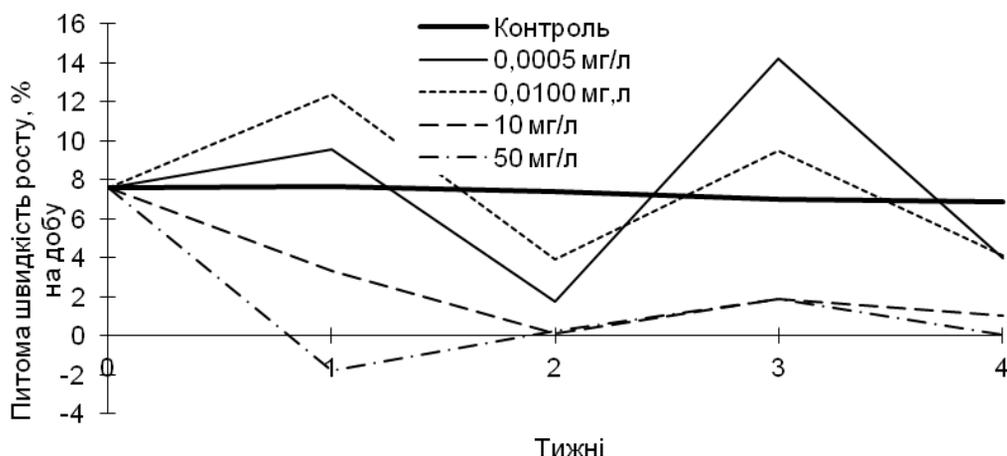


Рис. 2.24. Динаміка росту *Tinca tinca* за різного рівня Cr^{6+} у воді ($m_{t_0} = 362 \pm 12 \text{ мг}$)

Привертає увагу значне зростання дисперсії значень питомої швидкості росту лина по тижням. Причому максимальних значень вона сягає за концентрації хрому $0,0005 \text{ мг/дм}^3$, що свідчить про максимальну амплітуду коливань значень питомої швидкості росту за цих умов. Середні відхилення значень питомої швидкості росту також на порядок перевищують аналогічні величини у контролі (табл. 2.21).

Таблиця 2.21

Питома швидкість росту *Tinca tinca* у за різної концентрації Cr^{6+} у воді

Статистичні показники	Питома швидкість росту при різній концентрація Cr^{6+} у воді				
	Контроль	0,0005 мг $\text{Cr}^{6+}/\text{дм}^3$	0,0100 мг $\text{Cr}^{6+}/\text{дм}^3$	10,0000 мг $\text{Cr}^{6+}/\text{дм}^3$	50,0000 мг $\text{Cr}^{6+}/\text{дм}^3$
Середнє значення	7,312	7,416	7,502	2,786	1,596
Дисперсія	0,13637	23,70083	13,18332	8,69953	13,02943
Середнє відхилення	0,3096	3,6488	2,8056	2,1432	2,5232

Картина токсичного ураження характеризується послідовними фазами, природа котрих не завжди ясна. Вплив токсичної речовини викликає відповідну реакцію організму, активізуючи його захисні системи. Виникнення пошкоджень та їх елімінація організмом є динамічними процесами, а результируючий біологічний ефект визначається співвідношенням швидкостей цих двох процесів. Формування й зростання інтенсивності захисних реакцій організму запізнюється в часі по відношенню до токсичної дії. Можливо також, що для активації тієї чи іншої адаптаційної системи організму необхідно досягнення деякого порога пошкодження. Період, коли прояв компенсаторних процесів не виражений, характеризується лише уражаючим ефектом – порушенням функцій, підвищеною смертністю тощо.

Ріст гупі *Poecilia reticulata* за підвищено вмісту нікелю у воді. В експериментах з гупі нами досліджено вплив нікелю на темп росту, ефективність використання їжі на ріст та індекс оптимальності середовища.

Питома швидкість росту істотно знижується лише за концентрації нікелю $10 \text{ мг}/\text{дм}^3$ і вище, у той час як ефективність трансформації їжі знижується за його концентрації у воді $35 \text{ мг}/\text{дм}^3$ і вище.

У діапазоні концентрацій нікелю до $2,5 \text{ мг}/\text{дм}^3$ спостерігається певна стимуляція біопродукційних параметрів. Максимального значення питома швидкість росту, ефективність використання їжі на ріст та індекс оптимальності середовища, досягають за концентрації нікелю у воді $2,5 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Обидва параметри мають тенденцію до коливання своїх значень за різних концентрацій токсиканту (табл. 2.22).

Зниження значень даних показників відмічено за концентрації нікелю у воді понад $5 \text{ мг}/\text{дм}^3$, причому ефективність використання їжі на ріст істотно знижується лише за концентрацій нікелю понад $20 \text{ мг}/\text{дм}^3$. Найбільш однозначно реагує на зростання концентрації нікелю у воді індекс оптимальності середовища (рис. 2.25).

Таблиця 2.22

Ріст і ефективність трансформації раціону у *Poecilia reticulata* (вік 2-3 місяці) за різних концентрацій Ni^{2+} у воді ($M \pm m$, $n = 10$)

Концентрація нікелю, мг $\text{Ni}^{2+}/\text{дм}^3$	Питома швидкість росту		Ефективність трансформації раціону	
	% на добу	% від контролю	%	% від контролю
Контроль	4,19±0,29	–	20,2±1,1	–
0,05	4,43±0,25	105,8	20,7±1,3	102,4
2,50	4,78±0,24	114,2	21,1±1,0	104,3
5,00	4,36±0,18	104,1	19,7±1,4	97,5
10,00	3,58±0,22	85,4	21,3±1,2	105,3
20,00	3,34±0,19	79,7	20,5±1,7	101,6
35,00	3,91±0,26	93,4	18,0±1,4	89,2
50,00	3,71±0,30	88,5	14,5±1,5	71,6

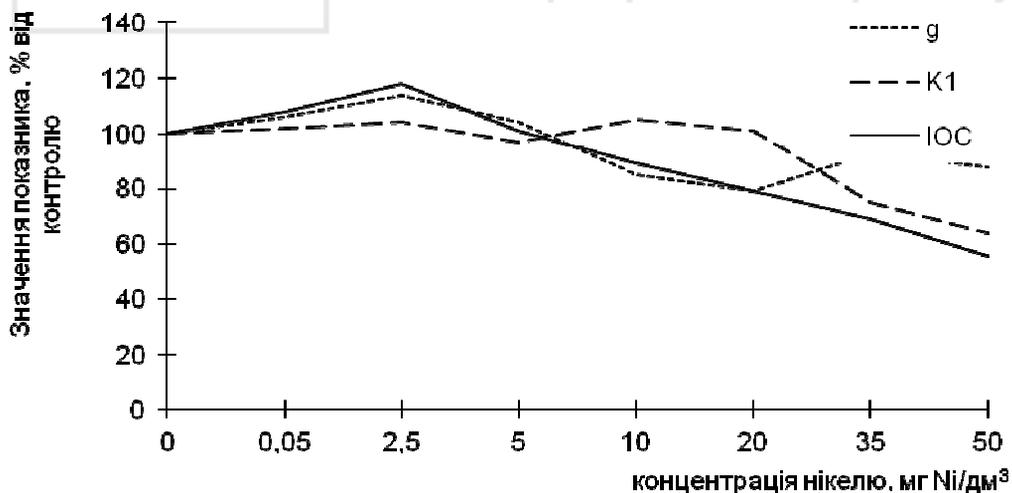


Рис. 2.25. Біопродукційні показники у *Poecilia reticulata* (вік 2-3 місяці) за різних концентрацій Ni^{2+} у воді

В експериментах з одно-двомісячною молоддю гупі отримана схожа картина впливу нікелю на значення біопродукційних показників, проте головна відмінність від попередньої серії дослідів полягає в різній чутливості піддослідних риб різного віку до токсикантів. Як і у досліді з вивчення впливу хрому на біопродукційні параметри риб, більш молоді особини характеризувалися значно вищою чутливістю до підвищеного вмісту катіонів металу у воді (табл. 2.23).

Таблиця 2.23

Ріст і ефективність трансформації раціону у *Poecilia reticulata* (віком 1-2 місяці) за різних концентрацій Ni^{2+} у воді ($M \pm m$, $n = 11$)

Концентрація нікелю, мг $\text{Ni}^{2+}/\text{дм}^3$	Питома швидкість росту, % на добу	Ефективність трансформації раціону, %
Контроль	$3,87 \pm 0,23$	$18,3 \pm 1,0$
0,05	$4,30 \pm 0,19$	$19,4 \pm 1,3$
2,50	$3,99 \pm 0,21$	$17,4 \pm 1,1$
5,00	$3,41 \pm 0,18$	$14,8 \pm 1,2$
10,00	$2,40 \pm 0,15$	$17,2 \pm 1,0$
20,00	$2,09 \pm 0,12$	$15,7 \pm 0,9$
35,00	$1,51 \pm 0,09$	$12,6 \pm 0,7$
50,00	$1,04 \pm 0,11$	$9,7 \pm 1,1$

Причому і в цих експериментах індекс оптимальності середовища змінювався найбільш однозначно з досліджених показників. Як і у попередніх досліджах, максимальне відхилення від контролю було притаманне індексу оптимальності середовища, потім – питомій швидкості росту й ефективності використання раціону на ріст, причому індекс оптимальності середовища зменшується зворотно пропорційно зростанню концентрації нікелю у воді (рис. 2.26).

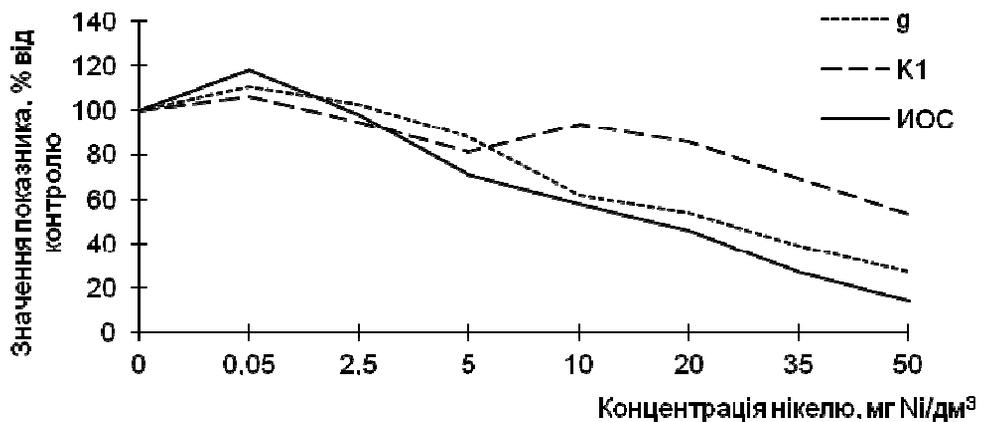


Рис. 2.26. Питома швидкість росту (g), валова ефективність використання їжі на ріст (K_1) та індекс оптимальності середовища (ИОС) у одно-двомісячній *Poecilia reticulata* за різних концентрацій Ni^{2+} у воді

Значення всіх показників істотно знижувалися за концентрації нікелю 5 $\text{mgNi}^{2+}/\text{дм}^3$ і вище (табл. 2.23, рис. 2.26).

Ріст золотий риби *Carassius auratus auratus* за підвищеного рівня йонів нікелю у воді. Наступна серія експериментів проведена на золотій рибиці віком від двох до трьох місяців. Отримані значення

біопродукційних параметрів свідчать, що за відносною чутливістю до підвищеного рівня нікелю у воді досліджувані показники розташувалися у такому порядку: на першому місці – індекс оптимальності середовища > питома швидкість росту > ефективність використання їжі на ріст (табл. 2.24).

Таблиця 2.24

Ріст і ефективність трансформації раціону у *Carassius auratus auratus* (вік 2–3 місяці) за різних концентрацій Ni^{2+} у воді ($M \pm m$, $n=12$)

Концентрація йонів нікелю, мг Ni^{2+} /дм ³	Питома швидкість росту, % на добу	Ефективність трансформації раціону %
Контроль	4,87±0,21	22,9±1,5
0,05	5,41±0,28	25,0±1,3
2,50	5,99±0,25	25,7±1,7
5,00	5,70±0,37	24,3±1,3
10,00	4,58±0,24	23,6±1,6
20,00	4,29±0,27	24,0±1,9
35,00	4,68±0,39	19,0±1,0
50,00	4,48±0,23	17,2±2,2

Максимальне значення біопродукційних параметрів відзначено нами за концентрації нікелю у воді 2,5 мг/дм³, а їх зниження спостерігається за вмісту нікелю у воді понад 5-10 мг/дм³ (рис. 2.27).

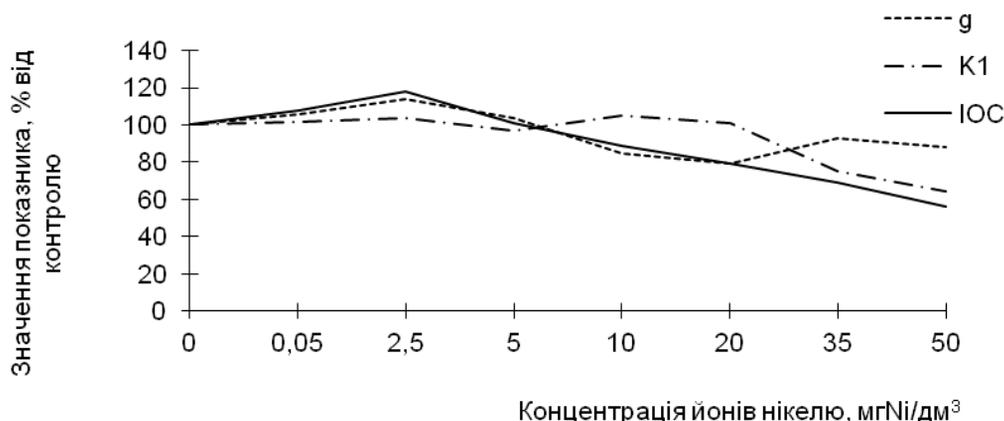


Рис. 2.27. Біопродукційні показники у *Carassius auratus auratus* (віком від двох до трьох місяців) за різних концентрацій Ni^{2+} у воді

За концентрації у воді 0,05-2,5 мг/дм³ нікель викликав статистично достовірне ($P < 0,05$) зростання питомої швидкості росту й ефективності трансформації раціону. Подальше зростання концентрації нікелю викликає закономірне зниження всіх досліджених

біопродукційних показників. За відносною чутливістю до наявності токсиканту перше місце посідає індекс оптимальності середовища. Питома швидкість росту й ефективність використання їжі на ріст схожі за амплітудою свого відхилення від аналогічних значень у контролі (рис. 2.27, табл. 2.21).

Порівняння біопродукційних показників у гупі й золотої риби за умов інтоксикації середовища нікелем дозволяє зробити такі висновки:

Гупі більш чутливі до наявності у воді нікелю, ніж золоті риби, а більш молоді особини значно чутливіші за старші вікові групи даного виду.

Вплив йонів свинцю на біопродукційні показники риб. У експериментах із золотою рибкою нами отримані такі значення біопродукційних показників. У діапазоні досліджених нами концентрацій свинцю (від 0,1 мг/дм³, що складає 1 рибогосподарську ГДК і до 10 мг/дм³, тобто до 100 ГДК) свинець стимулює досліджені нами біопродукційні показники (табл. 2.25). Причому залежність між рівнем свинцю у воді й значенням питомої швидкості росту, ефективності конвертування їжі й індексом оптимальності середовища має досить складний характер (рис. 2.28).

Таблиця 2.25

Біопродукційні показники у *Carassius auratus auratus* (віком від 3 до 4 місяців) за різних концентрацій Pb²⁺ у воді (M±m, n = 12)

Концентрація Pb ²⁺ , мг/дм ³	Питома швидкість росту		Ефективність трансформації раціону	
	% на добу	% від контролю	%	% від контролю
Контроль	4,53 ± 0,32	100	21,3 ± 1,6	100
0,1	5,22 ± 0,28	115,2	23,7 ± 2,0	111,3
0,5	5,66 ± 0,29	124,9	27,8 ± 1,9	130,5
2,5	4,44 ± 0,31	98,0	19,0 ± 1,7	89,2
5,0	6,98 ± 0,17	154,1	29,1 ± 2,3	136,6
10,0	5,27 ± 0,43	116,3	27,5 ± 3,4	129,1

Неоднозначність отриманих у цьому досліді даних може бути викликана рядом обставин. Можливо, це пов'язано зі швидким зв'язуванням свинцю й осадженням його сполук. Не виключено, що свинець, внаслідок своєї високої токсичності, викликає фазу активації яка на рівні біопродукційних показників має значну тривалість, і при збільшенні тривалості експериментів до кількох місяців може змінитись на фазу виснаження й загибелі.

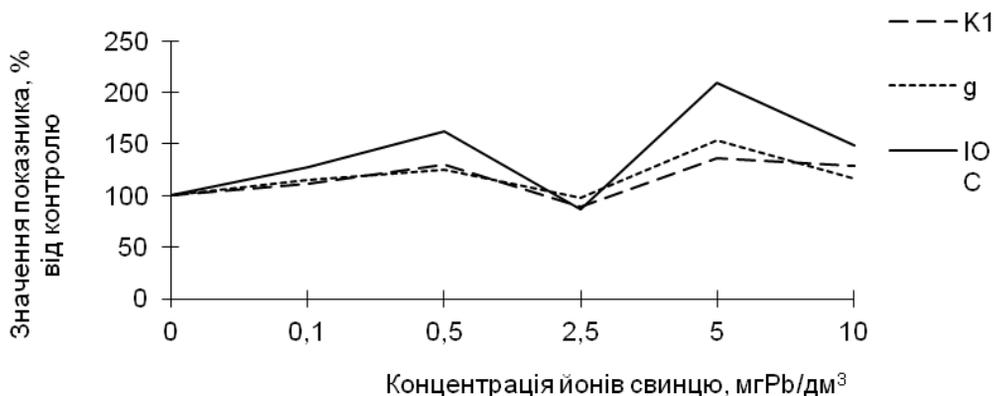


Рис. 2.28. Питома швидкість росту (g), ефективність трансформації раціону (K_1) у *Carassius auratus auratus* (віком 3-4 місяці) та індекс оптимальності середовища (IOС) за різних концентрацій Pb^{2+} у воді

Наступна серія дослідів була проведена із дво-тримісячною молоддю золоті рибки. У цій серії дослідів необхідно відзначити кілька ключових моментів. По-перше, у порівнянні з попередньою серією експериментів, чутливість до токсиканта виявилася значно вищою, що можна пояснити молодшим віком піддослідних риб. Це стосується як питомої швидкості росту (табл. 2.26), так і ефективності трансформації раціону (табл. 2.27).

Таблиця 2.26

Ріст *Carassius auratus auratus* (від 2 до 3 місяців) за різної концентрації Pb^{2+} у воді ($M \pm m$, $n=16$)

Концентрація свинцю, мг Pb^{2+} /дм ³	Питома швидкість росту (% на добу)				
	За 1-й тиждень	За 2-й тиждень	За 3-й тиждень	За 4-й тиждень	В цілому за 28 днів
Контроль	4,53±0,09	4,59±0,06	4,49±0,07	4,45±0,03	4,50±0,05
0,1	4,75±0,10	4,49±0,08	5,21±0,10	3,78±0,09	4,59±0,09
0,5	5,03±0,08	3,63±0,05	6,06±0,08	3,83±0,09	4,45±0,08
2,5	5,21±0,09	4,04±0,07	4,76±0,08	3,52±0,07	4,54±0,10
5,0	4,39±0,10	3,17±0,10	5,66±0,11	4,54±0,10	4,37±0,09
10,0	5,21±0,12	2,98±0,17	елімінація		

Причому за концентрації свинцю досліді від 0,1 мг/дм³ і вище спостерігаються істотні коливання питомої швидкості росту, що свідчить про наявність токсичного ефекту. В цілому за 28 днів експерименту картина відгуку біопродукційних показників на наявність свинцю у воді виявилася досить складною й неоднозначною (рис. 2.29).

Таблиця 2.27

Динаміка ефективності трансформації раціону у *Carassius auratus auratus* (вік 2-3 місяці) за різної концентрації Pb^{2+} у воді ($M \pm m$, $n=16$)

Концентрація свинцю, мг Pb^{2+} /дм ³	Ефективність трансформації раціону				В цілому за 28 діб
	1-й тиждень	2-й тиждень	3-й тиждень	4-й тиждень	
Контроль	21,41±0,38	21,63±0,41	21,92±0,29	20,95±0,31	21,49±0,35
0,1	22,05±0,32	21,20±0,48	28,71±0,36	18,65±0,31	22,35±0,54
0,5	23,76±0,56	19,25±0,44	30,91±0,39	19,06±0,44	21,92±0,43
2,5	25,26±0,52	17,74±0,59	32,66±0,60	16,97±0,21	22,13±0,38
5,0	25,48±0,64	18,17±0,35	25,65±0,84	19,27±0,37	21,27±0,47
10,0	25,91±0,68	15,57±0,61	елімінація		

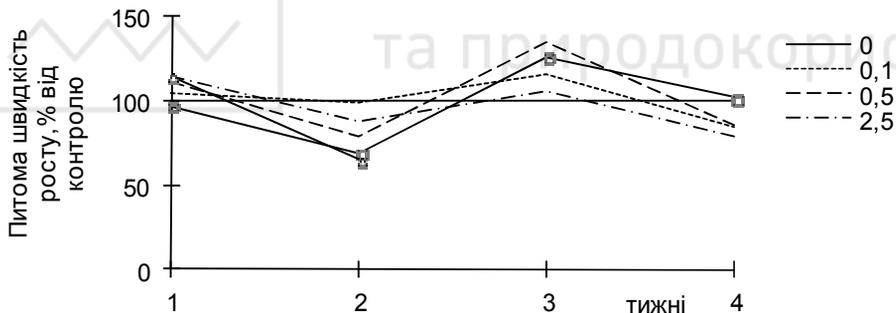


Рис. 2.29. Динаміка питомої швидкості росту у *Carassius auratus auratus* (вік 2-3 місяці) за різних концентрацій Pb^{2+} у воді

Проте і в цій серії експериментів підвищений вміст токсиканту (свинцю) викликав значні коливання значень всіх досліджених нами біопродукційних показників, що свідчить про ступінчастий характер пристосування організму до токсичного середовища та про фазовий характер цього процесу. Одночасно зростає ймовірність виходу системи за межі її пристосувальних можливостей, що і призводить до летальних наслідків за високого вмісту свинцю у воді.

Важливо відзначити, що у експериментах з впливом йонів свинцю водного середовища на біопродукційні показники найчіткішу картину токсичного впливу можна отримати лише за динамікою біопродукційних показників у часі, тобто за коливаннями їх значень. Адже за весь період експерименту в цілому різниця значень показників у досліді й контролі не така суттєва (табл. 2.25-2.26), хоч за різних концентрацій свинцю біопродукційні показники і мали різне значення (рис. 2.30). У експериментах з гупі отримані результати також свідчать

про істотні коливання значень питомої швидкості росту вже за концентрації свинцю $0,01 \text{ мг/дм}^3$ (що складає $1/10$ ГДК). Причому ці коливання, як і коливання значень росту за концентрації свинцю $0,1 \text{ мг/дм}^3$, мають затухаючий характер, що свідчить про розвиток системи адаптивних реакцій до підтримання енантіостазу на певному рівні.

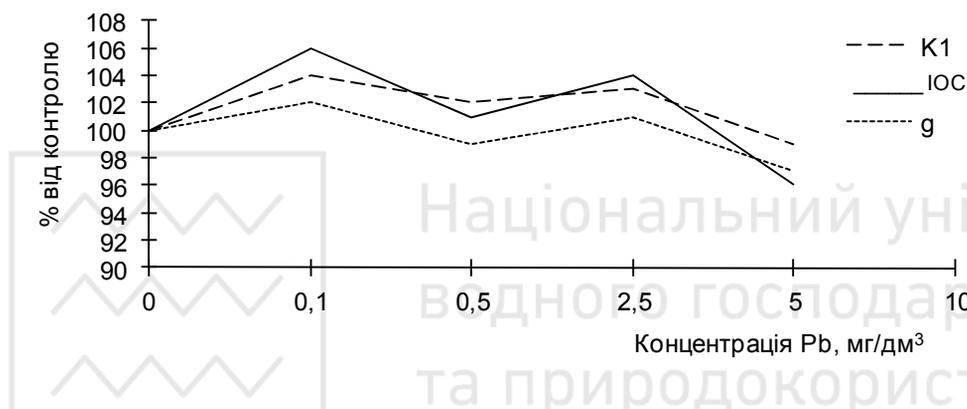


Рис. 2.30. Питома швидкість росту (g), ефективність трансформації раціону (K_1) у *Carassius auratus auratus* (вік 2-3 місяці) та індекс оптимальності середовища (IOC) за різних концентрацій Pb^{2+} у воді

За більш високих концентрацій йонів свинцю темп росту гупі істотно знижується (рис. 2.31), а за його вмісту у воді 10 мг/дм^3 ріст швидко гальмується і з 21 доби спостерігається елімінація особин.

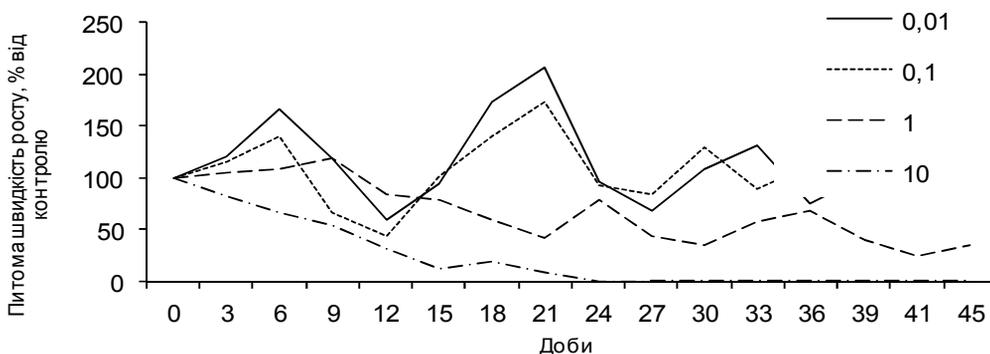


Рис. 2.31. Динаміка росту *Poecilia reticulata* за різної концентрації Pb^{2+} у воді

Слід відзначити, що динаміка у часі біопродукційних показників у дослідях з впливом свинцю нагадує аналогічну картину у дослідях із впливом шестивалентного хрому.

Таким чином, тут уже можна говорити про загальні закономірності динаміки у часі біопродукційних показників риб за умов токсифікації середовища важкими металами – істотні коливання у часі досліджених параметрів, що може свідчити про розбалансування системи в цілому.

У експериментах з одномісячною молоддю лина за чутливістю до підвищено рівня свинцю у воді також відрізнявся індекс оптимальності середовища, а рівень дихання виявився найменш чутливим з досліджених показників.

2.2.2. Фізіологічні показники організмів у токсичному середовищі

Відомо, що під дією хімічних речовин у риб, в результаті інгібування ферментативних систем, можлива зміна інтенсивності дихання, що є результатом токсичного прояву діючої речовини [16; 428]. При переході в чисту воду, або при зниженні концентрації речовини нижче токсичної можливе швидке відновлення ферментативних процесів, внаслідок чого токсичний вплив на процеси дихання може бути зворотнім [16].

Показники інтенсивності дихання риб (ІДР) часто використовуються при оцінках умов штучного вирощування риби [429]. Цю фізіологічну ознаку рекомендовано використовувати в якості тест-функції і при оцінках природного середовища існування риб [430; 431].

Токсикологічні тести, засновані на оцінках тест-функцій риб, у тому числі й ІДР, рекомендовані також рядом національних і міжнародних стандартів: ISO (The International Organization for Standardization), CEN (The European Committee for Standardization), OECD's (The Organization for Economic Cooperation and Development).

Методологія біотестування («*ex situ*») пропонує судити про наявність токсичної дії досліджуваних зразків води за зміною інтенсивності дихання акваріумних видів риб, яку розраховують в міліграмах спожитою рибою кисню на 1 г ваги (сухої чи сирої) протягом години. При цьому, результати дослідних серій порівнюються з контрольною. Зміна інтенсивності дихання в дослідній серії свідчить про токсичну дію речовин, що знаходяться у воді. ІДР оцінюється за різницею концентрацій кисню у дослідних зразках води на початку та в кінці експозиції. У відповідних документах та публікаціях чітко окреслено вимоги до умов проведення експерименту та підбору тест-об'єктів, але не вказується яка саме величина відхилення від контролю може прийматись як достовірне свідчення токсичної дії досліджуваних зразків води.

Метою наших досліджень було відстеження часової динаміки інтенсивності дихання акваріумних риб цихлазома-зебра (*Amatitlania nigrofasciata* Günther, 1867) за різних концентрацій токсикантів у

модельних експериментах для з'ясування орієнтовних рівнів оцінки ступеня токсичності водного середовища.

Проведення досліджень базувалось на способі виявлення токсичності водного середовища, що запропонований Чернишовою В.М. [432].

Серія модельних експериментів передбачала визначення інтенсивності дихання риб у зразках води з різними концентраціями речовин, відносно рибогосподарських нормативів [433]. Обрані для досліджень речовини являють собою типові та широко розповсюджені забруднення водного середовища та характеризуються вираженою біологічною активністю [24]. При моделюванні концентрацій токсикантів враховували їх лімітуючий показник шкідливості (ЛПШ) та клас безпеки (табл. 2.28).

Таблиця 2.28

Обґрунтування вибору модельних токсикантів при проведенні оцінок інтенсивності дихання риб в експериментах біотестування

№ з/п	Речовина*	Рибогосподарські нормативи [433]		
		ЛПШ	Клас безпеки	ГДК _{р/г} , мг/дм ³
1	Мідь (CuSO ₄ ·5H ₂ O)	токс.	3	0,001
2	Хром (K ₂ Cr ₂ O ₇)	токс.	3	0,02
3	Тіосечовина (CH ₄ N ₂ S)	сан.-токс.	3	0,1
4	Залізо (FeCl ₃ ·6H ₂ O)	токс.	4	0,1
5	Кобальт (CoSO ₄ ·7H ₂ O)	токс.	3	0,01
6	Фосфор (H ₃ PO ₄)	токс.	4е	0,01
7	Марганець (MnSO ₄ ·H ₂ O)	токс.	4	0,01
8	Гербіцид (C ₁₀ H ₁₃ C ₁₂ NO ₃)	сан.-токс.	3	0,1

*Примітка: у дужках вказано формулу хімічного реактиву, який було використано для моделювання різних концентраційдіючої речовини

Досліди, згідно поставленої мети, проводили за сталої температури приміщення (20-21° С). В якості тест-об'єкту використовували самців та самок лабораторних акваріумних риб *C. nigrofasciatum* з вагою від 3,0 до 9,0 г, що не мали ознак настання нерестового періоду та яких не годували протягом останньої доби. Вибір тест-об'єкту зумовлено зручністю роботи із даним видом риб, що полягає у простоті їх культивування в акваріумних умовах (комфортна температура 20-28° С; реакція середовища, рН 6,8-8,0; жорсткість води, dH 8-30°). Крім того, особини мають відносно крупні розміри, що спрощує процедуру вилову і зважування та чіткі нерестові ознаки (під час нересту черевце самок набуває яскраво оранжевого забарвлення).

Риб висаджували по 1 екз. до експериментальної ємкості з об'ємом 0,5 л. Кожна експериментальна ємкість містила певну хімічну речовину, із розведеною концентрацією у відстояній водопровідній

воді. В якості контролю також використовували відстояну водопровідну воду. До висадки риб, воду попередньо насичували повітрям за допомогою мікрокомпресору. На початку експозиції та після кожного вимірювання ємкості обережно закривали корком, щоб не лишилось бульбашок повітря. Кожен експеримент проводили у трикратній повторності.

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).

Визначення проводились з інтервалом 0,5 год у воді контрольної та дослідних ємкостей. Об'єм води (V_o) уточнювали приведенням до нормальних умов (з точністю 0,01 дм³):

$$V_o = \frac{V_t \cdot 273 \cdot P}{(273 + t) \cdot 760}, \quad (2.5)$$

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 (з точністю 0,01 г).

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

$$I = \frac{(C_i - C_o) \cdot V}{m \cdot t}, \quad (2.6)$$

де I – інтенсивність дихання риб (споживання кисню), мгО₂/г/год; C_i – вміст кисню на початку експозиції, мгО₂/дм³; C_o – вміст кисню на завершення експозиції, мгО₂/дм³; V – об'єм колби, дм³; m – вага риби, г; t – тривалість експозиції, год.

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

$$КДР = \frac{I_e \cdot 100}{I_k}, \quad (2.7)$$

де КДР – коефіцієнт дихання риб; I_e – інтенсивність дихання риб у варіанті досліду, мгО₂/г/год; I_k – інтенсивність дихання риб у контролі, мгО₂/г/год.

Модельні експерименти з різними концентраціями $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, закладали у перерахунку на мідь, з 1ГДК, 2ГДК, 3ГДК, 5ГДК та 10ГДК діючої речовини.

Інтенсивність дихання риб у відповідних водних розчинах найбільш різко знижувалась до 1,5-2 годин від початку експозиції, при експоненціальному наближенні даних у всіх варіантах досліді (рис. 2.32). При цьому, точність апроксимації мала достатньо високі значення (від $R^2=0,72$ у варіанті з 2ГДК до $R^2=0,86$ у варіанті з 3ГДК), що може розглядатись як підтвердження точності проведених вимірювань.



Рис. 2.32. Динаміка інтенсивності дихання риб у водних розчинах з різними концентраціями $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ (у перерахунку на мідь)

Модельні експерименти з різними концентраціями $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, закладались у перерахунку на хром, з 0,5ГДК, 1ГДК, 2ГДК, 3ГДК та 5ГДК діючої речовини. У цьому експерименті, інтенсивність дихання риб найбільш різко знижувалась за перші 2 години від початку експозиції, з аналогічним попередньому досліді експоненціальним наближенням даних (рис. 2.33).

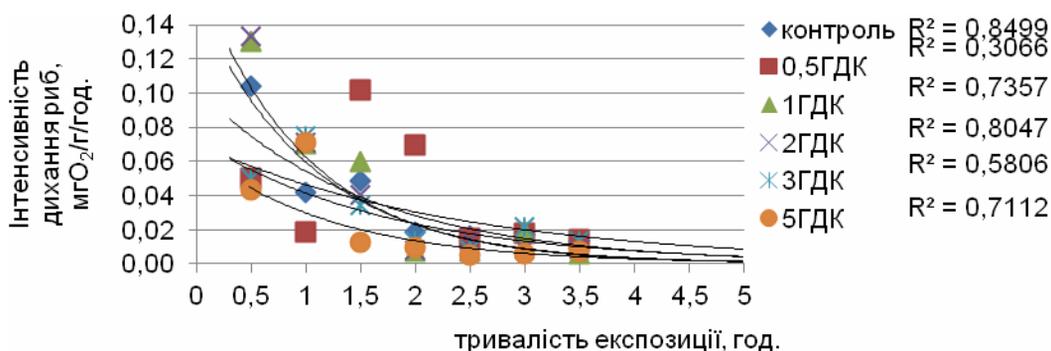


Рис. 2.33. Динаміка інтенсивності дихання риб у водних розчинах з різними концентраціями $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (у перерахунку на хром)

Точність апроксимації не підтвердилась лише у варіанті з 0,5ГДК хрому ($R^2=0,31$). В інших варіантах точність проведених вимірювань описувалась значеннями від $R^2=0,58$ у варіанті з 3ГДК до $R^2=0,85$ у контролі.

Інтенсивність дихання риб у модельних експериментах з різними концентраціями тіосечовини різко спадала впродовж 1,5-2 годин як у контролі, так і у варіантах досліду. При цьому, експоненціальний розподіл даних мав високу апроксимаційну точність: від $R^2=0,87$ у варіанті з 2ГДК до $R^2=0,94$ у варіантах з 1ГДК та 5ГДК (рис. 2.34).

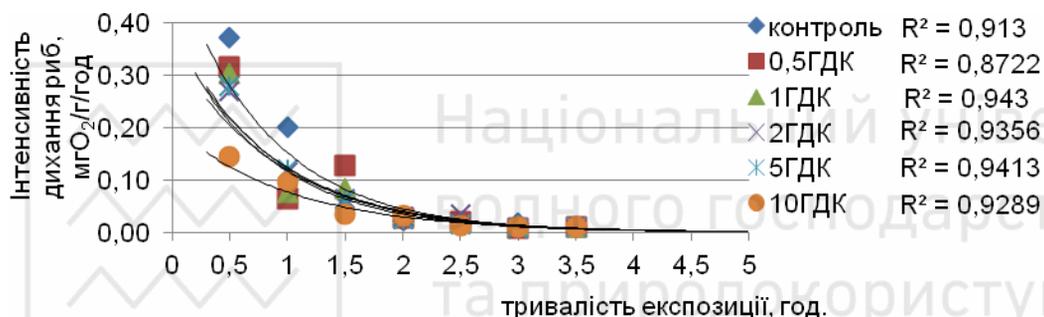


Рис. 2.34. Динаміка інтенсивності дихання риб у водних розчинах з різними концентраціями $\text{CH}_4\text{N}_2\text{S}$ (тіосечовина)

Модельні експерименти з різними концентраціями $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, закладали у перерахунку на залізо з 0,5ГДК, 1ГДК, 2ГДК, 5ГДК та 10ГДК діючої речовини. Інтенсивність дихання риб у відповідних водних розчинах різко знижувалась до 2 годин від початку експозиції, при експоненціальному наближенні даних у всіх варіантах досліду та в контролі (рис. 2.35). Точність апроксимації експериментальних даних коливалась від $R^2=0,59$ у варіанті з 0,5ГДК до $R^2=0,89$ у варіантах 1ГДК та 5ГДК.

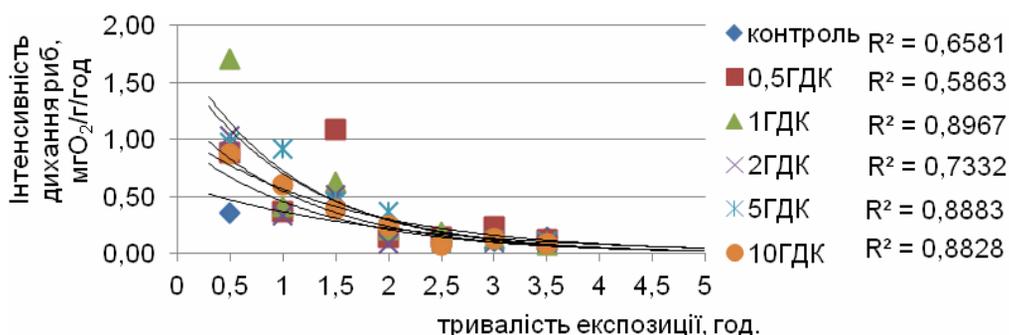


Рис. 2.35. Динаміка інтенсивності дихання риб у водних розчинах з різними концентраціями $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (у перерахунку на залізо)

Концентрації $\text{CoSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ моделювали у перерахунку на кобальт на рівні 1ГДК, 2ГДК, 3ГДК, 5ГДК та 10ГДК. Інтенсивність дихання риб різко спадала за 1,5-2 години від початку експозиції. Точність апроксимації експоненціального розподілу експериментальних даних мала доволі високі значення: від $R^2=0,77$ у варіантах із 3ГДК та 5ГДК до $R^2=0,87$ у варіантах з 1ГДК та 2ГДК (рис. 2.36).

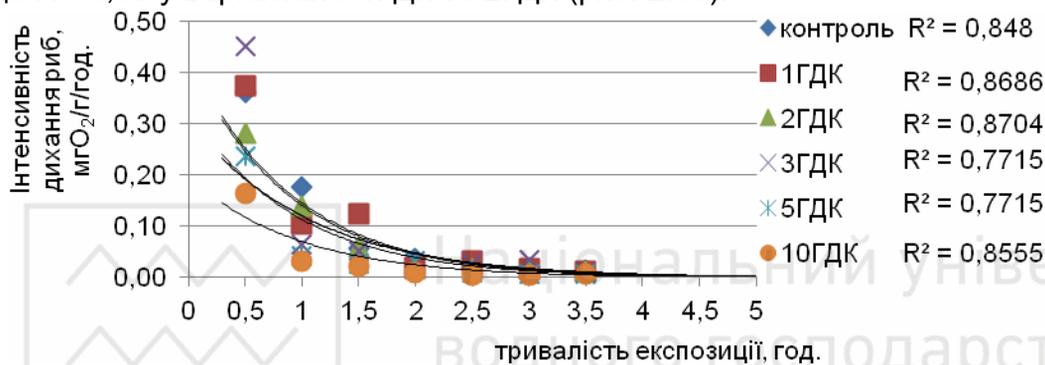


Рис. 2.36. Динаміка інтенсивності дихання риб у водних розчинах з різними концентраціями $\text{CoSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (у перерахунку на кобальт)

У водних розчинах з різними концентраціями H_3PO_4 були змодельовані значення 1ГДК, 2ГДК, 3ГДК, 5ГДК та 10ГДК у перерахунку на фосфор. Активне спадання інтенсивності дихання риб спостерігалось у перші 2 години від початку експозиції. Розподіл експериментальних даних мав експоненціальну залежність з точністю апроксимації від $R^2=0,77$ у варіантах із 3ГДК та 5ГДК до $R^2=0,89$ у варіанті з 1ГДК (рис. 2.37).

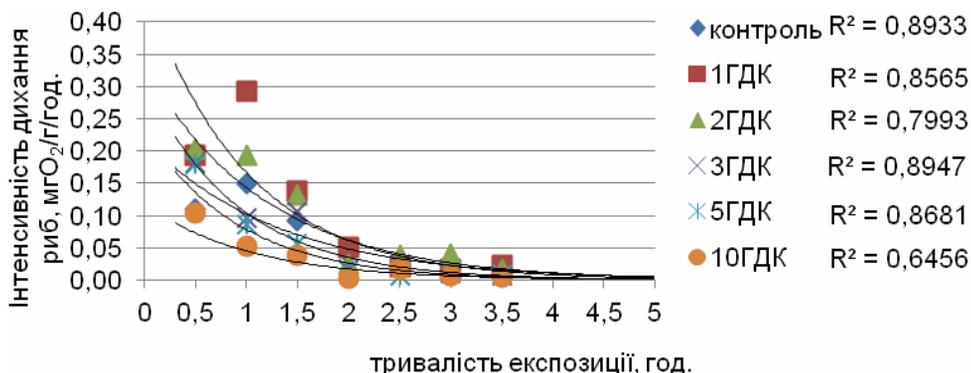


Рис. 2.37. Динаміка інтенсивності дихання риб у водних розчинах з різними концентраціями H_3PO_4 (у перерахунку на фосфор)

Модельні експерименти з різними концентраціями $MnSO_4 \cdot H_2O$, закладали у перерахунку на марганець з 1ГДК, 2ГДК, 3ГДК, 5ГДК та 10ГДК діючої речовини. Інтенсивність дихання риб у відповідних водних розчинах різко знижувалась впродовж 1,5-2,0 годин від початку експозиції, при експоненціальному наближенні даних у всіх варіантах досліду та в контролі (рис. 2.38). Точність апроксимації експериментальних даних коливалась від $R^2=0,79$ у варіанті з 2ГДК до $R^2=0,92$ у варіанті з 3ГДК.

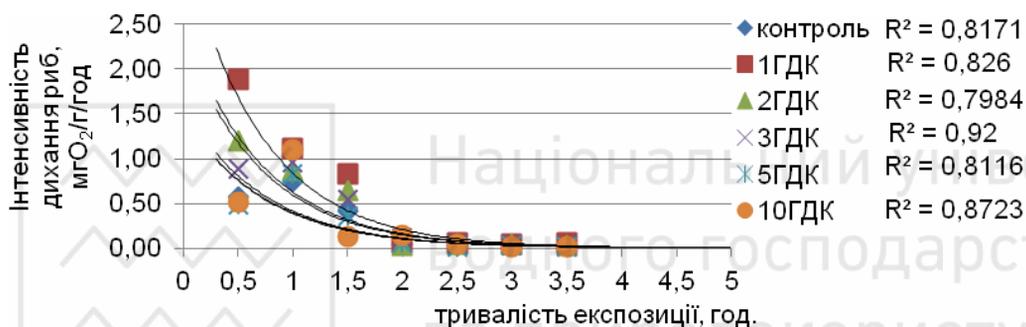


Рис. 2.38. Динаміка інтенсивності дихання риб у водних розчинах з різними концентраціями $MnSO_4 \cdot H_2O$ (у перерахунку на марганець)

Заключною серією модельних експериментів було визначення інтенсивності дихання риб у водних розчинах з препаратом «Діален» (гербіцид), що має хімічну формулу $C_{10}H_{13}C_{12}NO_3$ (рис. 8.15). Варіанти досліду мали наступну концентрацію препарату: 1ГДК, 2ГДК, 3ГДК, 5ГДК та 10 ГДК. Аналогічно попереднім експериментам, розподіл даних мав експоненціальну залежність із апроксимаційною точністю від $R^2=0,76$ у варіанті з 1ГДК до $R^2=0,96$ у варіанті з 2ГДК (рис. 2.39).

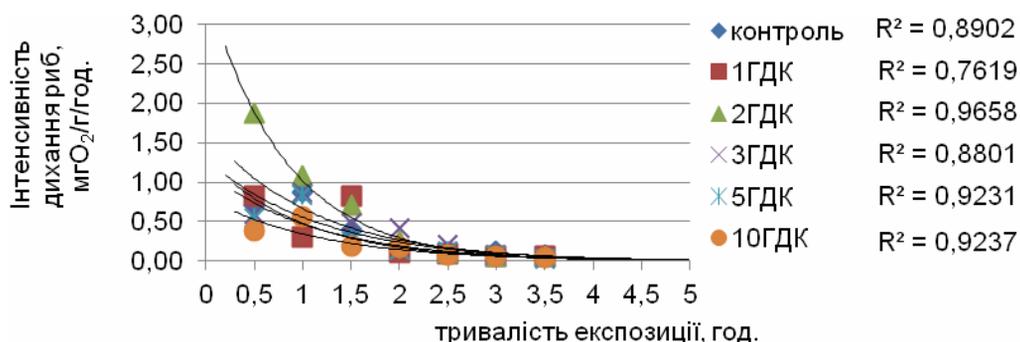


Рис. 2.39. Динаміка інтенсивності дихання риб у водних розчинах з різними концентраціями $C_{10}H_{13}C_{12}NO_3$ (гербіцид)

Таким чином, серія модельних експериментів з оцінки впливу на

інтенсивність дихання акваріумних риб різних концентрацій хімічних речовин дозволила помітити певні закономірності. По-перше, всі варіанти експерименту мали менші показники інтенсивності дихання риб (ІДР) порівняно з контролем.

По-друге, різке спадання ІДР відмічалось у перші 1,5-2 години від початку експозиції, що в середньому по варіантах відрізнялось майже в 6 разів.

По-третє, розподіл значень ІДР мав експоненціальну залежність при високій апроксимаційній точності як у дослідних варіантах, так і в контролі. У цілому, на фоні загального зниження ІДР у період експозиції, можна виділити певні етапи у характері її зміни.

Найвищі значення ІДР у перші 0,5 год від початку експозиції (у всіх дослідних та контрольних варіантах експерименту) пояснюються тим, що опинившись у незвичних умовах, риба проявляє короткотерміновий неспокій. Цей стан риби ще не можна приймати за початок токсичної дії, однак енергетичні затрати організму зумовлюють посилення ІДР.

Після того як неспокій минав і риба спокійно розміщувалась на дні, показники ІДР починали стрімко спадати, що тривало до 1,5-2,0 год. Ймовірно, тут мало місце як зниження рухової активності, так і початкова реакція організму на дію хімічної речовини.

У період від 1,5-2,0 до 3,5 год, ІДР ставала зовсім незначною (у середньому по дослідних варіантах 0,03 мгО₂/г/год), при цьому, риба зберігала спокій.

На даному етапі, порівняно з початком експозиції, відбулось загальне пониження вмісту розчиненого у воді кисню, що є одним із факторів уповільнення ІДР. У свою чергу, це загострює реакцію організму риб на токсичну дію середовища. Отже, згасання дихальної активності спричинювала дія хімічної речовини, яка чинила токсичну дію на організм риб.

Необхідно зазначити, що в експериментах з 5ГДК К₂Cr₂O₇ та 10ГДК СоSO₄·7H₂O у період 3-3,5 год. спостерігалось залягання риби на бік та на спину відповідно. У решти дослідних варіантів за найвищих значень ГДК речовин, втрата рівноваги риб не відбувалась. Ймовірно, така поведінка риб була зумовлена природою діючої речовини.

Побудова експоненціальних трендових моделей дозволила не лише з'ясувати точність експериментальних даних, а також спрогнозувати час повного пригнічення ІДР. Так, у різних дослідних варіантах, його настання могло відбутись через 4,0-5,0 год. експозиції.

Таким чином, зміни ІДР під час експерименту відповідали загальноповідомій картині поведінки риб у стресових умовах [8].

Оцінка відсотку відхилення від контролю дослідних значень, як запропоновано у методиці Чернишової [432] було замінено на коефіцієнт дихання риб (КДР), (див. формулу 2.7) розрахунок якого проводився для кожного часового інтервалу (табл. 2.29).

Таблиця 2.29

КДР у дослідних варіантах з різними концентраціями хімічних речовин

Речовина	Концентрація	Тривалість експозиції, год						
		0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,5
CuSO ₄ ·5H ₂ O	1ГДК	569	143	254	79	116	285	168
	2ГДК	430	157	240	35	59	229	117
	3ГДК	502	142	151	74	95	167	118
	5ГДК	261	80	87	50	45	122	64
	10ГДК	248	34	45	39	40	89	56
K ₂ Cr ₂ O ₇	0,5ГДК	48	45	209	381	87	103	106
	1ГДК	125	168	123	41	46	108	45
	2ГДК	128	170	83	43	84	52	69
	3ГДК	48	180	71	71	48	125	100
CH ₄ N ₂ S	0,5 ГДК	85	31	184	121	124	43	87
	1 ГДК	81	38	120	138	126	72	49
	2 ГДК	72	58	92	125	213	46	62
	5ГДК	75	60	87	109	96	42	53
	10ГДК	39	47	49	138	75	52	58
FeCl ₃ ·6H ₂ O	0,5ГДК	248	97	203	62	148	229	88
	1ГДК	481	110	116	90	190	124	57
	2ГДК	289	88	95	36	121	95	72
	5ГДК	274	243	86	153	100	116	80
CoSO ₄ ·7H ₂ O	10ГДК	246	158	73	104	75	124	61
	1ГДК	103	59	213	51	166	90	76
	2ГДК	78	80	104	43	175	82	80
	3ГДК	125	37	90	84	251	182	70
	5ГДК	65	24	49	85	103	39	53
H ₃ PO ₄	10ГДК	46	18	37	25	43	20	51
	1ГДК	176	195	151	124	92	72	130
	2ГДК	185	129	144	60	166	167	100
	3ГДК	166	65	116	40	109	44	47
	5ГДК	164	58	62	35	33	41	51
MnSO ₄ ·H ₂ O	10ГДК	96	35	41	8	75	29	33
	1ГДК	326	152	202	145	224	163	199
	2ГДК	209	118	155	80	184	147	123
	3ГДК	153	130	133	250	172	148	94
	5ГДК	83	113	86	145	63	118	75
C ₁₀ H ₁₃ C ₁₂ NO ₃	10ГДК	88	149	30	341	168	70	72
	1ГДК	114	35	201	71	80	51	96
	2ГДК	261	122	176	169	99	52	91
	3ГДК	83	100	118	280	176	64	71
	5ГДК	76	96	65	96	102	59	44
	10ГДК	55	64	46	113	69	47	57

При цьому, отримані значення у період 1,0 год (які передбачені у методиці для виявлення токсичності водного середовища) значно відрізнялись від значень за 1,5 год та 2,0 год (які було передбачено в описаному експерименті за початок прояву токсичної дії речовини на риб). Тому, для з'ясування часу прояву реакції організму риб *A. nigrofasciata* на дію речовини, за яким можна отримати об'єктивне уявлення про токсичність водного середовища було проведено статистичний аналіз отриманих КДР за критерієм Фішера. При цьому, в якості незалежних змінних були прийняті показники відхилення від контролю ІДР у всіх дослідних варіантах за період 1,0 год, 1,5 год, 2,0 год, 2,5 год, 3,0 год, 3,5 год. В якості залежної змінної – показники за період 0,5 год (табл. 2.30).

Таблиця 2.30
Статистичний аналіз КДР за критерієм Фішера

Час експозиції	Статистичні параметри							
	Beta	Std.Err.of Beta	B	Std.Err.of B	t	F	df	p-level
1 год	0,38	0,15	0,92	0,36	2,55	6,49	1,38	0,0150
1,5 год	0,49	0,14	1,06	0,31	3,46	11,95	1,38	0,0014
2,0 год	-0,19	0,16	-0,33	0,26	-1,25	1,55	1,38	0,2201
2,5 год	0,11	0,16	0,25	0,38	0,66	0,43	1,38	0,5153
3,0 год	0,69	0,12	1,53	0,25	6,02	36,22	1,38	0,0000
3,5 год	0,52	0,14	2,07	0,55	3,76	14,10	1,38	0,0006

Результати проведення статистичного аналізу виявляють достовірність регресійної залежності показників за 0,5 год експозиції з показниками за 1,0 год, 1,5 год, 3,0 год та 3,5 год ($p \leq 0,05$). Отже, з огляду на бажану оперативність методу, можна передбачити, що показники відхилення від контролю ІДР за 1,0 год та за 1,5 год експозиції будуть найбільш об'єктивно відображувати токсичну дію водного середовища на риб.

2.2.3. Вживаність організмів у токсичному середовищі

Вплив різних концентрацій йонів міді на гіллястовусих ракоподібних *Daphnia magna*. Дослідження впливу різних концентрацій йонів міді на організми зоопланктону проводили для встановлення залежностей реакції представників зоопланктону на зміну концентрацій даного елемента у воді.

Обраний для дослідження елемент, обумовлений тим, що іони міді є одними з найпоширеніших компонентів природних вод. Так, вміст міді у незабруднених прісних водах становить від 2 до 30 мкг/дм³, у морських водах – від 0,5 до 3,5 мкг/дм³.

ГДК у рибогосподарських водоймах 0,01 мкг/дм³. Токсичний вплив сильніше проявляється у м'якій воді ніж у жорсткій, де утворюється карбонат або гідрокарбонат міді. Вступає в синергізм з цинком та

кадмієм. Порогові концентрації для риб становлять 0,08-0,8 мг/дм³; для інших водних тварин 0,08-10 мг/дм³. Надзвичайно стійкі до солей міді личинки комах: витримують концентрації 25-250 мг/дм³ міді протягом багатьох днів. Найпростіші гинуть при концентрації 0,5; прісноводні поліпи – 0,0004 мг/дм³ міді [305].

Крім того, до водойм мідь надходить зі стічними водами більшості підприємств, альдегідними реагентами, що використовуються для знищення водоростей та поверхневим стоком [298].

В якості тест-об'єкту були використані гіллястовусі ракоподібні *Daphnia magna* – гідробіонти фільтратори, які живляться бактеріями, водоростями, найпростішими, а самі слугують кормом для риб та їх мальків [434]; у великій кількості трапляються у калюжах, невеликих стоячих водоймах, озерах і ставках.

Поставлену задачу вирішували шляхом постановки модельного досліду з різними концентраціями іонів міді, відносно рибогосподарських ГДК.

Використаний метод заснований на визначенні смертності *Daphnia magna* під впливом хімічної речовини. Критерієм токсичності є загибель $\geq 50\%$ *D. magna* за 96 годин [232].

При проведенні модельних дослідів притримувались принципу єдиної відмінності: варіанти відрізнялись лише за концентрацією хімічної речовини, в той час, як всі інші фактори лишались незмінними.

Отримані дані порівнювали з контрольним дослідом – дистильованою водою. Всі досліди повторювались тричі для збільшення ступені достовірності результатів.

У хімічні стакани ємкістю 250 мл, що містили 200 мл досліджуваної води, розміщували по 10 особин *D. magna*.

Спостереження проводили протягом 4-х діб для визначення гострої токсичності [232]. Підрахунок кількості *D. magna* проводили в наступних часових інтервалах: 1, 6, 24, 48, 72 та 96 годин (табл. 2.32).

На основі отриманих даних була обрахована смертність *D. magna* (у %) по відношенню до контролю (рис. 2.40). Розрахунки проводили за формулою:

$$A = 100 - \frac{100 \cdot N}{C}, \quad (2.8)$$

де A – смертність по відношенню до контролю, %; N – середнє число особин *D. magna* у хімічному стакані з пробами різних концентрацій іонів міді; C – середнє число особин *D. magna* у хімічному стакані з контрольною водою.

Отримані таким чином рівняння апроксимації дозволяють розрахувати приблизну кількість *D. magna* (y), які будуть гинути при тій або іншій концентрації міді протягом певного часу (x), а також можуть бути використані для визначення летальної концентрації (табл. 2.33).

Таблиця 2.32

Встановлення числа *Daphnia magna* у пробах води, в різні часові інтервали

Інтервал, год.	Контроль				К + 0,5 ГДК				К + 1 ГДК				К + 2 ГДК				К + 5 ГДК			
	1	2	3	N	1	2	3	N	1	2	3	N	1	2	3	N	1	2	3	N
1	10	10	10	10	10	10	10	10,0	10	10	10	10,0	10	9	9	9,33	8	8	9	8,33
6	10	10	10	10	10	10	10	10,0	10	8	10	9,67	9	8	7	8,0	7	6	6	6,33
24	10	10	10	10	9	10	10	9,67	9	8	9	8,67	7	7	6	6,67	5	5	5	5,0
48	10	9	10	9,67	9	10	9	9,33	8	8	8	8,0	6	6	5	5,67	4	4	5	4,33
72	10	9	10	9,67	9	9	9	9,0	8	7	8	7,67	5	5	4	4,67	4	4	4	4,0
96	10	9	10	9,67	8	9	9	8,67	7	6	8	7,0	4	4	3	3,67	3	3	3	3,0

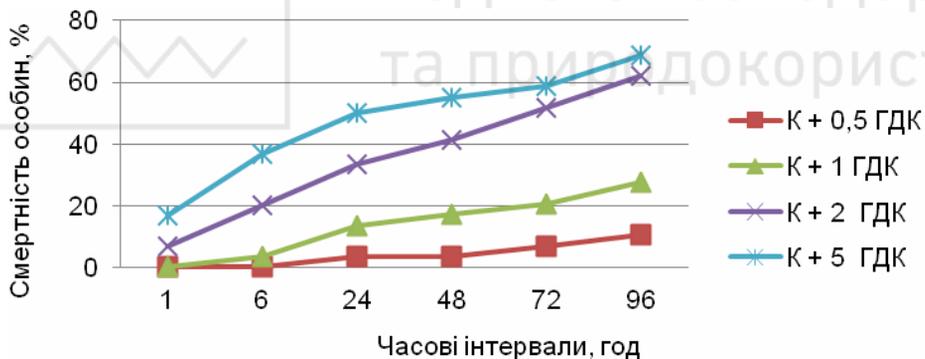


Рис. 2.40. Смертність *Daphnia magna* у воді з підвищеною концентрацією міді

Таблиця 2.33

Рівняння ліній апроксимації, отримані в ході досліджу

Варіант	Рівняння ліній апроксимації
К + 0,5 ГДК	$y = 9,482x + 14,49$
К + 1 ГДК	$y = 10,85x - 2,14$
К + 2 ГДК	$y = 5,548x - 5,72$
К + 5 ГДК	$y = 2,082x - 3,264$

Отримані результати свідчать про те, що показники виживаності гіллястовусих ракоподібних *Daphnia magna* з певним ступенем наближення дають кількісну оцінку рівня токсичності забруднення водного середовища.

Оцінка токсичності водного середовища за показниками виживаності акваріумних риб гупі (*Poecilia reticulata*) проводилась на зразках річкової води у створах з різним антропогенним

навантаженням. На момент відбору температура води становила 4° С. В якості контролю використовували відстояну водопровідну воду.

Гупі утримували в ємкостях з дослідними зразками води об'ємом 3 дм³, у кожному по 10 самок тест-об'єкту, вік яких становив 3-4 тижні. Воду аерували за допомогою мікрокомпресору. Годували гупі 1 раз на добу сухим (дафнії) кормом.

Тривалість досліду становила 60 діб. Загибель тест-об'єкту оцінювали згідно [232] на 16-ту і 30-ту добу та по закінченні експозиції на 60-ту добу. Результати експерименту представлено на рис. 2.41.

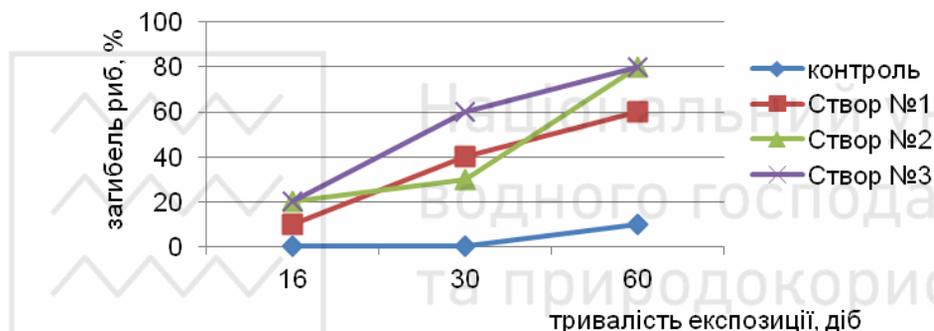


Рис. 2.41. Показники загибелі риб при визначенні хронічної токсичності річкової води

З представлених даних можна помітити, що протягом тривалості хронічного дослідження загибель риб відбувалась у всіх варіантах експерименту. Так, найвищою була загибель у створах № 3 та № 2, де на 60-ту добу вона становила 80%. У створі № 1 на кінець експозиції загибель тест-об'єкту становила 60%. В середині тривалості хронічного дослідження на 30-ту добу найвищою була загибель риб у створі № 3, де вона становила 60%. Найнижча загибель на 30-ту добу спостерігалась у створі № 2, становивши 30%. На 16-ту добу від початку експерименту загибель тест-об'єкту була зафіксована на рівні 10 та 20% у створі № 1 та створах № 2 і № 3, відповідно. На підставі отриманих даних можна зробити висновок про відсутність гострої токсичності у воді річки Устя для гупі (*Poecilia reticulata Peters*), що доводить відсутність загибелі риб на четверту добу (96 год). Однак, по всіх дослідних створах є незаперечним факт хронічної токсичності води річки.

Слід зазначити, що на 60-ту добу в контрольному варіанті була відмічена загибель 10% тест-об'єкту. Це робить необхідним встановлення вірогідності різниці між дослідом і контролем за критерієм Стюдента [232; 435].

Так, для періоду експозиції 16 діб $t_{факт}$ мало значення 2,9; для 30-ти та 60-ти діб 3,46 та 7,67 відповідно, що у всіх випадках виявилось більше значення $t_{теор}$, яке у нашому випадку для рівня значущості $P=5\%$ становило 2,1.

Отже, різниця між отриманими результатами біотестування у досліджах та контролі є статистично вірогідною.

Результати постановки модельних експериментів з біотестування річкової води за показниками виживаності акваріумних риб гупі (*Poecilia reticulata* Peters) свідчать про хронічну токсичну дію водного середовища. При цьому у створах № 2 і 3 досліджувані зразки води проявили більшу токсичність, порівняно зі створом № 1, де виживаність тест-об'єкту на 60-ту добу експерименту становила відповідно 20, 20 та 40%. Відсутність смертності риб у перші 96 годин експерименту свідчить про відсутність у даний період гострої токсичної дії води річки.



Національний університет
водного господарства
та природокористування

РОЗДІЛ 3 ПРОЯВ ТОКСИЧНОЇ ДІЇ СЕРЕДОВИЩА НА РІВНІ ПОПУЛЯЦІЙ

3.1. Реакції лабораторних популяцій на токсичну дію середовища

В умовах термодинамічної рівноваги (стаціонарного стану системи) для організму мають місце такі потоки:

$$I = D + R + V_e; I = A + D; A = P + R; P = V_e; I = P + R + D; \quad (3.1)$$

$$A = I - D; P = I - R - D; P = A - R. \quad (3.2)$$

Ззовні поступає їжа зі швидкістю I , із якої засвоюється частина A , в той час як D видаляється у вигляді незасвоєних решток. З асимільованої їжі A частина, що дорівнює R , складає витрати на енергетичний обмін, тоді як P є індивідуальна продукція, яка дорівнює втратам речовини V_e , що відбуваються у вигляді різного роду виділень залоз, покривних структурах, які підлягають відчуженню, продуктів статевих залоз.

При відхиленні від стаціонарного режиму в моделі й організмі відбуваються аналогічні зміни у співвідношенні потоків. Якщо продукція перевищує витрати біомаси, то за період, що розглядається наявна біомаса зростає на величину ΔV , що завжди спостерігається при рості організмів. Тому обов'язкова балансова умова росту організму зводиться до наступного:

$$P - V_e = (A - R - V_e) > 0. \quad (3.3)$$

При $P < V_e$ біомаса зменшується на величину ΔV , при умові:

$$P - V_e = (A - R - V_e) < 0. \quad (3.4)$$

У випадку, коли асимільована їжа лише компенсує витрати на обмін, маємо:

$$A - R = 0; -\Delta V = V_e, \text{ тобто біомаса зменшується на величину } V_e.$$

Відносну продукцію (її часто називають питомою продукцією) визначають за формулою:

$$g = (\ln P_2 - \ln P_1)/(t_2 - t_1). \quad (3.5)$$

Одним з найбільш удалих математичних виразів процесу збільшення маси особини є рівняння Л. Берталанфі, яке у загальному вигляді має вигляд:

$$dm/dt = a_1 m^{b_1} - a_2 m^{b_2}, \quad (3.6)$$

де m – маса особини, dm/dt – швидкість росту маси (приріст), a_1 , a_2 , b_1 , b_2 – коефіцієнти [35].

За Берталанфі, у правій частині рівняння член $a_1 m^{b_1}$ відображує «анаболізм», величина якого пропорційна поверхні тіла тварини, тому $b_1 = 2/3$.

Другий член $a_2 m^{b_2}$ відображує «катаболізм», який пропорційний масі тіла ($b_2 = 1$). Відповідно, рівняння Берталанфі [35] зазвичай використовується у вигляді:

$$dw/dt = a_1 m^{2/3} - a_2 m. \quad (3.7)$$

Таким чином, будь-які додаткові витрати речовини й енергії на підтримання життєдіяльності неминуче призведуть до зниження продукції. Саме тому в оптимальних умовах, за мінімальних витрат енергії на підтримання життєдіяльності, біосистема може досягати максимальної продукції та ефективності трансформації речовини і енергії. Ця схема розрахунків продукції застосовується і для популяційного рівня [35].

3.1.1. Ріст культури інфузорії тувельки *Paramecium caudatum* за підвищеного рівня йонів хрому і свинцю у воді

У токсикологічних експериментах як тест-об'єкти із представників типу *Ciliofora* найчастіше використовують такі види: *Paramecium caudatum*, *P. bursaria*, *P. multimicronucleatum*, *P. tetraurelia*, *P. primaurelia*, *P. aurelia*, *P. multiplicatum*, *Tetrahymena pyriformis*, *T. vorax*, *Euplotes harpae*, *Stylonichia mytilus* та інші [436].

У літературі є відомості щодо токсичного впливу важких металів на інфузорій. Зокрема показано, що нікель за концентрації 59-354 мг/дм³ пригнічує процеси ендоцитозу, гальмує рух клітин, збільшує кількість летальних мутацій [437; 438], суміш нікелю і заліза (5-200 мг/дм³ відповідно) проявляє канцерогенну активність [437]. Свинець Pb²⁺ за концентрації 40-60 мг/дм³ викликає зниження локомоторної активності *Oxytricha fallax*, а за концентрації свинцю 200-500 мг/дм³ пригнічує активність ферментів синтезу білка і порушує процеси орієнтації у просторі, LD₅₀ свинцю складає 200 мг/дм³ [240], а в інших випадках за концентрації 50 мг/дм³ [439]. Досліджено токсичний ефект і фізіологічний стрес у інфузорії *Oxytricha fallax* Stein за підвищеного рівня нітрату свинцю у воді [440], з'ясовано також вплив ацетату свинцю на цей вид інфузорій [441].

Розглянуто вплив окремих факторів середовища на інфузорій у токсикологічних експериментах [442]. З'ясована швидкість розмноження інфузорій [289].

У наших дослідженнях використовували культуру інфузорії тувельки *Paramecium caudatum* Ehrenberg роду *Paramecium* родини *Parameciidae* ряду *Himenostomatida* класу *Oligohimenoforea* типу *Ciliofora* підцарства *Protozoa*. Інфузорій досить легко культивувати у лабораторних умовах, короткий життєвий цикл дає можливість простежити вплив токсикантів на ряд поколінь. Водночас значна чутливість до змін у стані середовища робить їх дуже зручним об'єктом для біотестування.

Культуру інфузорій утримували при природному освітленні, запобігаючи попаданню прямих сонячних променів, при кімнатній температурі 20±3° С. Щотижня робили пересадку культури, для чого близько 150-250 особин піпеткою переносили у чашку Петрі з чистим середовищем.

Методиці спостережень над найпростішими присвячена і праця В.О. Догеля [443]. Середовище для культивування використовували згідно [444]. Годували парамецій культурою живих дріжджів у суміші з бактеріями, яких вирощували на щільному поживному середовищі, що готували завжди в однаковій кількості. 10 крапель суміші вносили у пробірку з інфузоріями щоденно.

За три доби до постановки досліду культуру парамецій пересівали у чашку Петрі з додаванням корму. В експериментах використовували плексигласові мікроакваріуми, де у восьми рядах розміщено по дванадцять комірок об'ємом 0,5 мл. П'ять рядів було використано для дослідження впливу токсикантів, шостий – для контролю.

Токсичний вплив визначали за темпом поділу парамецій [445]. У кожному комірці поміщали по 3 особини інфузорій. Кожен день проводили облік кількості інфузорій і переносили три екземпляри у свіже середовище. За кількістю виявлених інфузорій визначали кількість поколінь і темп поділу за минулу добу.

Отримані результати свідчать про істотний вплив хрому на темп розмноження інфузорії тувельки Після першої доби експозиції за всіх досліджених концентрацій хрому темп росту культури мало відрізнявся від контролю, і лише за концентрації 10 мг/дм³ достовірно знизився у порівнянні з контролем. Після другої доби істотні відхилення від контролю зафіксовані і при нижчих концентраціях хрому (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Середня чисельність *Paramecium caudatum* за різних концентрацій йонів хрому у воді при посадці по 3 особини у комірку ($M \pm m$, $n=8$)

Концентрація хрому, мг Cr ⁶⁺ /дм ³	Кількість інфузорій (при посадці 3 особини у комірку) через різну кількість годин			
	24 год.	48 год.	72 год.	96 год.
Контроль	9±2	27±7	80±23	244±51
0,001	9±3	25±6	71±19	211±67
0,010	8±3	25±7	69±22	204±59
0,100	8±4	24±8	66±25	195±63
1,000	8±4	20±7	50±21	104±43
10,000	6±3	8±4	0	0

Звертає на себе увагу і той факт, що чисельність культури інфузорії-туфельки в експериментах зменшується (у порівнянні з контролем) зворотньо пропорційно концентрації свинцю у воді (рис. 3.1).

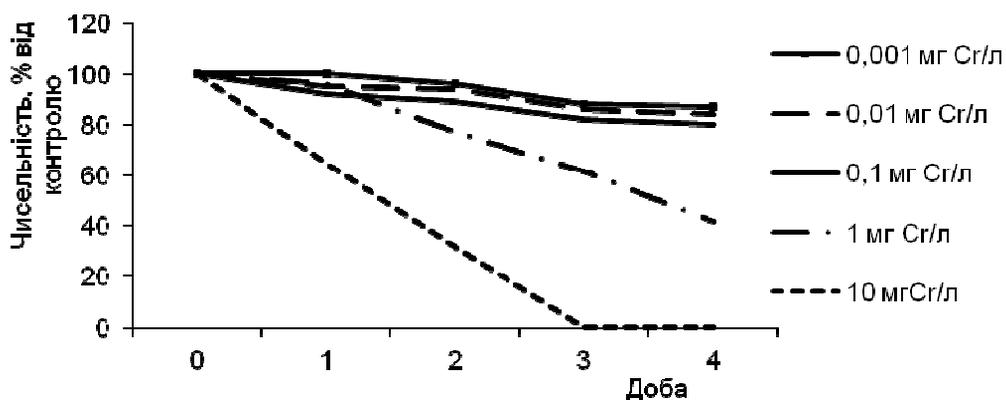


Рис. 3.1. Ріст культури *Paramecium caudatum* за різних концентрацій біхромату калію ($\text{мгCr}^{6+}/\text{дм}^3$) у воді

3.1.2. Продукція дафнії *Daphnia magna* у токсичному середовищі

Daphnia magna Straus – класичний об'єкт біотестування. На Україні вже протягом тривалого часу він є основним тест-організмом при визначенні якості природних і стічних вод. Має високу чутливість до органічних і неорганічних речовин. Довжина тіла досягає 5-6 мм. Тривалість життя залежить від умов навколишнього середовища. Середня тривалість життя – 40 діб за 25° С і близько 60 діб за 20° С.

Досліджено вплив температури і рН на дихання і швидкість фільтрації *Daphnia magna* [446]. З'ясовано енергетичний баланс *Daphnia magna* за різних трофічних і температурних умов [447], зокрема встановлено, що при нестачі корму стратегія процесів енергетичного і пластичного обмінів рачків спрямована на збереження такого балансу енергії особини, при якому можливі процеси росту і відтворення.

З'ясовано характер впливу токсичних чинників на загальнобіологічні і цитологічні показники у дафнії [448], вплив різних металів на виживання, ріст, репродуктивні показники і метаболізм у *Daphnia magna* [449]. Встановлено вплив ліндану на рівень фільтраційної активності *Daphnia magna* [450].

Популяція дафній зазвичай складається, головним чином, із самиць, самці з'являються лише за несприятливих умов, на протязі весни чи осені. Розмноження протягом більшої частини року партеногенетичне, що сприяє отриманню багатьох клонів, що мають дуже низьку генетичну варіабельність. За несприятливих умов (висока щільність популяції, недостатня кормова база, накопичення продуктів життєдіяльності, значні температурні коливання тощо) самиці й самці стають здатними до статевого розмноження. Запліднені під час копуляції яйця переходять до виводкової камери, де вони

потовщуються, темніють, утворюючи еффіпіум, який самиця скидає з наступною лінкою.

Культура дафній утримується на дехлорованій водопровідній воді. Культуральні тенки з дехлорованою водопровідною водою аеруються протягом 24 і більше годин перед внесенням культури дафній, рН має підтримуватися в межах 7,5-8,0.

Культура *Daphnia magna* може успішно підтримуватися у широкому діапазоні температур. Оптимальним вважається температурний діапазон від 20 до 25° С. Значні температурні коливання небажані. Інтенсивність світла не повинна перевищувати 800 люкс на водній поверхні, світло має бути розсіяним, оптимальний фотоперіод: 16 годин, 8 годин темряви. Рівень розчиненого кисню має бути не менше 60% повного насичення. Бажана безперервна, але тиха аерація.

Дафній тримають на різних видах їжі, що включає бактерії, водорості, дріжджі, компоненти лляного насіння тощо. Бажано годувати культуру водорістю *Chlorella sp.* 30 мл/дм³ тричі на тиждень, а також форелево-дріжджевою суспензією тричі на тиждень.

Необхідно підтримання чистоти і не допускати перевищення щільності культури (яка не повинна перевищувати 10 особин/дм³ води). Ємності для утримання культури необхідно пересівати щотижня, щоб запобігти появі самців та утворенню еффіпіумів.

У *Daphnia magna* за підвищеного рівня хрому у воді спостерігається істотне зниження біопродуктивності, причому вже в 3-4 поколіннях продуктивність менше контрольного рівня навіть за умов концентрації хрому 0,0001 мг/дм³, що відповідає 0,1 ГДК) (табл. 3.2).

Таблиця 3.2

Продуктивність *Daphnia magna* у п'яти поколіннях за різних концентрацій хрому у воді (M±m, n=12)

Покоління	Продуктивність (% від контролю) при різних концентраціях йонів хрому у воді		
	0,0001 мгCr ⁶⁺ /дм ³	0,001 мгCr ⁶⁺ /дм ³	0,01 мгCr ⁶⁺ /дм ³
I	99,0±5,6	97,1±6,7	103,0±3,3
II	102,5±7,3	91,1±8,5	83,3±6,8
III	93,0±6,1	104,0±9,4	67,0±4,9
IV	81,2±8,0	71,7±5,1	42,0±8,2
V	78,6±7,2	53,0±8,0	28,2±9,1

Зменшується кількість молоді у кожній самиці. Істотно зростає період ембріонального розвитку. Значно зростає смертність в експериментальних умовах. Зниження продуктивності дафній зворотно пропорційне зростанню концентрації хрому у воді (табл. 6.2).

3.1.3. Продукція церіодафнії *Ceriodaphnia affinis* за токсичного впливу важких металів

У хронічних дослідях дія підвищених концентрацій хрому на *Ceriodaphnia affinis* досліджували в діапазоні вітальних концентрацій (0,0001 мг/дм³, 0,001 мг/дм³, 0,01 мг/дм³, 0,1 мг/дм³). У частині експериментів використовували і більш високі концентрації хрому.

За концентрації 0,5 мгCr⁶⁺/дм³ через 24 години смертність молоді (була посаджена одnodенна молодь) складала 80%, а через 48 годин спостерігалось 100% смертність. За концентрації хрому 0,25 мг/дм³ через 24 години смертність рачків складала 57,5%, а через 48 годин спостерігалась 100% смертність.

При концентрації 0,1 мг/дм³ у молоді церіодафнії на четверту добу відбувалася закладка у виводкові камери по 1-2 яйця, які через добу починали розсмоктуватися, і почалась линька, після якої панцир деформувався. Спостерігалися також порушення рухової активності. У самиць мало місце розсмоктування гонад. Через 8 діб знаходження у розчинах хрому спостерігалась смертність більшості самиць – 83%. Інші рачки гинули на 10-ту добу. Таким чином, за цієї концентрації пригнічуються всі життєво важливі функції тест-об'єкта, тому її можна віднести до гостролетальної.

У діапазоні концентрацій хрому 0,01-0,0001 мг/дм³ спостереження за життєдіяльністю церіодафнії проводились протягом 5 поколінь. Ембріональний розвиток яєць у виводкових камерах самиць за концентрацій 0,0001-0,001 мг/дм³ протікав на рівні контролю.

При 0,01 мг/дм³ ембріональний розвиток рачків окремих виводків протікав на рівні контролю, проте у частини виводків він порушувався, спостерігалось розсмоктування яєць, ембріонів. Протікання процесу розвитку яєць у виводкових камерах самиць подовжувалося. Крім того, у окремих самиць зростали інтервали між народженням молоді.

Постембріональний розвиток рачків у досліджуваному діапазоні концентрацій у ряді поколінь відхилялась від контролю у бік зростання на 5-31%. Як видно, із даних, представлених в таблиці 3.3, швидкість постембріонального розвитку рачків лише в перших поколіннях була такою ж, як у контролі.

У наступних поколіннях спостерігалась затримка постембріонального розвитку рачків порівняно із контролем. При найменшій концентрації (0,0001 мг/дм³) статистично достовірне відхилення від контролю в бік зростання спостерігалось в II–IV поколіннях. Найбільш істотне пригнічення даного показника у всьому ряді поколінь спостерігалось при 0,01 мг/дм³ токсиканта, затримка постембріонального розвитку рачків на 10-32%. У середньому для популяції тривалість постембріонального розвитку при 0,01 мг/дм³ токсиканту затримувалось порівняно з контролем на 22,3% (табл. 3.3)

Таблиця 3.3

Тривалість постембріонального розвитку у *Ceriodaphnia affinis* у п'яти поколіннях за різних концентрацій хрому у воді ($M \pm m$, $n=8$)

Покоління	Тривалість постембріонального розвитку (% від контролю) за різної концентрації хрому у воді		
	0,0001 мгCr ⁶⁺ /дм ³	0,001 мгCr ⁶⁺ /дм ³	0,01 мгCr ⁶⁺ /дм ³
I	101,0±4,2	100,0±3,9	103,0±4,3
II	115,4±3,9	123,1±5,0	132,3±5,1
III	125,0±6,1	111,0±4,7	125,0±6,2
IV	116,7±8,0	104,7±6,1	110,0±7,5
V	106,2±7,7	100,0±8,4	131,2±6,9

Кількість народжень *C. affinis* статистично достовірно знижувалась з покоління в покоління при дії хрому за його концентрації 0,001 мг/дм³. Кількість народжень у першому поколінні знижувалася на 20%, а в 5-тому – на 55%.

У середньому для 5-ти поколінь даний показник знизився на 31,1% порівняно з контролем, при $P > 95\%$. При концентрації 0,001-0,0001 мг/дм³ число народжень в ряді поколінь також було нижчим контролю, але не настільки, як при концентрації 0,01 мг/дм³. (табл. 3.4).

Таблиця 3.4

Середня кількість послідів *Ceriodaphnia affinis* у п'яти поколіннях за різних концентрацій хрому у воді ($M \pm m$, $n=8$)

Покоління	Середня кількість послідів (% від контролю) за різної концентрація хрому у воді		
	0,0001 мгCr ⁶⁺ /дм ³	0,001 мгCr ⁶⁺ /дм ³	0,01 мгCr ⁶⁺ /дм ³
I	100,0±4,4	84,0±3,9	70,0±2,7
II	88,9±3,9	74,4±7,1	56,7±4,0
III	84,0±7,2	68,0±6,8	62,0±3,9
IV	78,1±5,8	48,9±5,9	36,7±4,2
V	70,9±6,0	30,9±7,1	25,4±3,9

Дія хрому негативно відбивалась на значеннях такого важливого показника, як кількість молоді в одному виводку самиці.

Дія токсиканта в досліджуваному діапазоні концентрацій була не суттєвою лише на показниках першого покоління.

Потім, в наступних поколіннях і особливо при концентрації 0,01 мг/дм³ спостерігалось зниження кількості молоді у виводках самок.

При 0,01 мг/дм³ токсиканту число молоді у виводку в ряді II-V поколінь було істотно знижено порівняно з контролем.

Кількість молоді у виводку при $0,001 \text{ мг/дм}^3$ у ряді поколінь суттєво знижувалась, що значною мірою відбилося на продуктивності популяції. Незначне зниження даного показника спостерігалось і за найбільш низької з досліджених нами концентрацій хрому ($0,0001 \text{ мгCr}^{6+}/\text{дм}^3$). Інтегруючим показником впливу хрому на життєдіяльність церіодафній є продуктивність виду, його плодючість.

В таблиці 3.5 наведено загальна кількість особин у ряді поколінь в контролі та в дослідах з препаратом. Як видно з цієї таблиці, кількість потомства в усьому діапазоні концентрацій в тому чи іншому ступені нижче, ніж в контролі.

Найістотніше зниження продуктивності у ряді поколінь, починаючи з першого і до 5-го покоління, спостерігалось при $0,01 \text{ мг/дм}^3$ хрому (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

Середня кількість молоді у посліді *Ceriodaphnia affinis* у п'яти поколіннях за різних концентрацій йонів хрому у воді ($M \pm m$, $n=8$)

Покоління	Середня кількість молоді у посліді (% від контролю) за різної концентрації хрому у воді		
	$0,0001 \text{ мгCr}^{6+}/\text{дм}^3$	$0,001 \text{ мгCr}^{6+}/\text{дм}^3$	$0,01 \text{ мгCr}^{6+}/\text{дм}^3$
I	$97,4 \pm 5,6$	$111,5 \pm 4,2$	$75,9 \pm 3,7$
II	$90,9 \pm 4,4$	$82,6 \pm 5,1$	$51,2 \pm 4,2$
III	$87,6 \pm 7,0$	$58,0 \pm 4,8$	$43,4 \pm 4,9$
IV	$72,2 \pm 3,9$	$46,9 \pm 6,7$	$36,7 \pm 6,0$
V	$68,8 \pm 4,8$	$34,3 \pm 4,9$	$21,5 \pm 3,1$

В VI-VII поколіннях спостерігалось повне припинення відтворення потомства. У цілому ж для популяції церіодафній продуктивність суттєво знижувалась у порівнянні з контролем.

Особливо слід відзначити, що за підвищеного рівня хрому у воді суттєво зростає кількість абортіваних яєць (табл. 3.6).

Таблиця 3.6

Частка абортіваних яєць різними поколіннями *Ceriodaphnia affinis* за концентрації хрому $0,01 \text{ мг/дм}^3$ ($M \pm m$, $n=8$)

Покоління	I	II	III	IV	V
% абортіваних яєць	$22,26 \pm 2,4$	$26,45 \pm 3,6$	$35,15 \pm 4,0$	$31,58 \pm 3,8$	$87,03 \pm 7,2$

У 5-тому поколінні токсичний ефект хрому посилюється, про що свідчить істотне зростання частки абортіваних яєць (табл. 3.6) і загальне зниження кількості нащадків (табл. 3.7).

Таблиця 3.7

Загальна кількість нащадків у *Ceriodaphnia affinis* у п'яти поколіннях за різних концентрацій хрому у воді ($M \pm m$, $n=8$)

Покоління	Загальна кількість нащадків (% від контролю) за різної концентрації іонів хрому у воді		
	0,0001 мгCr ⁶⁺ /дм ³	0,001 мгCr ⁶⁺ /дм ³	0,01 мгCr ⁶⁺ /дм ³
I	97,4±5,1	93,6±3,3	76,7±3,6
II	80,7±4,9	69,8±4,7	40,8±3,1
III	82,2±4,2	68,6±3,9	45,6±4,0
IV	73,1±6,4	68,4±4,0	37,8±2,6
V	80,6±2,9	76,5±3,1	14,3±2,3

При концентрації токсиканта 0,001 мг/дм³ у церіодафній також спостерігається істотне зниження продуктивності. Так, починаючи з другого і по четверте покоління включно, продуктивність була знижена на 30-31,6%, а в 5-тому – на 23,5%, в середньому для популяції вона знижена на 24,5%. Кількість скинутих і резорбованих яєць і ембріонів незначна.

I, нарешті, при найнижчій концентрації хрому (0,0001 мг/дм³) відмічено зниження даного показника, в середньому для популяції продуктивність церіодафній знижувалась на 16,5%. Різниця середніх статистичних недостовірна. Якихось відхилень в розвитку яєць, ембріонів, їхнього зкидання при цій концентрації не було відмічено.

3.1.4. Загальні закономірності змін значень продукційних показників лабораторних популяцій гетеротрофних організмів у токсичному середовищі

Порівнюючи між собою результати дослідів із дафніями і церіодафніями можна зробити висновки про певні загальні закономірності впливу солей хрому й свинцю на ці організми. В усіх випадках істотно зростає період дозрівання ракоподібних, зростає період між народженням молоді, зменшується кількість молоді в кожному виметі.

Щодо видових особливостей реакції ракоподібних на вплив важких металів, то реакцією на токсифікацію середовища є скачкоподібний, різкий спад у відтворенні нащадків у 3-му поколінні. У церіодафнії і дафнії потенційна продуктивність складала в умовах токсифікованого середовища 15-45% від контролю.

Таким чином із досліджених нами видів гіллястовусих ракоподібних максимальна чутливість до наявності у середовищі солей хрому й свинцю характерна для церіодафнії. У неї істотне статистично достовірне зниження всіх досліджених нами біопродукційних показників відмічено вже в першому поколінні.

Важливо також відзначити, що за підвищеного рівня важкого металу у воді мають місце істотні коливання чисельності у культурах дафній і церіодафній, що свідчить про фазовість розвитку токсичного ефекту на рівні популяції (лабораторної) та про ступінчастий механізм її пристосування до умов токсичного середовища.

У дафнії статистично достовірне зниження даних показників спостерігається в четвертому-п'ятому поколінні.

Порівняння відносної чутливості дафнії й церіодафнії до підвищеного вмісту свинцю у воді показало, що церіодафнії значно чутливіші до нього [451]. Так, смертність церіодафній спостерігалася вже в перший день за концентрації свинцю, нижчої від ГДК.

Таким чином, у досліджених нами модельних «популяціях» дафній, церіодафній та інфузорії тувельки зі зростанням вмісту важких металів у водному середовищі істотно знижується продуктивність. Ріст культури піддослідних об'єктів був зворотньо пропорційний до рівня йонів важких металів у воді.

Водночас ріст культури мав істотні коливання у часі, що також є проявом токсичних ефектів.

3.1.5. Ростові реакції личинок амфібій на присутність токсикантів у воді

У дослідях використовували ікру озерної жаби, взяту нами із природних водойм Конча-Заспа. Інкубацію ікри проводили в акваріумах з органічного скла ємністю по 10 л, при цьому в кожному акваріум наливали по 3 л води, щоб тонкий шар забезпечував оптимальні умови дихання. Щодоби частину води змінювали. Після викльовування пуголовок у кожному акваріум помістили по 20 екземплярів. Годували їх вареним яєчним жовтком і вареним листям кульбаби, а після місячного віку додавали ще й дрібних личинок хірономід. Один акваріум був контролем, а в 5 інших створювали різні концентрації біхромату калію шляхом щодобового внесення відповідних кількостей розчину хромпіку. Воду в усіх акваріумах повністю змінювали на відстояну протягом 2 діб водопровідну і щоразу в дослідні акваріуми вносили відповідні кількості розчину біхромату калію для отримання тієї чи іншої концентрації. Регулярно зважували пуголовок на торсійних терезах (індивідуально), а в кінці експерименту всі пуголовки після зважування були висушені при 105° С для визначення сухого залишку. Калорійність визначали методом мокрого спалювання, рівень дихання визначали в замкнутих респірометрах, кисень визначали за методом Вінклера.

За концентрації хрому 0,001 мг/г, що складає величину 1ГДК, рівень дихання личинок жаби значно вищий від контролю при всіх значеннях величини добового раціону. За раціону, що складав половину від максимального, рівень дихання личинок був вищий від рівня дихання у контролі за більшістю досліджених нами концентрацій

хрому (крім концентрації 10 мг/дм³). За максимального раціону рівень дихання піддослідних личинок був вище контрольного за концентрації хрому 0,1 і 1,0, і мало відрізнявся від рівня дихання у контролі за інших концентрацій хрому (рис. 3.2).

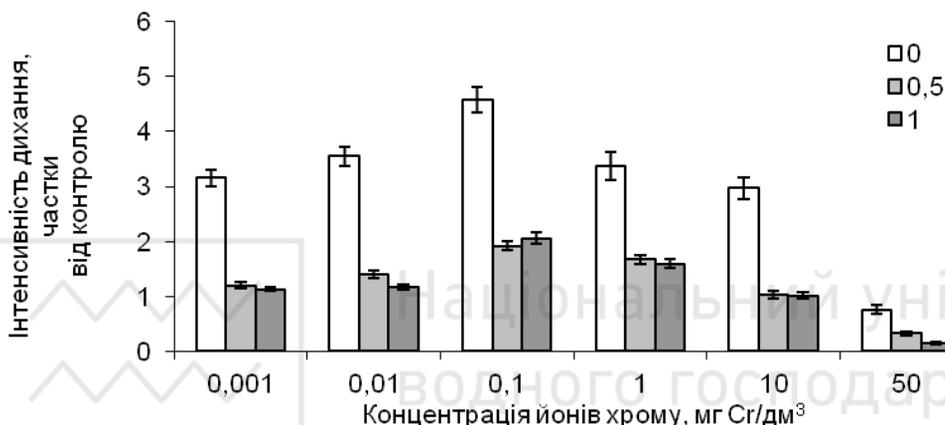


Рис. 3.2. Інтенсивність дихання у личинок *Rana ridibunda* при голодуванні (0), живленні досхочу (1) та раціоні, що складає половину від максимального (0,5) за різних концентрацій Cr⁶⁺ у воді

Слід звернути увагу на встановлену нами закономірність: за підвищеного рівня хрому у воді (за всіх досліджених нами концентрацій) значно зменшується різниця між рівнем травного обміну і стандартного. Привертає увагу відношення травного обміну до стандартного за умов концентрації хрому 10 мг/дм³. Відмінність між ними найменша у порівнянні з меншими концентраціями хрому у воді (табл. 3.8).

Таблиця 3.8

Інтенсивність дихання у личинок *Rana ridibunda* за різних концентрацій біхромату калію воді за умов голодування, живлення досхочу та раціону, що складає 0,5 від максимального значення

Раціон, частки від максимального	Інтенсивність дихання при різній концентрації біхромату					
	Контроль	0,001мг Cr ⁶⁺ /дм ³	0,010мг Cr ⁶⁺ /дм ³	0,100 мг Cr ⁶⁺ /дм ³	1,000 мг Cr ⁶⁺ /дм ³	10,000 мг Cr ⁶⁺ /дм ³
0 (R ₀)	21,1	66,7	74,9	96,6	71,1	62,7
0,5 (R _{0,5})	67,5	81,0	94,5	129,6	112,7	68,8
1 (R _{max})	93,6	105,8	109,5	192,5	148,8	94,5
(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 contr.		3,2	3,5	4,6	3,4	3,00

Тому особливий інтерес викликає використання пуголок у діагностиці стану водного середовища, в першу чергу вивчення

процесів росту й обміну речовин за умов підвищеного вмісту важких металів, зокрема, шестивалентного хрому у воді.

Таким чином, коливання значень біопродукційних показників є загальною особливістю токсичного впливу на авто- і гетеротрофні організми та їх популяції.

3.2. Реакції природних популяцій на токсичну дію середовища

3.2.1. Стабільність розвитку риб за флюктуючою асиметрією парних морфологічних ознак

Стабільність розвитку, як здатність організму до нормального розвитку (без порушень і помилок) є чутливим індикатором стану природних популяцій і дозволяє оцінювати сумарну величину антропогенного навантаження. Найбільш простим і доступним для широкого використання способом оцінки стабільності розвитку є визначення величини флюктуючої асиметрії білатеральних морфологічних ознак. Вона являє собою відхилення від суворої білатеральної симетрії внаслідок недосконалості онтогенетичних процесів і проявляється в незначних неспрямованих відмінностях між сторонами (в межах норми реакції організму). Отримана інтегральна оцінка якості середовища є відповіддю на запитання – якою є реакція живого організму на несприятливий вплив, що мав місце в період його розвитку [164; 144; 146; 452].

Визначення величини флюктуючої асиметрії білатеральних морфологічних структур при використанні меристичної (лічильної) ознаки у кожної особини проводиться шляхом підрахунку числа певних структур зліва і справа в зазначених межах. Популяційна оцінка виражається середньою арифметичною розбіжністю у кількості структур зліва і справа. При використанні пластичної (вимірювальної) ознаки у кожної особини вимірюють певні структури зліва і справа. Величина асиметрії обчислюється шляхом ділення різниці в промірах на двох сторонах на їх суму [146].

Для характеристики чистоти та стану водних екосистем рекомендовано використовувати найбільш звичайні, масові види риби: лящ *Abramis brama* (Linne, 1758); плітка *Rutilus rutilus* (Linne, 1758); річковий окунь *Perca fluviatilis* (Linne, 1758); щука *Esox lucius* (Linne, 1758); карась золотий *Carassius carassius* (Linne, 1758); сріблястий карась *Carassius auratus* (Bloch, 1783); бичок зеленчак *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas, 1811).

Для цих видів розроблені шкали бальних оцінок рівня стабільності розвитку їх організму [452]. Вибірki повинні складатися з особин східного віку. При вивченні дорослих риб необхідно враховувати, що отримані оцінки рівня флюктуючої асиметрії відображають вплив середовища на момент формування дослідних ознак. Оцінку ситуації

на поточний момент дозволяє отримати аналіз вибірок цьоголіток. Рекомендований обсяг вибірки 20 особин.

Для аналізу найкраще використовувати щойно зловлену рибу. Зберігати матеріал зручно в замороженому вигляді. Можна фіксувати рибу в 4% формаліні або 70% етанолі. Слід уникати тривалого зберігання матеріалу, так як при цьому можливе порушення лускового покриву і деяких інших структур.

Для оцінки рівня стабільності розвитку при іхтіологічних дослідженнях використовуються ознаки, які нескладно обліковуються, такі як число променів парних плавців, число тичинок на першій зябрової дузі (додатково можна враховувати тичинки і на інших зябрових дугах), число лусок у бічній лінії та інші.

Спираючись на зазначені методики, в ході досліджень представників іхтіофауни у репрезентативних створах річкових гідроекосистем Рівненської області та еталонному створі було використано 9 білатеральних меристичних ознак найбільш масових місцевих видів риб: кількість променів у грудних (P) і черевних плавцях (V); кількість зябрових тичинок на першій зябровій дузі ($sp.br.$); кількість пелюсток у зябровій перетинці ($f.br.$); кількість лусок у бічній лінії (jj); кількість лусок із сенсорними каналцями ($jj.sk$); кількість рядів лусок над ($squ.1$) і під ($squ.2$) бічною лінією; кількість лусок збоку хвостового плавця ($squ.pl$) [453].

Рівень флуктуючої асиметрії оцінювали за інтегральним показником частоти асиметричного прояву ЧаП [146]:

$$\text{ЧаП} = \frac{\sum_{i=1}^k A_i}{n \cdot k}, \quad (3.8)$$

де ЧаП – число асиметричних проявів; A_i – число асиметричних проявів ознаки i (число особин, асиметричних за ознакою); n – чисельність вибірки; k – число ознак.

В якості показника асиметрії для міжпопуляційного порівняння використовували середню частоту асиметричного прояву виду (ЧаПВ), що дає уявлення про стабільність розвитку особин за комплексом меристичних ознак. Морфологічний гомеостаз, що є результатом прояву мутагенних факторів водного середовища в період раннього онтогенезу риб визначали за середньою частотою асиметричного прояву на ознаку (ЧаПО).

Оцінка отриманих показників проводилась за шкалою, що наведена в табл. 3.9.

Таблиця 3.9

Шкала для оцінки відхилень стану риб від умов норми [146]

Бал	Значення показника стабільності розвитку ЧАП	Якість середовища
1	< 0,30	умовно нормальне
2	0,3 – 0,34	початкові (незначні) відхилення від норми
3	0,35 – 0,39	середній рівень відхилень від норми
4	0,40 – 0,44	суттєві (значні) відхилення від норми
5	0,45 та >	критичний стан

За встановленими показниками стабільності розвитку особин та їх морфологічним гомеостазом судили про якість водного середовища у репрезентативних та еталонному створах спостережень.

При виборі репрезентативних створів дотримувались принципів Водної рамкової директиви Європейського Союзу, що тісно пов'язана з європейською системою EUROWATERNET, яка призначена для аналізу національних баз моніторингу та передбачає чітку репрезентативність між доброю та низькою якістю води. Основні дослідження проводились у межах 16 Європейського екорегіону на створах типових річкових екосистем, що зазнають антропогенного навантаження різної інтенсивності: 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 в 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 та очисних споруд промислово-побутових стічних вод; 11 – р. Стубелка (7,8 км від гирла), 0,5 км нижче скиду з очисних споруд побутових стічних; 12 – р. Іква (80,5 км від гирла), відсутність потужних джерел забруднення; 13 – р. Іква (39,6 км від гирла), 3,2 км нижче 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

Річка Случ. Контрольні облови риби, з метою оцінки стабільності їх розвитку та морфологічних показників гомеостазу проводились на

двох ділянках водотоку, які зазнають різного антропогенного навантаження: створ № 1 – с. Бистричі (0,5 км вище скиду очисних споруд ДП "Комунальник"); створ № 2 – м. Березне (0,6 км нижче скидів о/с «Березневодоканал») впродовж 2011-2014 рр. Відстань між зазначеними створами становить близько 23,5 км.

У створі № 1, де річкова екосистема не зазнавала значного антропогенного тиску, ознаки морфогенетичних порушень більшою мірою притаманні таким видам як: плітка, верховодка і краснопірка. Дещо меншими вони були у вибірках ляща та окуня, а у вибірці карася практично відсутні. У створі № 2, де гідроекосистема зазнавала впливу промислових і побутових стічних вод, ознаки морфогенетичних порушень також виявились найпомітнішими у плітки. Помітні прояви порушень стабільності розвитку риб з другого створу спостерігали у таких видів як: лящ, верховодка і окунь. Найменш чутливим видом, як і у створі № 1, виявився карась.

Рівні флюктуючої асиметрії у різних видів риб за різними ознаками не завжди були статистично достовірними за критерієм Стьюдента (для $P \leq 0,05$). В окремих випадках статистичний зв'язок був взагалі відсутній, що відображує повну симетричність білатеральних ознак та дозволяє говорити про незначний антропогенний вплив на представників іхтіофауни та річкову екосистему в цілому.

Для об'єктивної оцінки загального (інтегрального) показника асиметрії, важливим є використання ознак, з певною відповідністю розподілу їх асиметрії до нормального значення (симетричність відносно нуля). Для спрощення візуального сприйняття отриманих результатів та можливості порівняння отриманих значень за двома створами спостережень, були побудовані діаграми рівнів ФА ознак у різних видів риб (рис. 3.3).

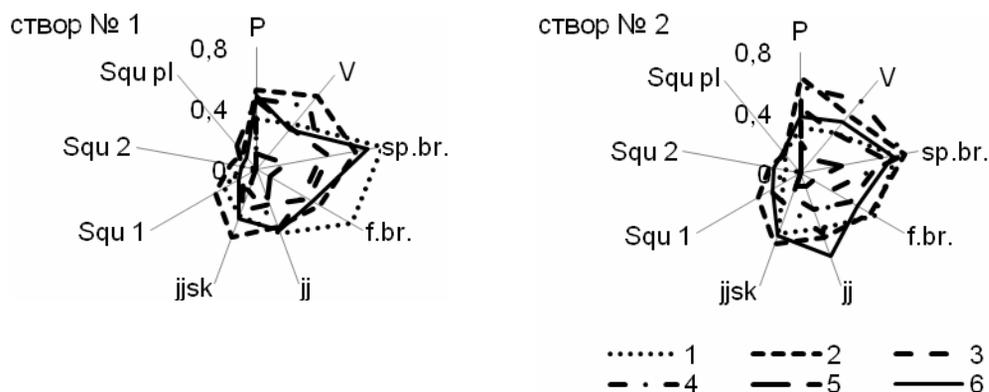


Рис. 3.3. Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак представників іхтіофауни р. Случ в межах Березнівського району Рівненської області: 1 – верховодка, 2 – плітка, 3 – краснопірка, 4 – окунь, 5 – карась, 6 – лящ

В обох створах для більшості проаналізованих видів риби, найбільша кількість асиметричних проявів була характерною для таких ознак як кількість променів у грудних (P) та черевних (V) плавцях, а також кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі ($sp.br$). В середньому, для різних видів риби ряд спадання асиметричності ознак був наступним:

- створ № 1: $sp.br > f.br. > P > V > jj > jj_{sk} > Squ_1 > Squ_2 > Squ_{pl}$;
- створ № 2: $sp.br > P > V > f.br. > jj > jj_{sk} > Squ_1 > Squ_2 > Squ_{pl}$.

Як у створі № 1 так і у створі № 2, найвищою виявилась частота асиметричного прояву виду плітки ($0,42 \pm 0,18$ та $0,45 \pm 0,18$ відповідно), що у бальному відношенні, згідно оціночної шкали [10], відповідало IV-V балам стабільності розвитку риби та характеризувало якість середовища у першому створі як «суттєві відхилення від норми», а у другому створі як «критичний стан». Найменші інтегральні показники ЧАПВ виявились у карася сріблястого ($0,13 \pm 0,05$ та $0,15 \pm 0,08$ відповідно), що відповідало I балу стабільності розвитку риби та «умовно нормальному» стану водного середовища.

Річка Устя. Контрольні облови риби проводили у створах з різним рівнем антропогенного навантаження: створ № 3 – поблизу с. Івачків, верхів'я річки (природний фон) – відстань від гирла 65 км; створ № 4 – в межах міста Рівне (вплив скиду стічних вод) – відстань від гирла 25-27 км; створ № 5 – в межах смт. Оржів (контрольний пункт) – 0,7 км від гирла.

Статистично достовірними ($P \leq 0,05$) були результати промірів парних меристичних ознак, в першу чергу для таких видів риби, як плітка, верховодка, краснопірка, окунь та лящ. Достовірність різниці меристичних промірів карася, як правило, не підтверджувалась відносно контрольних значень. Це, на нашу думку, може бути свідченням недостатньої показовості даного виду риби для проведення оцінок їх флюктууючої асиметрії з метою надання оцінок якості водного середовища.

Симетричність розподілу білатеральних (парних) ознак представників іхтіофауни р. Устя відносно нуля (рис. 3.4) свідчить, що в усіх створах для більшості проаналізованих видів риби, найвищі рівні ФА були характерні для таких ознак як кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі ($sp.br$), кількість променів у грудних плавцях (P), а також кількість лусок у бічній лінії (jj).

У середньому, для представників іхтіофауни р. Устя ряд спадання ФА за меристичними ознаками був наступним:

- створ № 3: $sp.br > P > f.br. > V = jj > jj_{sk} > Squ_1 > Squ_2 > Squ_{pl}$;
- створ № 4: $sp.br > jj > jj_{sk} > P > V > Squ_1 > Squ_{pl} > Squ_2 > f.br.$;
- створ № 5: $sp.br > f.br. = P > jj > jj_{sk} > V > Squ_1 > Squ_2 > Squ_{pl}$.

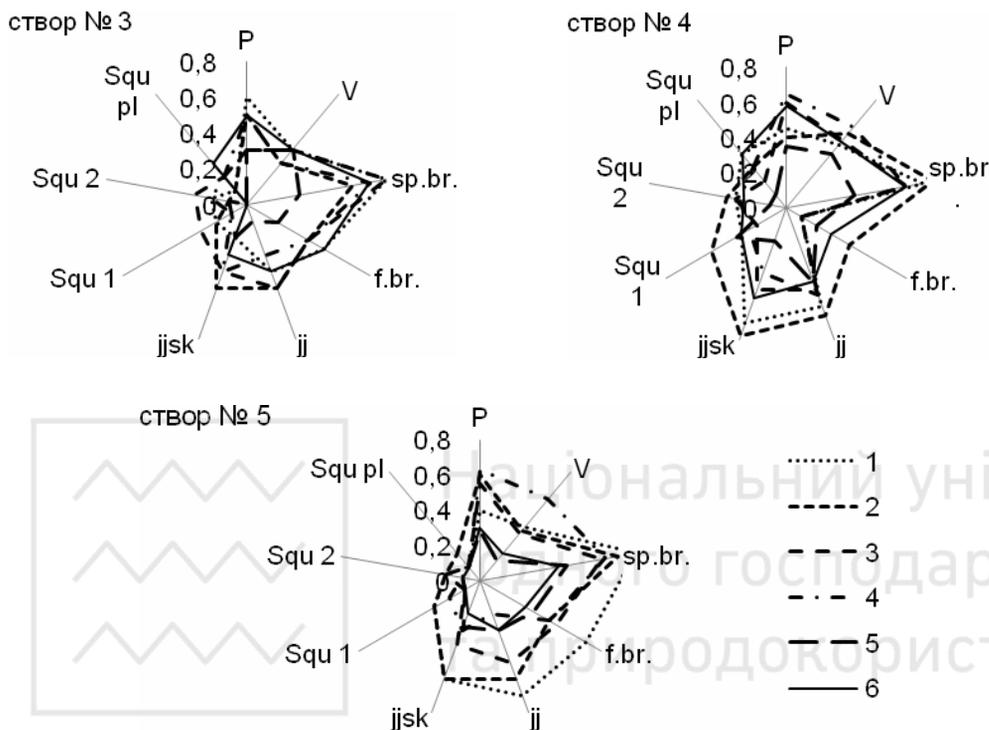


Рис. 3.4. Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак риб р. Устя: 1 – плітка; 2 – верховодка; 3 – краснопірка; 4 – карась сріблястий; 5 – лящ; 6 – окунь звичайний

Аналіз даних, представлених у таблицях результатів, дозволяє відзначити, що найвищі рівні ФА у третьому створі були характерні для краснопірки ($0,40 \pm 0,17$) – IV бали, а також верховодки ($0,38 \pm 0,23$) та плітки ($0,36 \pm 0,19$), що відповідало III балам, згідно оціночної шкали [10].

У четвертому створі частота асиметричного прояву білатеральних ознак була найзначнішою у таких видів риб як плітка ($0,53 \pm 0,19$) та верховодка ($0,46 \pm 0,22$) – V балів, а також окунь ($0,42 \pm 0,21$) та краснопірка ($0,40 \pm 0,21$) – IV бали.

У створі № 5 ЧАПВ виявилась найсуттєвішою для верховодки та плітки, відповідно $0,48 \pm 0,26$ та $0,46 \pm 0,21$, що відповідало V балам стабільності розвитку риб.

Найнижчі рівні ЧАПВ представників іхтіофауни р. Устя, які відповідали I балам оціночної шкали, були характерними для карася сріблястого: $0,19 \pm 0,13$ у третьому створі, $0,28 \pm 0,13$ у четвертому створі та $0,24 \pm 0,14$ у п'ятому створі.

Середні величини ЧАПВ та ЧАПО мали помітні відмінності по створах спостережень. Так, у третьому створі вони були найменшими і відповідали II балам, що давало підстави оцінити якість водного

середовища поблизу витоку р. Устя як «початкові (незначні) зміни». У четвертому створі (в межах м. Рівне) якість водного середовища за показниками частоти асиметричного прояву відповідала IV балам та оцінювалась як «суттєві (значні) відхилення від норми». У п'ятому створі (поблизу гирла р. Устя) стан гідроекосистеми дещо покращився до III балів, з характеристикою «середній рівень відхилення від норми».

Аналіз даних, представлених у таблицях результатів, дозволяє відзначити, що найвищі рівні ФА у третьому створі були характерні для краснопірки ($0,40 \pm 0,17$) – IV бали, а також верховодки ($0,38 \pm 0,23$) та плітки ($0,36 \pm 0,19$), що відповідало III балам, згідно оціночної шкали [158].

У четвертому створі частота асиметричного прояву білатеральних ознак була найзначнішою у таких видів риб як плітка ($0,53 \pm 0,19$) та верховодка ($0,46 \pm 0,22$) – V балів, а також окунь ($0,42 \pm 0,21$) та краснопірка ($0,40 \pm 0,21$) – IV бали.

У створі № 5 ЧаПВ виявилась найсуттєвішою для верховодки та плітки, відповідно $0,48 \pm 0,26$ та $0,46 \pm 0,21$, що відповідало V балам стабільності розвитку риб.

Найнижчі рівні ЧаПВ представників іхтіофауни р. Устя, які відповідали I балу оціночної шкали, були характерними для карася сріблястого: $0,19 \pm 0,13$ у третьому створі, $0,28 \pm 0,13$ у четвертому створі та $0,24 \pm 0,14$ у п'ятому створі.

Середні величини ЧаПВ та ЧаПО мали помітні відмінності по створах спостережень. Так, у третьому створі вони були найменшими і відповідали II балам, що давало підстави оцінити якість водного середовища поблизу витоку р. Устя як «початкові (незначні) зміни». У четвертому створі (в межах м. Рівне) якість водного середовища за показниками частоти асиметричного прояву відповідала IV балам та оцінювалась як «суттєві (значні) відхилення від норми». У п'ятому створі (поблизу гирла р. Устя) стан гідроекосистеми дещо покращився до III балів, з характеристикою «середній рівень відхилення від норми».

Річка Стир. Контрольні облови риби проводили у репрезентативних створах відносно рівня антропогенного навантаження: створ № 6 – с. Привітівка (межа Заріченського та Володимирецького районів) - відстань від гирла 120 км; створ №7 – смт Зарічне (0,3 км нижче скиду з о/с ВКП "Зарічне"), відстань від гирла 87 км; створ №8 – с. Іванчиці Заріченського р-ну, 1 км нижче впадіння р. Стубла, (прикордонний пункт з Білоруссю), 74 км від гирла.

в межах контрольних створів р. Стир статистична достовірність відхилень результатів промірів окремих меристичних ознак від контрольних не підтверджувалась для трьох видів риб: ляща, карася сріблястого та окуня річкового. Статистично достовірними ($P \leq 0,05$) були значення промірів для таких видів риб, як плітка, верховодка та краснопірка. Хоча, у шостому створі, деякі з ознак плітки мали

достовірність на рівні $P \leq 0,01$, що свідчить про несуттєві рівні ФА даного виду в межах зазначеної контрольної ділянки.

Симетричність розподілу білатеральних (парних) ознак представників іхтіопопуляцій р. Стир відносно нуля (рис. 3.5) свідчить, що в усіх створах для більшості проаналізованих видів риб, найвищі рівні ФА були характерні для таких ознак як кількість променів у грудних плавцях (P), кількість променів у черевних плавцях (V), кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі ($sp.br$), а також кількість лусок у бічній лінії (jj).

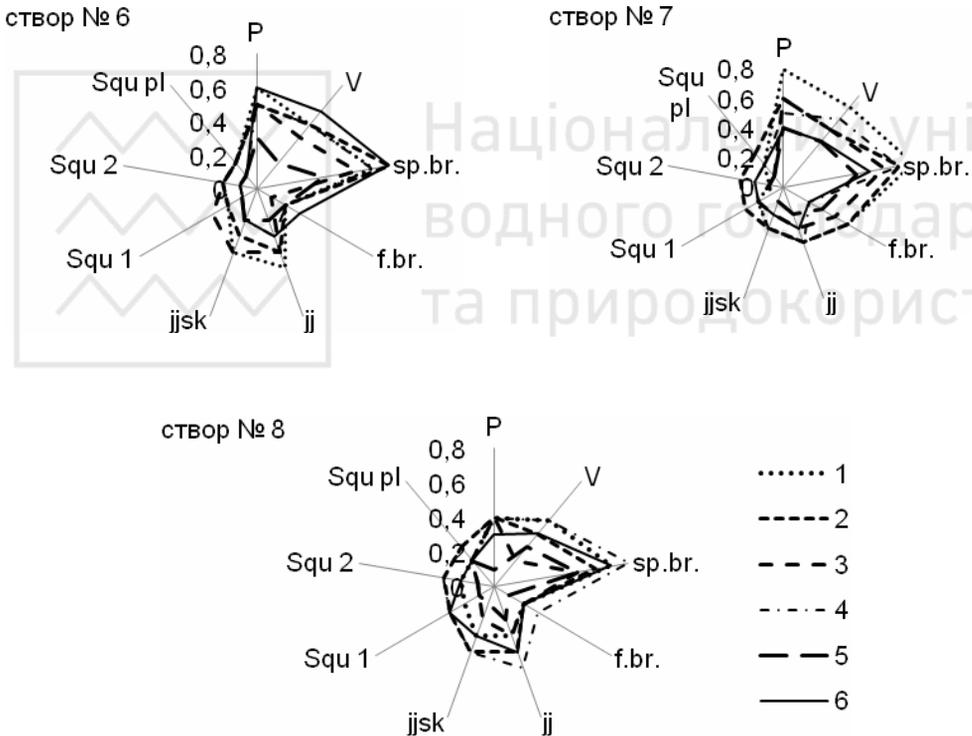


Рис. 3.5. Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак риб р. Стир: 1 – плітка; 2 – верховодка; 3 – краснопірка; 4 – карась сріблястий; 5 – лящ; 6 – окунь звичайний

В середньому, для представників іхтіофауни р. Стир ряд спадання ФА за меристичними ознаками був наступним:

- створ № 6: $sp.br > P > V > jj > jj_{sk} > f.br. > Squ_1 > Squ_2 = Squ_{pl}$;
- створ № 7: $sp.br > P > V > f.br. > jj > jj_{sk} > Squ_1 > Squ_{pl} > Squ_2$;
- створ № 8: $sp.br > V > jj > P > jj_{sk} > Squ_{pl} > Squ_1 > Squ_2 = f.br.$

Аналіз даних, дозволяє відзначити, що найвищі рівні ФА у шостому створі були характерні для верховодки ($0,39 \pm 0,07$) та плітки ($0,37 \pm 0,07$), що відповідає III балам стабільності розвитку організмів та свідчить про середні порушення морфологічного гомеостазу.

Річка Замчисько. Контрольні облови риби проводили у створах з різним рівнем антропогенного навантаження: створ № 9 – 4,5 км вище м. Костопіль, в межах с. Мала Любаша (фоновий пункт для м. Костопіль) – 21,5 км від гирла; створ № 10 – м. Костопіль, в межах міста, 0,3 км нижче впадіння скидного каналу з о/с ВАТ «Костопільський склозавод» і ДКП «Костопільводоканал» (вплив скиду стічних вод) – 11,9 км від гирла.

Так, статистично достовірними ($P \leq 0,05$) були результати промірів парних меристичних ознак, в першу чергу для таких видів риби, як краснопірка, окунь річковий і карась сріблястий у першому створі та плітка, краснопірка, окунь річковий і лящ у другому створі. Достовірність різниці окремих меристичних промірів відносно контрольних значень не підтверджувалась для плітки у першому створі та для карася сріблястого у другому створі.

У контрольних створах р. Замчисько для більшості проаналізованих видів риби, найвищі рівні ФА були характерні для таких ознак як кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі (*sp.br.*), кількість променів у грудних плавцях (*P*), а також кількість лусок у бічній лінії (*jj*) (рис. 3.6).

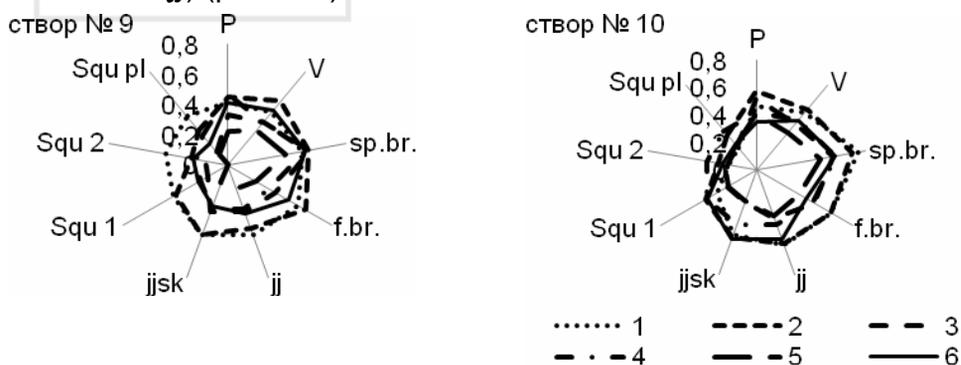


Рис. 3.6. Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак представників іхтіопопуляцій р. Замчисько: 1 – плітка; 2 – верховодка; 3 – краснопірка; 4 – карась сріблястий; 5 – лящ; 6 – окунь звичайний

Отже, ряд спадання ЧаПО для представників іхтіопопуляцій р. Устя був наступним:

- створ № 9: $sp.br. > f.br. = V > P > jj = jj_{sk} > Squ_1 > Squ_{pl} > Squ_2$;
- створ № 10: $sp.br. > f.br. > V = jj > P > jj_{sk} > Squ_1 > Squ_2 > Squ_{pl}$.

Так, у створі №9 найвищі середні величини ЧаПВ були встановлені для верховодки ($0,46 \pm 0,05$) та плітки ($0,45 \pm 0,12$), що оцінювало стабільність розвитку особин в межах V балів. Середні значення ЧаПВ ляща ($0,35 \pm 0,13$) оцінювали стабільність розвитку особин в межах III балів. Ще меншою виявилась середня ЧаПВ для особин окуня ($0,33 \pm 0,11$) та краснопірки ($0,30 \pm 0,14$), що оцінювали

стабільність їх розвитку в межах II балів. Середня стабільність розвитку особин карася сріблястого оцінювалась в межах I балу, із частотою асиметричного прояву виду $0,17 \pm 0,13$.

У створі № 10 вибірки плітки та окуня також відповідали V балам стабільності розвитку, відповідно із середньою частотою асиметричного прояву видів $0,51 \pm 0,14$ та $0,47 \pm 0,18$. Стабільність розвитку особин окуня та ляща відповідали IV балам, відповідно середні значення ЧАПВ становили $0,44 \pm 0,06$ та $0,42 \pm 0,12$. Вибірка краснопірки відповідала III балам стабільності розвитку, із середніми значеннями ЧАПВ $0,37 \pm 0,14$, а вибірки карася сріблястого II балам ($0,32 \pm 0,09$).

Середні величини ЧАПВ та ЧАПО відповідали II балам у створі № 9 та IV балам у створі №10. Це дало підстави оцінити якість водного середовища річки Замчисько відповідно як «початкові (незначні) зміни» у фоновому створі для м. Костопіль та «суттєві (значні) відхилення від норми» в межах міста після скиду о/с.

Річка Стубелка. Контрольні облови риби проводили у створі в межах селища Клевань, нижче скиду з о/с КП «Клеванькомунсервіс» (вплив скиду стічних вод) – відстань від гирла 11 км.

Зазначимо, що у даному створі вилови карася сріблястого були малочисельними, що не дозволило отримати достатнього об'єму вибірки для аналізу рівнів флуктуючої асиметрії.

Так, відсутність статистичної достовірності між результатами промірів парних меристичних ознак та їх контрольними значеннями була виявлена лише для односторонніх показників верховодки. Для решти видів статистична достовірність промірів була переважно на рівні $P \leq 0,05$.

Для більшості проаналізованих видів риб, найвищі рівні ФА були характерні для таких ознак як кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі (*sp.br*), кількість променів у грудних плавцях (*P*), кількості лусок із сенсорними каналцями (*jj*) та кількості пелюсток у зябровій перетинці (*f.br*) (рис. 3.7).

Ряд спадання ЧАПО для представників іхтіопопуляцій р. Стубелка був наступним:

- створ № 11: $sp.br > f.br. > P = V > jj = jj_{sk} > Squ_1 > Squ_2 = Squ_{pl}$.

Результати розрахунків інтегрального показника частоти асиметричних проявів у вибірках проаналізованих видів риб р. Стубелка за ЧАПВ та ЧАПО свідчать, що найвищі середні величини ЧАПВ були характерні для плітки ($0,46 \pm 0,10$), що оцінювалось V балам стабільності розвитку організмів та характеризувало якість водного середовища як «критичний стан». Частота асиметричного прояву ознак верховодки ($0,41 \pm 0,07$) виявляла IV бал стабільності розвитку організмів та характеризувала якість водного середовища як «суттєві (значні) відхилення від норми». ЧАПВ краснопірки ($0,39 \pm 0,09$) та окуня

($0,38 \pm 0,08$) оцінювалось III балом стабільності розвитку організмів та характеризувало якість водного середовища як «середні відхилення від норми». Найнижчою виявилась ЧАПВ ляща ($0,31 \pm 0,06$) – II бала, «початкові (незначні) зміни».

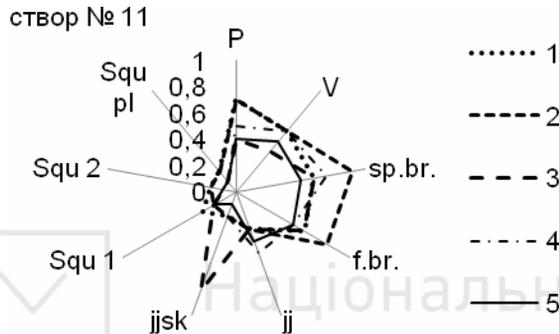


Рис. 3.7. Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак представників іхтіофауни р. Стубелка: 1 – плітка; 2 – верховодка; 3 – краснопірка; 4 – лящ; 5 – окунь звичайний

Середні величини ЧАПВ та ЧАПО представників іхтіопопуляцій р. Стубелка (контрольний створ № 11) відповідали III балам. Це дало підстави оцінити якість водного середовища річки як «середні відхилення від норми».

Річка Іква. Контрольні облови риби проводили у створах з різним рівнем антропогенного навантаження: створ № 12 – с. Сопанівчик, в межах села, на межі з Тернопільською обл.; створ № 13 – в межах села Іванне Дубенськогор-ну, 3,2 км нижче скиду о/с КВП ВКГ «Дубноводоканал»; створ № 14 – в межах с. Торговиця Млинівського району, 1,5 км вище гирла.

Для більшості проаналізованих видів риби, найвищі рівні ФА були характерні для таких ознак як кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі (*sp.br.*), кількість променів у грудних плавцях (*P*), кількості лусок із сенсорними каналцями (*jj*) та кількості пелюсток у зябровій перетинці (*f.br.*) (рис. 3.8).

Ряд спадання ЧАПО для представників іхтіофауни р. Іква був наступним:

- створ № 12: $sp.br. > V = P > f.br. > jj = jj_{sk} > Squ_1 = Squ_2 > Squ_{pl}$;
- створ № 13: $sp.br. > P = V > jj = jj_{sk} > f.br. = Squ_1 = Squ_2 > Squ_{pl}$;
- створ № 14: $sp.br. = P > V > f.br. > jj = jj_{sk} = Squ_1 = Squ_2 > Squ_{pl}$.

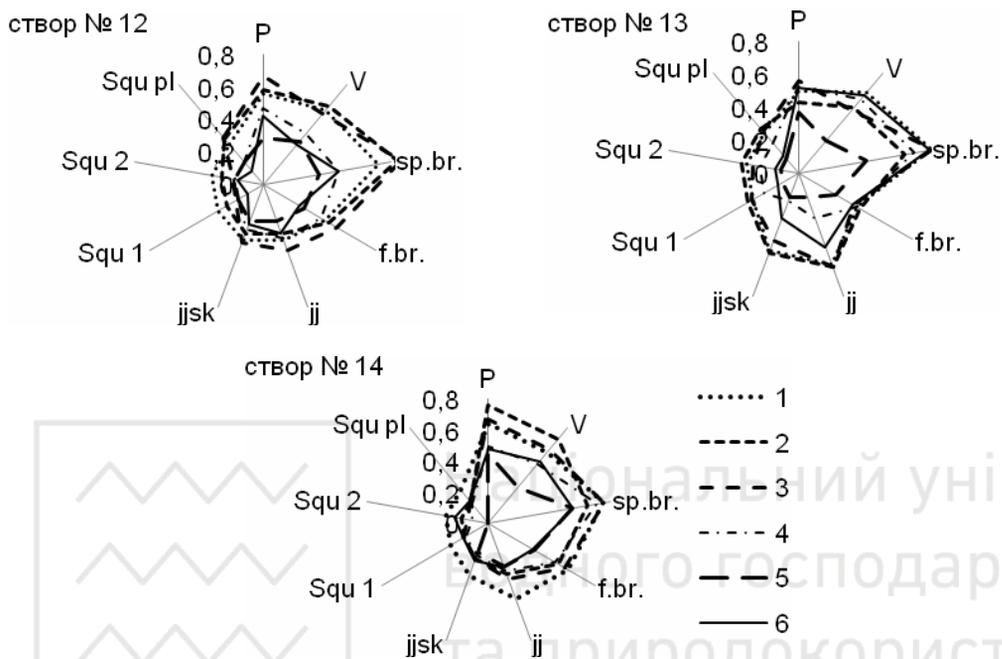


Рис. 3.8. Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак риб р. Іква: 1 – верховодка; 2 – плітка; 3 – краснопірка; 4 – окунь звичайний; 5 – карась сріблястий; 6 – лящ

Так, у створі № 12 найвищі середні величини ЧАПВ були характерні для краснопірки ($0,47 \pm 0,08$) та плітки ($0,45 \pm 0,07$), що оцінювалось V балом стабільності розвитку організмів та характеризувало якість водного середовища як «критичний стан». Стабільності розвитку на рівні IV балу була встановлена за частотою асиметричного прояву верховодки ($0,44 \pm 0,05$), що характеризувало якість водного середовища як «суттєві (значні) відхилення від норми».

ЧАПВ окуня ($0,33 \pm 0,04$) оцінювалось II балом стабільності розвитку організмів, що характеризувало якість водного середовища як «початкові (незначні) відхилення від норми». Найнижчою виявилась ЧАПВ ляща ($0,27 \pm 0,05$) та карася ($0,26 \pm 0,02$) – I бал, що характеризувало стан водного середовища як «умовно нормальне».

Середні величини ЧАПВ та ЧАПО представників іхтіофауни р. Іква у репрезентативному створі №12 відповідали III балам, що оцінювало якість водного середовища як «середні відхилення від норми».

У створі № 13 частота асиметричного прояву меристичних ознак, що відносила якість водного середовища до V класу, була виявлена відразу в трьох видів риб. Зокрема, для верховодки її величина становила $0,49 \pm 0,06$; для плітки $0,47 \pm 0,04$; для краснопірки $0,47 \pm 0,06$. ЧАПВ окуня ($0,38 \pm 0,07$) та ляща ($0,39 \pm 0,08$) відповідала III балам; карася ($0,22 \pm 0,04$) I балу, що оцінювало якість водного середовища

відповідно як «середній рівень відхилень від норми» та «умовно нормальне». Середні величини ЧАПВ та ЧАПО представників іхтіофауни відповідали IV балам та свідчили про «суттєві (значні) відхилення від норми» якості водного середовища р. Іква у репрезентативному створі № 13.

У створі № 14 з найвищим V балом була ЧАП верховодки ($0,48 \pm 0,06$). Стабільність розвитку плітки ($0,42 \pm 0,09$) та краснопірки ($0,42 \pm 0,08$) була на рівні IV балів; окуня ($0,36 \pm 0,07$) III балів; ляща ($0,34 \pm 0,05$) та карася ($0,24 \pm 0,07$) II балів. Середні величини ЧАПВ та ЧАПО представників іхтіофауни р. Іква у репрезентативному створі № 14 відповідали III балам та свідчили про «середній рівень відхилень від норми» якості водного середовища.

Отже, частота асиметричного прояву меристичних ознак риб у репрезентативних створах річки відображує зміну екологічного статусу екосистеми в межах створу № 13, що зазнає впливу стічних вод. Одночасно, у створі № 12, відмічається незадовільність екологічної ситуації. Аналогічною є ситуація і поблизу гирла річки (створ № 14), де встановлено «середні відхилення від норми» водного середовища. Зазначене можна оцінити як реакцію представників іхтіофауни на дію антропогенних чинників середовища існування, яка проявляється внаслідок послаблення компенсаторних механізмів їх організмів.

Річка Горинь. Контрольні облови риби проводили у двох репрезентативних створах: створ № 15 – в межах міста Дубровиця, 0,5 км нижче скиду з о/с КП «Міськводоканал»; створ № 16 – в межах с. Висоцьк Дубровицького р-ну, на кордоні з Білоруссю.

Рівні флюктуючої асиметрії меристичних ознак у проаналізованих видів риб були статистично достовірними за критерієм Стьюдента (для $P \leq 0,05$) у переважній більшості випадків, що дозволяє говорити про відгук морфологічного гомеостазу представників іхтіофауни р. Горинь на екологічні умови середовища існування.

Статистична достовірність на рівні $P \leq 0,01$ була характерною для асиметрії меристичних ознак карася сріблястого в обох репрезентативних створах річки, що, як показують результати проведеної оцінки на інших річках області, пояснюється стійкістю даного виду до несприятливих чинників у водному середовищі.

Симетричність розподілу білатеральних (парних) ознак представників іхтіофауни р. Горинь відносно нуля (рис. 3.9) свідчить, що в усіх створах для більшості проаналізованих видів риб, найвищі рівні ФА були характерні для таких ознак як кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі (*sp.br*), кількість променів у грудних (*P*) і черевних (*V*) плавцях. У цілому, частота асиметричного прояву ознак (ЧАПО) мала наступний ряд спадання:

- створ № 15: $sp.br > P > V > jj > f.br. > jj_{sk} = Squ_1 > Squ_2 = Squ_{pl}$;
- створ № 16: $sp.br > V > P > jj_{sk} > jj > f.br. > Squ_1 = Squ_2 > Squ_{pl}$.

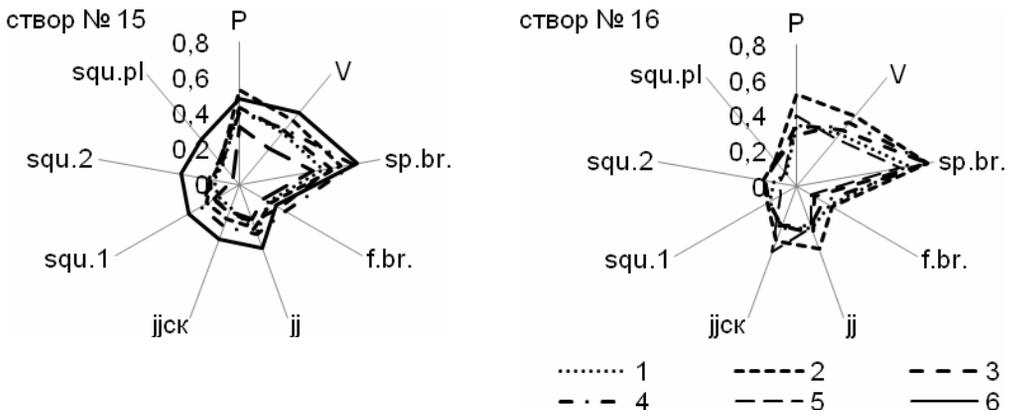


Рис. 3.9. Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак риб р. Горинь: 1 – верховодка; 2 – плітка; 3 – краснопірка; 4 – окунь звичайний; 5 – карась сріблястий; 6 – лящ

Так, найвищі середні величини ЧАПВ у створі № 15 були характерні для ляща ($0,4 \pm 0,05$), що виявляло IV бал стабільності розвитку особин даного виду та оцінювало якість водного середовища як «суттєві (значні) відхилення від норми».

Помітно нижчими виявились значення ЧАПВ для інших видів риб. Зокрема, стабільність розвитку окуня ($0,32 \pm 0,05$) та плітки ($0,31 \pm 0,06$) була на рівні II балів, що характеризувало якість водного середовища як «початкові (незначні) відхилення від норми». Для верховодки ($0,26 \pm 0,05$), краснопірки ($0,28 \pm 0,05$) та карася ($0,20 \pm 0,04$) були встановлені найнижчі значення асиметрії, які свідчили про I бал стабільності розвитку та характеризували якість водного середовища як «умовно нормальне». Середні величини ЧАПВ та ЧАПО риб у даному створі відповідали II балам, що оцінювало якість водного середовища як «початкові (незначні) відхилення від норми».

У репрезентативному створі № 16 найгірші характеристики стабільності розвитку отримали проаналізовані особини плітки, ЧАПВ яких ($0,31 \pm 0,06$) відповідало III балу та характеризувало якість водного середовища як «середній рівень відхилень від норми». Стабільність розвитку верховодки ($0,28 \pm 0,06$), краснопірки ($0,30 \pm 0,0$) та окуня ($0,31 \pm 0,07$) оцінювалась II балами, ляща I балом. Середні величини ЧАПВ та ЧАПО проаналізованих вибірок риб у даному створі, аналогічно попередньому, відповідали II балам та оцінювало якість водного середовища як «початкові (незначні) відхилення від норми».

Загальний морфологічний гомеостаз представників іхтіофауни р. Горинь може вважатись відносно стабільним як у створі після скиду стічних вод, так і у створі де рівень антропогенного навантаження незначний.

Отже, у переважній більшості випадків найвищі рівні ФА відмічались у плітки та верховодки, що в середньому по репрезентативним створам відповідало V балам. Морфологічні показники гомеостазу окуня та краснопірки мали менші відхилення від норми із середньою стабільністю розвитку проаналізованих вибірок близько III балів. Усереднені показники ФА вибірок ляща свідчили про II бал, карася про I бал стабільності розвитку виду в умовах досліджуваних річкових екосистем.

При статистичній обробці даних надзвичайно важливо знати і закон розподілу властивостей, що вивчаються. По суті, вже сама досліджувана змінна представлена масивом емпіричних даних з певним законом розподілу ймовірностей реалізації її значень. Тому будь-яка статистична обробка передбачає й оцінку закону розподілу. Зокрема, мірою, яка часто використовується при оцінках розподілу ФА є дисперсія по асиметрії (σ_d^2), котра розраховується для кожної з морфологічних ознак [435; 454].

Для проаналізованих видів риб найвищі рівні дисперсії по асиметрії були характерні для таких морфологічних ознак як кількість зябрових тичинок на 1-й зябровій дузі та кількість зябрових пелюсток (рис. 3.10).

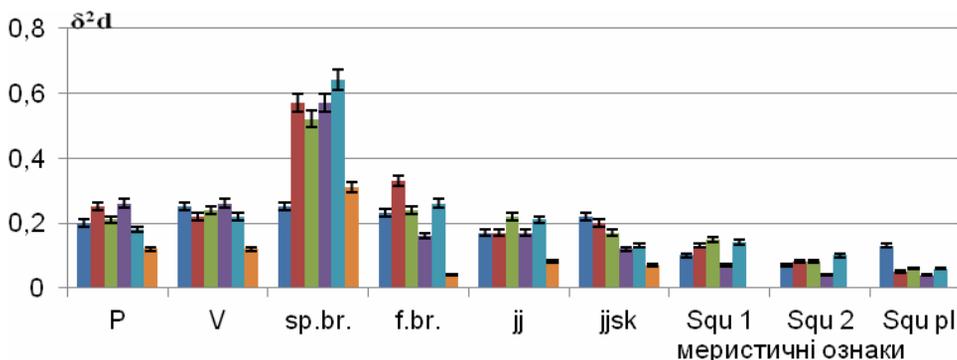


Рис. 3.10. Дисперсія асиметрії меристичних ознак представників іхтіофауни досліджуваних річок

Середні величини даного показника у різних видів риб коливались відповідно від 0,64 до 0,25 для *sp.br.* та від 0,04 до 0,23 для *f.br.*

Найнижчим виявився розподіл середніх величин дисперсії асиметрії таких показників як кількість рядів лусок під бічною лінією (*Squ2*) та кількість лусок збоку хвостового плавця (*Squ.pl*), що коливались відповідно в межах від 0,00 до 0,10 та від 0,00 до 0,13.

Виявлення розрізнених величин дисперсії асиметрії зумовило проведення додаткової перевірки гіпотези про нормальність емпіричного розподілу досліджуваних ознак, адже, нормальний

розподіл є симетричний відносно середнього значення і є "ідеальний" - не загострений і не згладжений.

Для кількісної оцінки відхилення від нормального розподілу були використані міри асиметрії й ексцесу [455].

На підставі отриманих даних, було побудовано графік середніх значень дисперсії асиметрії всіх проаналізованих меристичних ознак з нанесенням меж їх середньоквадратичного відхилення (рис. 3.11).

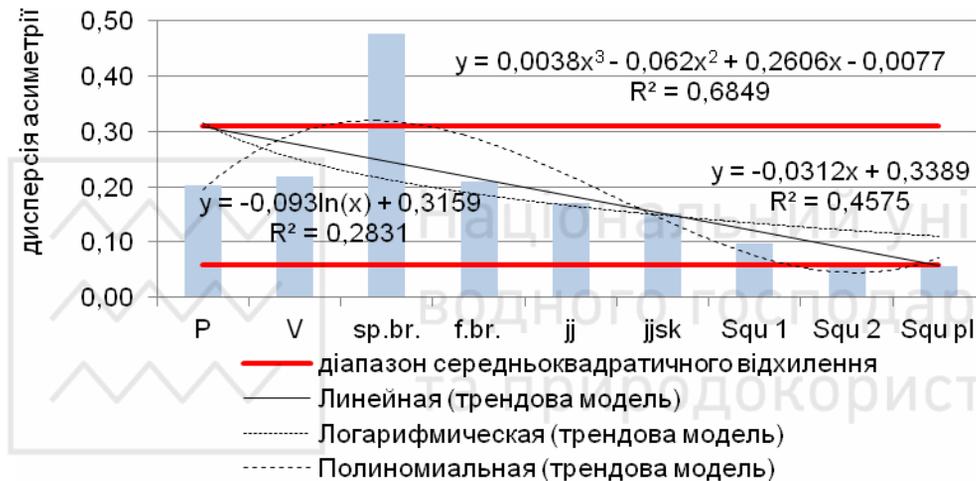


Рис. 3.11. Регресійний аналіз середніх значень дисперсії асиметрії меристичних ознак досліджуваних видів риб у діапазоні емпіричного розподілу

Аналіз рисунку дозволяє помітити, що середні значення дисперсії асиметрії таких меристичних ознак як кількість зябрових тичинок на першій зябровій дузі, кількість рядів лусок під бічною лінією та кількість лусок збоку хвостового плавця не входять у діапазон нормального розподілу середніх значень асиметрії ($0,18 \pm 0,127$) решти проаналізованих ознак. Крім того, перевірка за допомогою простої регресії виявляє залежність між асиметрією ознак лише згідно поліноміальної залежності третього ступеня ($R^2 = 0,684$). Отже, припускаємо, що з метою спрощення проведення оцінки показників морфометричного гомеостазу, ці ознаки можливо не використовувати. Для перевірки даного припущення знову скористаємось елементами регресійного аналізу середніх величин дисперсії асиметрії тих показників, які увійшли до діапазону нормального розподілу (рис. 3.12).

Таким чином, отримані лінійна, логарифмічна та поліноміальна залежність мають високий рівень апроксимації, відповідно 0,74; 0,52 та 0,98, що підтверджує тісну залежність розподілу асиметрії врахованих меристичних ознак риб.

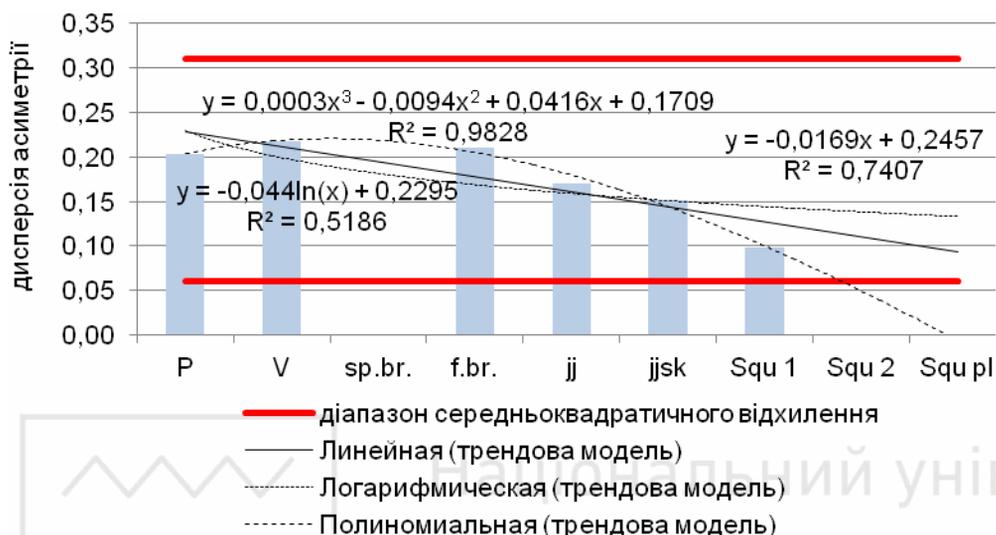


Рис. 3.12. Регресійний аналіз середніх значень дисперсії асиметрії меристичних ознак риб у діапазоні нормального розподілу

Необхідно зробити доповнення, що на рівні оцінок угруповань організмів асиметрія різних ознак звичайно виявляється високоскорельованою. Узгодженість їх змін є надійним свідченням того, що у вибірках дійсно існують відмінності за загальною стабільністю розвитку. І навпаки, відсутність такої узгодженості та помітне відхилення величини асиметрії окремих ознак має випадковий характер та, відповідно, виявляються неузгодженими [454].

Те, що дисперсія асиметрії кількості зябрових тичинок на 1-й зябровій дузі (*sp.br.*) мала помітне переважання величини дисперсії асиметрії інших ознак, скоріше пов'язане з травмуванням риби під час вилову або промірів, а отже розцінюється нами здебільшого як похибка вимірювань. Тому, облік даної ознаки при оцінках стабільності розвитку риб може призводити до певних спотворень результатів. Щодо двох інших ознак, дисперсія асиметрії яких не увійшла до діапазону нормального розподілу (*squ.2* та *squ.pl*), можна припустити, що рівні їх флюктуючої асиметрії не виявляють чутливість до екологічних умов водного середовища. Це, на нашу думку, дозволяє виключити згадані ознаки з переліку необхідних меристичних промірів риб досліджуваного регіону. До того ж, погляд авторів методики оцінки стабільності розвитку організмів [452] акцентує увагу на необхідності пошуків оптимального набору меристичних ознак різних груп організмів для окремих регіональних умов, за рівнями їх мінливості та величиною асиметрії.

На підставі проведеної обробки результатів досліджень за статистичними критеріями, пропонуємо при оцінках морфометричного

гомеостазу представників іхтіофауни річок досліджуваного регіону використовувати шість меристичних ознак, дисперсія асиметрії яких яких має достовірну відмінність емпіричного розподілу від нормального та характеризується високим рівнем апроксимації за трендовими рівняннями: P , V , $f.br.$, jj , jj_{sk} , $Sgu1$.

Не менш важливим є вибір видів риб, стабільність розвитку яких можна вважати мірою середовищного стресу [456]. Відомо, що пониження гомеостазу є платою за виживання на межі можливостей виду. Однак, умови, що викликають порушення стабільності розвитку для одного виду виявляються оптимальними для іншого виду, який характеризується високою стабільністю розвитку [452; 457].

Так, серед шести проаналізованих видів риб досліджуваного регіону у переважній більшості випадків найвищі рівні ФА відмічались у плітки та верховодки (в середньому IV бали по репрезентативним створам). Морфологічні показники гомеостазу окуня та краснопірки мали менші відхилення від норми із середньою стабільністю розвитку проаналізованих вибірок близько III балів. Усереднені показники ФА вибірок ляща свідчать про II бал, карася про I бал стабільності розвитку виду в умовах типових річкових екосистем.

У цілому проведена нами оцінка стабільності розвитку представників іхтіофауни досліджуваних річок дозволяє вважати достатньо чутливими індикаторами змін умов середовища існування показники морфологічного гомеостазу таких видів риб, як плітка, краснопірка, верховодка та окунь. Враховуючи, що різні види риб мають неоднакову чутливість до умов водного середовища, для об'єктивного з'ясування інтегрального стану токсичності річкових екосистем необхідно проводити аналіз стабільності розвитку всіх, або, принаймні, кількох із зазначених видів риб одночасно.

3.2.2. Частота ядерних поруень еритроцитів периферійної крові риб

Для скринінгу та моніторингу мутагенів різної природи успішно використовуються показники цитогенетичного гомеостазу, що є індикаторами стресу організмів. Зокрема, ядерні порушення в еритроцитах периферійної крові риб відображують сприятливість водного середовища на момент вилову риби [181]. Цікаво, що за умови усунення стресового фактору.

У відповідних створах досліджуваних річок цитогенетичний гомеостаз риб оцінювали за мікроядерним тестом еритроцитів периферійної крові. Фарбування мазків здійснювали відразу після їх доставки в лабораторію, за Романовським-Гімзою [458]. Облік мікроядер (MN) проводили під мікроскопом зі збільшенням 10x100 з імерсією. При підрахунку клітин враховувались всі види MN (рис. 3.13).

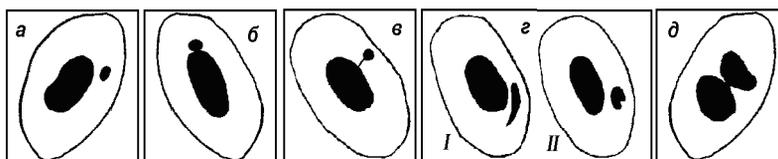


Рис. 3.13. Можливі варіанти мікроядер та ядерного матеріалу в еритроцитах периферійної крові риб [458]: а) мікроядра «стандартного» виду; б) «прикріплені»; в) «з'єднані з ядром ниткою хроматину»; г-I) несформований ядерний матеріал у вигляді паличок; г-II) несформований ядерний матеріал у вигляді клубків; д) округлі утворення ядерного матеріалу достатньо великих розмірів

Аналізували від 1000 до 2500 клітин у кожної особини. Результати досліджень по кожному виду риб виражали у вигляді усереднених даних із зазначенням середньоквадратичної похибки.

Облік результатів мікроядерного тесту еритроцитів риб виявив, що в середньому для ТРЕ найвищі рівні порушень наявні в плітки ($5,22 \pm 0,29\%$) та окуня ($4,10 \pm 0,21\%$). Середня частота ядерних порушень верховодки становила $3,76 \pm 0,25\%$, краснопірки $3,17 \pm 0,15\%$, ляща $2,93 \pm 0,28\%$. Найнижчі рівні були характерні для карася сріблястого ($1,51 \pm 0,06\%$).

Перевищення рівнів спонтанного мутагенезу (за літературними даними – 4%) для кількох видів риб одночасно було виявлено в 7 з 16 репрезентативних створах (табл. 3.10).

Таблиця 3.10

Середні рівні ядерних порушень представників іхтіофауни в репрезентативних створах, $\%$

створ	Види риб					
	верховодка	плітка	краснопірка	окунь	карась	лящ
1	$2,86 \pm 0,26$	$4,57 \pm 0,42$	$2,38 \pm 0,11$	$3,40 \pm 0,29$	$1,45 \pm 1,21$	$1,83 \pm 0,29$
2	$3,56 \pm 0,23$	$6,02 \pm 0,19$	$3,21 \pm 0,17$	$3,84 \pm 0,15$	$1,47 \pm 0,13$	$1,60 \pm 0,18$
3	$2,45 \pm 0,41$	$3,99 \pm 0,56$	$3,58 \pm 0,32$	$4,25 \pm 0,48$	$1,61 \pm 0,26$	$2,18 \pm 0,23$
4	$5,52 \pm 0,45$	$6,92 \pm 0,89$	$3,98 \pm 0,46$	$5,63 \pm 0,62$	$1,40 \pm 0,19$	$4,83 \pm 0,37$
5	$4,93 \pm 0,55$	$5,96 \pm 0,29$	$3,01 \pm 0,26$	$4,18 \pm 0,44$	$1,45 \pm 0,18$	$1,57 \pm 0,22$
6	$2,66 \pm 0,31$	$4,57 \pm 0,34$	$2,40 \pm 0,17$	$3,43 \pm 0,23$	$1,50 \pm 0,18$	$3,32 \pm 0,32$
7	$3,52 \pm 0,32$	$5,62 \pm 0,59$	$3,86 \pm 0,44$	$4,73 \pm 0,78$	$1,89 \pm 0,59$	$4,23 \pm 0,65$
8	$2,57 \pm 0,35$	$3,47 \pm 0,45$	$2,92 \pm 0,24$	$3,36 \pm 0,51$	$1,16 \pm 0,17$	$2,23 \pm 0,16$
9	$4,41 \pm 0,44$	$5,91 \pm 0,52$	$3,27 \pm 0,41$	$4,21 \pm 0,48$	$1,46 \pm 0,27$	$3,43 \pm 0,40$
10	$4,80 \pm 0,49$	$6,78 \pm 0,66$	$3,69 \pm 0,58$	$5,83 \pm 0,67$	$1,81 \pm 0,26$	$4,83 \pm 0,54$
11	$3,21 \pm 0,62$	$5,14 \pm 0,39$	$2,75 \pm 0,41$	$3,41 \pm 0,40$	-	$2,99 \pm 0,22$
12	$3,79 \pm 0,40$	$5,59 \pm 0,49$	$3,74 \pm 0,40$	$3,04 \pm 0,39$	$1,50 \pm 0,28$	$2,24 \pm 0,29$
13	$4,70 \pm 0,58$	$6,19 \pm 0,36$	$3,87 \pm 0,45$	$4,37 \pm 0,41$	$1,64 \pm 0,23$	$3,83 \pm 0,47$
14	$4,81 \pm 0,61$	$5,72 \pm 0,73$	$3,28 \pm 0,49$	$4,26 \pm 0,37$	$1,62 \pm 0,26$	$2,01 \pm 0,25$
15	$2,75 \pm 0,32$	$3,24 \pm 0,23$	$2,60 \pm 0,19$	$4,57 \pm 0,34$	$1,20 \pm 0,24$	$2,90 \pm 0,28$
16	$3,54 \pm 0,38$	$3,82 \pm 0,44$	$2,13 \pm 0,41$	$3,10 \pm 0,33$	-	$2,92 \pm 0,34$

Примітка: прочерком позначено відсутність уловів даного виду риб у певному створі

Порівняння частоти ядерних порушень проаналізованих видів риб р. Случ свідчить, що чутливість цього показника в окремих видів риб аналогічна в обох створах. Однак, середні частоти порушень були вищими в особин зі створу №2: для верховодки на 24,5%, для плітки на 31,7%, для краснопірки на 62,6%, для окуня на 12,9%, для карася на 1,4%. Виняток становили середні частоти ядерних порушень еритроцитів ляща, які в особин зі створу № 1 виявились вищими на 12,6% порівняно з особинами, вилонвленими у створі № 2. Зазначимо, що відстань між першим та другим контрольними створами становила близько 23,5 км.

Порівняння отриманих уявлень про цитогенетичний гомеостаз риб р. Устя у створах з різним рівнем антропогенного навантаження дозволяє відзначити, що у створі № 4, який зазнає впливу стічних вод м. Рівне, частота ядерних порушень досліджуваних видів риб відчутно зростала, порівняно зі створом № 3 (близько витоку річки).

Зокрема, для верховодки середня частота ядерних порушень зросла на 55,6%, для плітки на 42,3%, для краснопірки на 10,1%, для окуня на 24,5%, для ляща на 54,9%. Виключення в цьому випадку становив карась, для якого було відмічено зниження середньої частоти ядерних порушень у створі № 4, порівняно зі створом № 3 на 15,0%. Щоправда, обидва значення знаходились близько нижньої межі фізіологічної норми спонтанного мутагенезу риб, тому їх порівняння не викликає підвищеної уваги.

Отримані величини частот ядерних порушень еритроцитів риб на репрезентативних ділянках р. Стир дозволяє припустити, що найбільш чутливими видами до наявних мутагенних факторів у водному середовищі являються, передусім, такі види риб як плітка та окунь. Порівняння отриманих значень у створах спостережень р. Стир виявляє, що цитогенетичний гомеостаз представників іхтіофауни відрізняється на ділянках з різним рівнем антропогенного навантаження. Так, у створі № 7 (нижче скиду з о/с ВКП «Зарічне»), порівняно зі створом № 6 (нижче скиду промислово-зливової каналізації Рівненської АЕС) зростають середні частоти ядерних порушень еритроцитів усіх проаналізованих видів риб. Зокрема, для верховодки це збільшення становило 32%, для плітки 23%, для краснопірки 60,8%, для окуня 37,9%, для карася 26%, для ляща 27,4%.

Нижче за течією річки, у створі № 8 (1 км нижче впадіння р. Стубла, витік ріки в Білорусь, 4 км до кордону) частота ядерних порушень еритроцитів всіх проаналізованих видів риб знову понижувалась. Найпомітнішим це зниження виявилось у ляща – 47,3% та плітки – 38,3%. Для окуня та верховодки частота порушень знизилась відповідно на 29 та 27%, для карася та краснопірки відповідно на 28,6 та 24,4%.

Частоти ядерних порушень у цьому створі виявились також меншими за частоти порушень еритроцитів риб, які були виловлені у створі № 6. Зокрема, найбільш помітним виявилось зменшення також для таких видів як лящ та плітка, відповідно 32,8 та 24,1%. В карася зниження становило 22,7%, у верховодки та окуня, відповідно 3,4 та 2%. Виняток тут становили частоти ядерних порушень еритроцитів краснопірки, які збільшились у особин зі створу № 8 на 21,7% порівняно з особинами зі створу № 6.

Отримані уявлення про цитогенетичний гомеостаз найбільш масових видів риб р. Замчисько свідчать про несприятливі умови та наявність мутагенних чинників на обох досліджуваних ділянках річкової екосистеми, оскільки перевищення рівнів спонтанного мутагенезу мало місце для більшості видів риб в обох репрезентативних створах. Проте, необхідно відзначити, що частота ядерних порушень у створі № 9 була дещо нижчою, порівняно з частотою порушень у створі № 10.

Серед п'яти проаналізованих видів риб у р. Стубелка, найбільш значною виявилась частота ядерних порушень еритроцитів плітки ($5,14 \pm 0,39\%$), що перевищувала верхню межу рівня спонтанних мутацій (рис. 5.15). Частота ядерних порушень еритроцитів верховодки ($3,21 \pm 0,62\%$) та окуня ($3,41 \pm 0,40\%$) були приблизно на одному рівні та не перевищували рівня спонтанних мутацій для риб. Ще нижчими виявились частоти ядерних порушень ляща ($2,99 \pm 0,22\%$) та краснопірки ($2,75 \pm 0,41\%$). За отриманим уявленням по цитогенетичний гомеостаз представників іхтіофауни р. Стубелка можна говорити про відносну нестабільність гідроекосистеми за наявністю мутагенних факторів, що доводить реакція плітки.

Ядерні порушення представників іхтіофауни р. Іква були достатньо помітними та мали перевищення рівня спонтанних мутацій у першу чергу для плітки, верховодки та окуня.

Цитогенетичний гомеостаз риб р. Горинь свідчить про відносно сприятливі екологічні умови водного середовища. Однак, середня частота ядерних порушень окуня річкового у створі № 15 (в межах м. Дубровиця, 0,5 км нижче скиду з о/с КП «Міськводоканал») перевищує рівні спонтанних мутацій, що може бути свідченням наявності стресових факторів для риб.

Вивчення експериментальних робіт, які досліджували морфологію крові риб свідчить, що при аналізі рівнів їх цитогенетичного гомеостазу необхідно враховувати не лише кількісні, а й структурні порушення ядерного апарату периферійної крові [134; 167; 181]. Доведено, що внаслідок компенсації стресових процесів, які відбуваються в організмі, з'являються еритроцити з мікроядрами. При цьому, причиною стресу може бути і функціональне перевантаження риб при раптових змінах

лімітуючих факторів середовища [180] і голодування [459], і кумулятивний токсикоз [67; 76; 77; 113].

Порушення еритроцитів у вигляді несформованого ядерного матеріалу також вказує на розвиток дегенеративних процесів у організмі риб, що обумовлені різними факторами, в тому числі й появою токсикозів [76]. Випадки появи еритроцитів з двома ядрами деколи розглядаються не як цитологічні порушення в периферійній крові, а як зростання інтенсивності еритропоезу [167]. Однак, подібне пояснення виявляється справедливим лише для молодих особин з прискореним метаболізмом. Саме за рахунок збільшення кількості еритроцитів і забезпечується перенесення кисню при посиленні енергетичних затрат організму [129]. У старших вікових груп риб двоядерні еритроцити носять неспецифічний характер і свідчать про наявність стресових факторів у природних водах [15; 460].

Отже, структура морфологічних змін клітин крові, з огляду своєї інформативності, може вважатись об'єктивним критерієм оцінки забруднення та порушення якості водного середовища.

Так, з отриманих результатів чітко простежується тенденція переважання мікроядерних порушень еритроцитів риб, яка коливалась в межах 25-73% у репрезентативних створах. Частка еритроцитів з порушеннями у вигляді подвійних ядер була у більшості випадків помітно меншою 7-45% (табл. 3.11).

Таблиця 3.11

Розподіл структурних порушень ядра еритроцитів досліджуваних видів риб у створах спостережень, %

№ створу	Вид риб та типи* ядерних порушень																	
	верховодка			плітка			краснопірка			окунь			карась			лящ		
	мя	2я	ін.	мя	2я	ін.	мя	2я	ін.	мя	2я	ін.	мя	2я	ін.	мя	2я	ін.
1	63	23	14	62	24	14	56	25	19	65	24	12	67	8	25	73	18	9
2	53	38	9	60	26	14	61	20	18	60	26	14	57	21	21	65	18	18
3	52	38	10	50	38	12	53	37	10	50	38	12	65	30	5	56	33	11
4	48	42	10	47	39	14	51	38	12	47	39	14	50	30	20	48	39	13
5	60	24	16	58	35	7	59	23	18	58	35	7	48	43	10	48	33	19
6	50	36	14	46	39	15	56	32	12	46	39	15	58	32	11	44	38	19
7	57	39	4	56	35	9	36	38	26	56	35	9	44	25	31	56	28	16
8	59	33	7	59	24	17	54	36	10	59	24	17	45	40	15	46	40	14
9	58	32	9	53	35	13	62	26	12	53	35	13	80	20	0	54	35	11
10	55	32	13	52	29	19	46	39	15	52	29	19	53	41	6	60	30	10
11	47	32	21	61	26	13	50	34	16	61	26	13				47	36	17
12	54	33	13	44	42	15	69	29	3	69	29	3	56	22	22	47	37	16
13	53	36	12	47	34	19	54	40	6	54	40	6	33	53	13	62	34	4
14	23	7	1	49	38	14	53	36	11	53	36	11	56	31	13	74	23	3
15	45	45	10	40	40	20	45	32	23	45	32	23	36	45	18	68	24	8
16	50	32	18	59	30	11	50	42	8	50	42	8				66	27	7

*Примітка: частка окремого типу ядерних порушень у загальній кількості виявлених порушень (%): мя – еритроцити з мікроядрами; 2я – еритроцити з подвійними ядрами; ін. – несформований ядерний матеріал

Щоправда, у створі № 4 різниця у розподілі величин згаданих порушень верховодки становила всього 6%. У створі № 12 (р. Іква, с. Сопанівчик, в межах села, на межі з Тернопільською обл.) найменшою виявилась різниця між часткою еритроцитів з мікро- та подвійними ядрами для плітки – всього 2%. Аналогічною була різниця і у створі № 7 для краснопірки.

Різниця в 5% між згаданими типами порушень була помічена у створі № 8 (р. Стир, в межах с. Іванчиці Зарічненського р-ну (з мосту), 1 км нижче впадіння р. Стубла, витік ріки в Білорусь) для ляща та у створі № 5 (р. Устя, в межах смт Оржів Рівненського р-ну, 0,7 км вище гирла) для карася.

Цікаво, що в створі № 15 (р. Горинь, в межах міста Дубровиця, 0,5 км нижче скиду з о/с КП Місьководоканал») різниця в розподілі мікро- та двоядерних еритроцитів верховодки була взагалі відсутня. Тут на частку обох видів порушень припадало по 45% від їх загальної кількості.

Серед структурних порушень ядерного апарату крові риб у всіх створах найменшою виявилась частка порушень у вигляді несформованого ядерного матеріалу, що коливалась в межах 1-25%.

В окремих вікових груп проаналізованих видів риб у структурному розподілі ядерних порушень також переважали еритроцити з мікроядрами, на долю яких у більшості випадків припадало >50% серед всіх видів порушень (рис. 3.14).

Таким чином, показники цитогенетичного гомеостазу представників іхтіофауни типових річкових екосистем досліджуваного регіону мають свої особливості як у різних видів риб та їх вікових категорій, так і на різних ділянках гідроекосистем. У середньому, найвищі рівні порушень ядра еритроцитів периферійної крові були зафіксовані в плітки ($5,22 \pm 0,29\%$) та окуня ($4,10 \pm 0,21\%$). Найнижчі в карася сріблястого ($1,51 \pm 0,06\%$). Проміжне положення займали рівні ядерних порушень верховодки ($3,76 \pm 0,25\%$), краснопірки ($3,17 \pm 0,15\%$) та ляща $2,93 \pm 0,28\%$. Перевищення рівнів спонтанного мутагенезу ($4,00\%$) для кількох видів риб одночасно були виявлені в 7 з 16 репрезентативних створах.

При цьому, у структурному розподілі ядерних порушень молодших вікових категорій переважали еритроцити з мікроядрами, частка яких у більшості випадків перевищувала 50%.

Зниження мікроядерних порушень відмічалось у три- та чотирирічок із зростанням частки еритроцитів із двома ядрами та несформованим ядерним матеріалом. Це дає підстави стверджувати про наявність стресових факторів у середовищі існування риб, які можуть формуватися внаслідок хронічної дії комбінованих ефектів забруднень річкових екосистем.

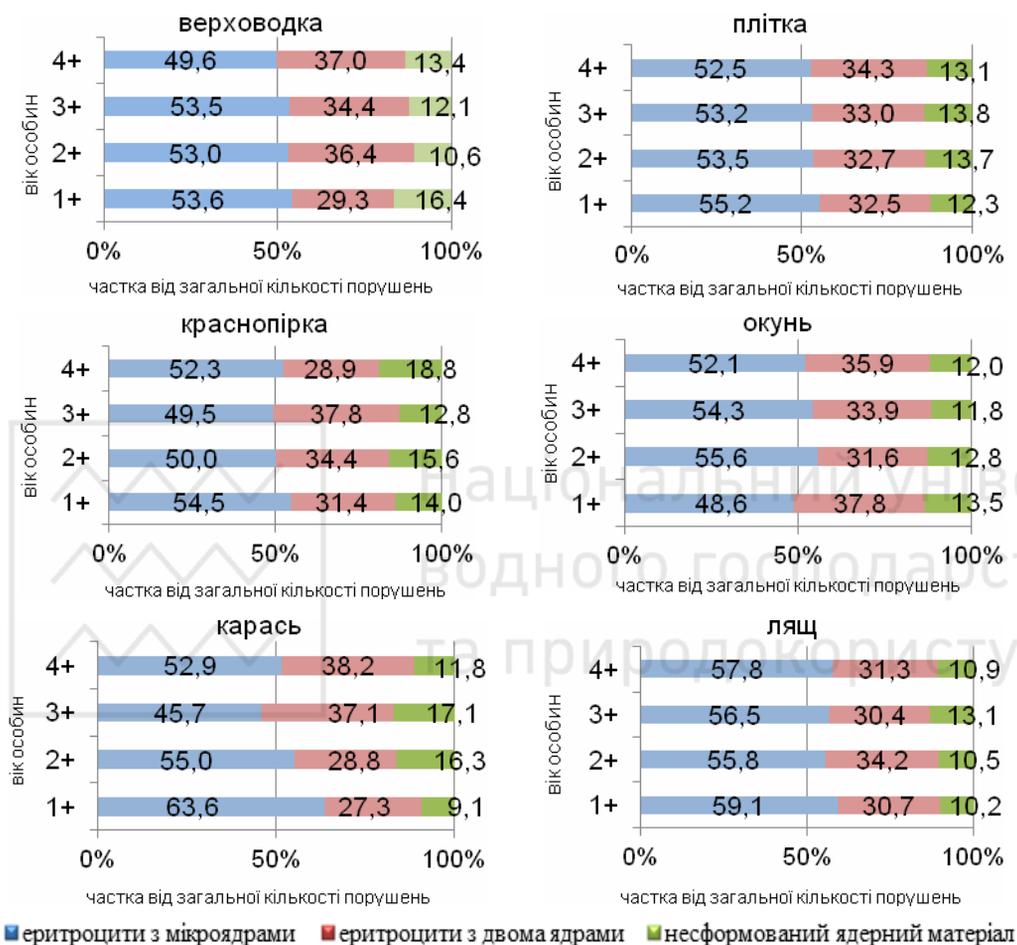


Рис. 3.14. Розподіл типів ядерних порушень еритроцитів у різновікових груп риб

Отже, досліджені показники цитогенетичного гомеостазу риб є достатньо інформативними, високочутливими і адекватно відображують рівні забруднення окремих ділянок річкових екосистем, які можуть формуватися внаслідок сумісної дії природних та антропогенно привнесених речовин у гідроекосистеми.

3.2.3. Показники гомеостазу представників батрахофауни

У якості контрольних ділянок було обрано частини нижньої течії р. Стир, що зазнають антропогенного навантаження різної інтенсивності в межах Рівненської області (табл. 3.12).

Облік тварин проводили у травні та вересні 2015 р. методом трансектів, на маршрутах довжиною 15–20 м та шириною 2 м, причому за її середину приймалась межа води та суші. Визначення видової приналежності проводили за визначником амфібій України [193].

Контрольні ділянки гідроекологічних спостережень у нижній течії
р. Стир

№	Адміністративне місцезнаходження пункту	Відстань від гирла, км	Обґрунтування необхідності гідроекологічних досліджень
1	с. Привітівка (межа Заріченського та Володимирецького районів)	120	Послаблений антропогенний вплив (фон для оцінки впливу стічних вод нижче за течією)
2	с.мт Зарічне (0,3 км нижче скиду з очисних споруд ВКП «Зарічне»)	87	Вплив скиду комунально-промислових стічних вод
3	с. Іванчиці Заріченського р-ну, 1 км нижче впадіння р. Стубла, (прикордонний пункт з Білоруссю)	74	Оцінка самоочисної здатності річки після впливу стічних вод

Чисельність кожного виду перераховувалась у відсотки від загальної кількості відловлених тварин. Видове багатство оцінювали за індексами видового багатства Маргалефа (D_{Mg}) та Менхініка (D_{Mn}), показник домінування за індексом Бергера – Паркера [401].

При вимірюванні морфологічних параметрів фіксувались наступні показники: довжина тіла ($L.$), довжина голови ($L.c.$), довжина ока ($L.o.$), ширина голови ($Lt.c.$), відстань від ока до кінця морди ($D.r-o.$), відстань від ніздрі до кінця морди ($D.r-n.$), «ширина рила» – дистанція між смужками біля очей ($Lt.r.$), проміжок між ніздрями ($Sp.in.$), дистанція від ніздрі до переднього краю ока ($D.n.o.$), довжина передньої лапки ($L.m.$) [193; 461].

Для оцінки стабільності розвитку використовували меристичні ознаки забарвлення. На їх підставі розраховували показник частоти асиметричного прояву (ЧАП), за яким визначали стабільність розвитку особин та судили про якість водного середовища з шкалою для земноводних [452].

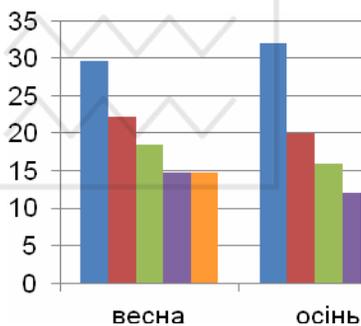
Оцінку цитогенетичного гомеостазу проводили за мікроядерним (*micronucleus*) тестом (MN-тест) покривного епітелію тварин [462]. Підраховували клітини зі стандартними, прикріпленими мікроядрами, а також із несформованим ядерним матеріалом. За співвідношенням клітин з ядерними порушеннями до загальної кількості проаналізованих визначали мікроядерний індекс (MN-індекс) [186].

Для виявлення наявності статистичних зв'язків досліджуваних показників проводили розрахунок коефіцієнту кореляції Пірсона [463]. Для всіх статистичних тестів було встановлено рівень значущості 0,05. Математична обробка даних проводилась у пакеті *Microsoft Office Excel*

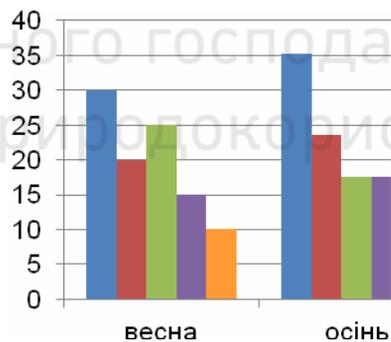
2010.

Результати проведеної оцінки за гідрохімічними параметрами свідчать, що найбільш суттєвий вплив на формування якості поверхневих вод р. Стир у нижній течії чинять речовини токсичного (мідь, цинк) та трофо-сапробіологічного (фосфати, нітрити) блоків. Особливо гостро вплив забруднювачів проявляється на ділянках водотоку, які зазнають впливу стічних вод. Встановлено коливання екологічного стану поверхневих вод від рівня «помірно забруднені» до рівня «слабко забруднені» розцінюється нами як прояв самооновлюючого потенціалу гідроекосистеми, що обумовлює її толерантність до антропогенних чинників.

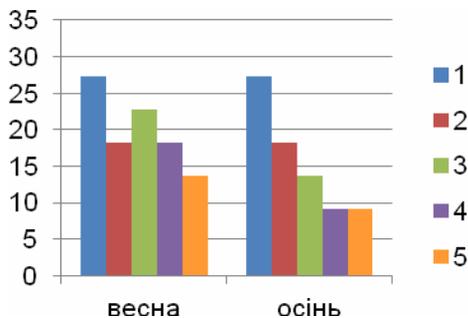
Результати проведеного облову батрахофауни засвідчили наявність у водному біотопі р. Стир у межах дослідних ділянок представників п'яти видів тварин (рис. 3.15).



Трансект ділянки № 1



Трансект ділянки № 2



Трансект ділянки № 3

Рис. 3.15. Видовий склад батрахофауни водного біотопу р. Стир на дослідних ділянках у різні сезони року: 1 – жаба озерна (*Rana ridibunda* Pallas, 1771), 2 – ропуха очеретяна (*Bufo calamita* Laurenti, 1768), 3 – жаба гібридна (*Pelophylax esculentus* Linnaeus, 1758), 4 – квакша звичайна (*Hyla arborea* Linnaeus, 1758), 5 – гостроморда жаба (*Rana tarrestis(arvalis)* Nilsson, 1842), %

Порівняння загальної чисельності представників батрахофауни, дозволяє відзначити, що в межах другої ділянки, яка зазнає впливу скидів стічних вод, представники батрахофауни в обидва періоди спостережень, зустрічаються рідше, порівняно з іншими ділянками. Одночасно, у осінній період загальна чисельність тварин в межах другого і третього трансектів налічувала по 17 екз., що на 32% менше від чисельності тварин в межах трансекту першої ділянки (рис. 3.16).

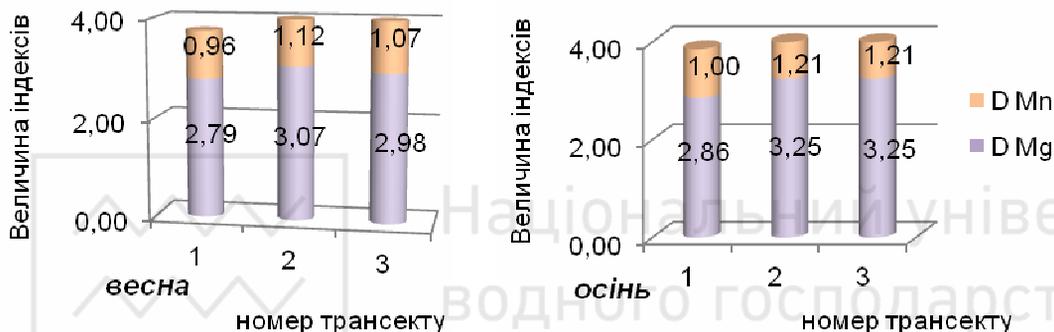


Рис. 3.16. Порівняння показників видового різноманіття батрахофауни р. Стир на трансектах дослідних ділянок: D_{Mg} – індекс видового багатства Маргалефа; D_{Mn} – індекс видового багатства Менхініка

Так, видове різноманіття у весняний період було найвищим у межах трансекту № 2 ($D_{Mg}=3,07$; $D_{Mn}=1,12$), найнижчим у межах трансекту № 1 ($D_{Mg}=2,79$; $D_{Mn}=0,96$) та середнім на трансекті № 3 ($D_{Mg}=2,98$; $D_{Mn}=1,07$).

У осінній період спостерігалось вирівнювання видового різноманіття між другим та третім трансектами ($D_{Mg}=3,25$; $D_{Mn}=1,21$). У межах трансекту ділянки № 1 видове різноманіття було найнижчим ($D_{Mg}=2,86$; $D_{Mn}=1,00$). Індекс домінування Бергера-Паркера свідчить про зменшення загальної різноманітності батрахофауни та збільшення ступеня домінування одного виду в межах трансектів № 2 та 3 у осінній період та в межах першого та другого трансектів у весняний період (рис. 3.17).

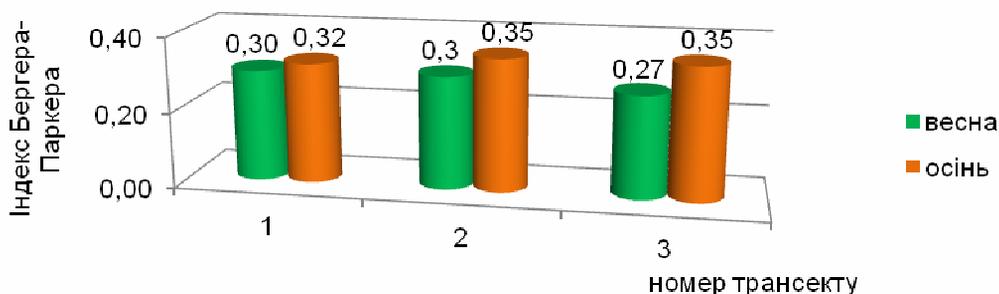


Рис. 3.17. Порівняння показників домінування батрахофауни р. Стир на трансектах дослідних ділянок

Порівняння проведених на різних ділянках промірів морфологічних ознак найбільш чисельних видів жаби озерної (*Rana ridibunda*) та ропухи очеретяної (*Bufo calamita*) (рис. 3.18) виявило, що в обох видів жаб середні значення коефіцієнту варіації (Cv) були найвищими в межах першого (44,34±2,18% для жаби озерної та 36,0±2,72% для ропухи очеретяної), найнижчими в межах другого (21,04±2,59% та 18,38±2,36% відповідно) та проміжними в межах третього трансекту (34,26±1,92%, 21,94±1,76%).



Рис. 3.18. Коефіцієнти варіабельності морфологічних ознак представників батрахофауни нижньої течії р. Стир

Отже, в межах першого трансекту обидва види мали достатньо високу варіабельність ознак, що може бути свідченням різновікової структури та сформованості їх нерестових популяцій. В межах другого трансекту варіабельність ознак обох видів описувалась коефіцієнтами варіації нижчими 33 %, що свідчить про відносно однорідну вікову структуру популяції та не дає підстав стверджувати про сформованість їх нерестових популяцій. В межах третього трансекту можна вважати сформованою лише нерестову популяцію жаби озерної. Зауважимо, що рівні варіабельності ознак жаби озерної описувались залежністю з коефіцієнтом апроксимації $R^2=0,70$ в межах першого та $R^2=0,73$ в межах другого і третього трансектів. Залежність між рівнями варіабельності ознак ропухи очеретяної в межах першого трансекту мала коефіцієнт апроксимації $R^2=0,67$, в межах другого $R^2=0,84$ і третього $R^2=0,85$, що свідчить про тісний зв'язок параметрів, а отже і про об'єктивність проведених вимірювань.

Оцінка стабільності розвитку жаби озерної, що була проведена за 10 ознаками, дозволяє помітити, що ЧАП була найвищою для числа смуг на дорзальній стороні стегна та числа плям на дорзальній стороні гомілки. В ропухи очеретяної для числа смуг та числа плям на стопі (рис. 3.19). Зазначимо, що в ропухи очеретяної було можливо здійснення підрахунку лише 7 меристичних ознак, в силу особливостей їх окрасу.

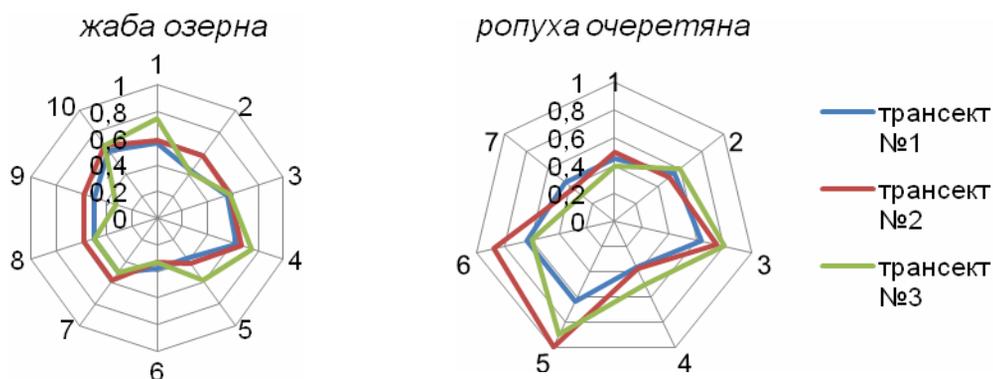


Рис. 3.19. Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак представників батрахофауни нижньої течії р. Стир: 1 – число смуг на дорзальній стороні стегна; 2 – число плям на дорзальній стороні стегна; 3 – число смуг на дорзальній стороні гомілки; 4 – число плям на дорзальній стороні гомілки; 5 – число смуг на стопі; 6 – число плям на стопі; 7 – число плям на спині; 8 – число білих плям на плантарній стороні другого пальця задньої кінцівки; 9 – число білих плям на плантарній стороні третього пальця задньої кінцівки; 10 – число білих плям на плантарній стороні четвертого пальця задньої кінцівки

Частота асиметричного прояву меристичних ознак для вибірок дослідних видів доводить, що якість водного середовища виявилась найгіршою в межах другої контрольної ділянки, а її відносне покращення на третій контрольній ділянці (за обома видами) розцінюється нами як прояв самоочисної здатності річки (табл. 3.13). Середні значення MN-індексу для дослідних ділянок виявились найвищими в особин, відловлених на другому трансекті, найнижчими – в особин першого трансекту, відповідно $0,46 \pm 0,11$ та $0,35 \pm 0,02$ (рис. 3.20).

Таблиця 3.13

Оцінка якості водного середовища нижньої течії р. Стир за стабільністю розвитку представників батрахофауни

Конт- рольна ділянка	<i>Жаба озерна</i>			<i>Ропуха очеретяна</i>		
	ЧАП	бал	якість	ЧАП	бал	якість
1	0,51	II	початкові (незначні) відхилення від норми	0,53	II	початкові (незначні) відхилення від норми
2	0,56	III	середній рівень відхилень від норми	0,62	IV	суттєві (значні) відхилення від норми
3	0,54	II	початкові (незначні) відхилення від норми	0,57	III	середній рівень відхилень від норми

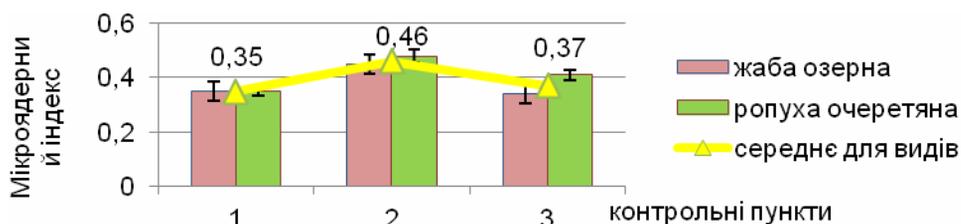


Рис. 3.20. Значення мікроядерного індексу покривного епітелію представників батрахофауни у контрольних пунктах нижньої течії р. Стир

Відомо, що клітини шкіри жаб, у тому числі і покривного епітелію, характеризуються підвищеним рівнем мітозу, який фіксується при мікроскопіюванні у вигляді некрупних, добре сформованих мікроядер, що розташовані поблизу основного ядра – так звані мікроядра «стандартного» вигляду [462]. Присутність у клітинах інших ядер (прикріплених та неоформлених), згідно літературних даних [186; 462] є наслідком цитогенетичного порушення, що відбувається в організмах під дією забруднення навколишнього середовища.

На рис. 3.21 відображено частки клітин з ядерними порушеннями різних типів, які було ідентифіковано в ході аналізу препаратів покривного епітелію жаб.

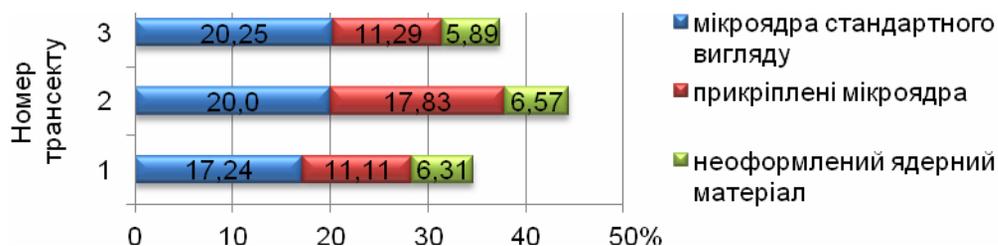


Рис. 3.21. Частка клітин з ядерними порушеннями різних типів від загальної кількості проаналізованих клітин покривного епітелію представників батрахофауни нижньої течії р. Стир, %

Аналіз діаграми дозволяє відзначити, що найбільш часто у клітинах покривного епітелію жаб зустрічались мікроядра стандартного типу: від $17,24 \pm 0,46\%$ на першому трансекті до $21,25 \pm 3,25\%$ у третьому трансекті. Далі за частотою зустрічаємості виявились прикріплені мікроядра: від $11,1 \pm 2,25$ до $17,83 \pm 3,07\%$. Неоформлений ядерний матеріал зустрічався в епітелії жаб майже з однаковою частотою: від $5,89 \pm 0,78$ до $6,57 \pm 1,12\%$.

Оскільки, наявність прикріплених мікроядер у клітині пов'язана зі структурними абераціями хромосом, які провокують мутагени навколишнього середовища, за отриманими результатами MN-тесту, можна стверджувати про найбільш несприятливі екологічні умови на ділянці другого трансекту.

3.2.4. Вплив гідрохімічних параметрів на показники гомеостазу природних популяцій

Коефіцієнти кореляції між показниками гомеостазу риб та вмістом у воді річок сульфатів і хлоридів не доводили тісноти зв'язку в жодному випадку.

Серед біогенних речовин, вплив азоту амонійного на рівні ядерних порушень найпомітніше проявлявся в окуня ($r=0,55$), що свідчило про середню кореляцію. У решти видів цей зв'язок був переважно помірним (від $r=0,3$ до $r=0,44$) та слабким для верховодки ($r=0,21$). Зв'язок між NH_4^+ у воді річок та рівнями флуктуючої асиметрії мав помірну кореляцію в окуня, карася, ляща та плітки (від $r=0,31$ до $r=0,44$) та відсутність кореляції в краснопірки.

Вплив азоту нітратного на рівні ядерних порушень верховодки проявлявся середнім кореляційним зв'язком ($r=0,52$). Плітки, краснопірки та карася - слабким ($r=0,24$, $r=0,2$ та $r=-0,21$ відповідно), та відсутнім у ляща. Рівні FA проявляли помірну кореляцію з HNO_3^- лише для карася ($r=0,42$), слабку для плітки ($r=0,27$), краснопірки ($r=0,29$) та ляща ($r=-0,2$) і відсутню для окуня.

Азот нітритний мав середню кореляцію з рівнями ядерних порушень краснопірки ($r=0,65$), помірну з рівнями верховодки ($r=0,32$) та плітки ($r=0,34$) і слабку з рівнями порушень окуня ($r=0,2$), карася ($r=0,28$) та ляща ($r=0,25$). Зв'язок між HNO_2^- та рівнями флуктуючої асиметрії був тісним у краснопірки ($r=0,78$), середнім у карася ($r=0,6$), помірним у верховодки ($r=0,41$), слабким у плітки ($r=0,29$) і відсутнім у ляща та окуня.

Фосфор фосфатів мав певний зв'язок лише з рівнями ядерних порушень окуня ($r=0,64$) та рівнями флуктуючої асиметрії ляща ($r=0,53$). Завислі речовини мали помірну кореляцію з рівнями флуктуючої асиметрії краснопірки ($r=0,4$), що було найсуттєвішим зв'язком серед решти випадків.

Серед речовини з групи забруднювачів середню кореляцію мав вміст у воді міді з рівнями ядерних порушень ляща ($r=0,55$) та вміст у воді цинку з рівнями флуктуючої асиметрії краснопірки ($r=0,5$).

Серед речовин, що характеризують продукційно-деструкційні процеси, можна відзначити зв'язок між показником БСК₅ та рівнями ядерних порушень і флуктуаційної асиметрії плітки ($r=0,64$); між показником ХСК та рівнями ядерних порушень плітки ($r=0,51$) і флуктуючої асиметрії карася ($r=0,55$); між показником рН та рівнями ядерних порушень ляща ($r=-0,54$).

Отже, цілком очевидно, що жоден з окремо взятих гідрохімічних параметрів не чинить суттєвого впливу на формування досліджуваних ознак риб в умовах типових річкових гідроекосистем південної частини 16 екорегіону.

Саме тому, наступним кроком у спробі з'ясувати фактори формування рівнів ядерних порушень та флуктуаційної асиметрії було відстеження впливу комплексного характеру забруднень, що може проявлятися у синергізмі чи адитивності гідрохімічних показників якості поверхневих вод.

Блоковий індекс сольового складу (I_1) виявився слабо пов'язаним з рівнями ядерних порушень (r від $-0,25$ до $0,28$) та флуктуаційної асиметрії (r від $-0,25$ до $0,33$) проаналізованих видів риби. Залежність блоку трофо-сапробіологічних показників (I_2) з рівнями ядерних порушень описувалась коефіцієнтами кореляції (r) від $0,23$ до $0,47$, а з рівнями флуктуаційної асиметрії від $0,09$ до $0,85$. Зв'язок блокових індексів специфічних показників токсичної дії (I_3) з рівнями ядерних порушень мав коефіцієнти кореляції (r) від $0,11$ до $0,68$, а з рівнями асиметрії від $0,11$ до $0,66$.

Індекс групи біогенних речовин ($I_{\text{біо}}$) мав зв'язок із показниками гомеостазу різних видів риби, що описувався коефіцієнтами кореляції (r) від $-0,09$ до $0,70$ за рівнями флуктуаційної асиметрії та від $-0,07$ до $0,45$ за рівнями ядерних порушень. Індекс групи речовин забруднювачів ($I_{\text{забр}}$), відповідно від $-0,06$ до $0,22$ та від $-0,14$ до $0,38$. Індекс групи речовин, що визначають продукційно-деструкційні процеси ($I_{\text{п/д}}$) мав взаємозалежність із рівнями асиметрії при r від $0,03$ до $0,46$, а з рівнями ядерних порушень при r від $0,17$ до $0,35$.

Порівняння залежності показників гомеостазу з комплексними екологічними індексами (I_e) виявляє більш суттєвий кореляційний зв'язок для пар, утворених індексом модифікованої методики його розрахунку. Так, зв'язок блокового I_e ($(\Sigma(I_1, I_2, I_3))/3$) з рівнями флуктуаційної асиметрії описувався коефіцієнтами кореляції (r) від $-0,05$ до $0,27$, а з рівнями ядерних порушень від $-0,21$ до $0,30$. Зв'язок групового індексу I_e ($(\Sigma(I_{\text{біо}}, I_{\text{забр}}, I_{\text{п/д}}))/3$) з асиметрією морфологічних ознак риби (r від $0,14$ до $0,80$) та з рівнями ядерних порушень еритроцитів (r від $0,14$ до $0,50$) був помітно тіснішим.

Для розуміння механізму комплексного впливу якісних параметрів гідроекосистем на показники гомеостазу риби, що складають основу математичної моделі, був проведений багатофакторний регресійний аналіз із залученням 16 гідрохімічних параметрів: сульфати (SO_4^{2-}), хлориди (Cl^-), азот амонійний (NH_4^+), азот нітратний (NO_3^-), азот нітритний (NO_2^-), фосфор фосфатів (PO_4^-), ХСК, БСК₅, завислі речовини (ЗР), розчинений кисень (O_2), рН, залізо (Fe^{2+}), мідь (Cu^{2+}), цинк (Zn^{2+}), марганець (Mn^{2+}), фториди (F_2).

Аналізувались усі виявлені комбінації речовин, які приймають участь у формуванні асиметрії морфологічних ознак та рівнів ядерних порушень різних видів риби. Крім аналізу складу регресійної залежності враховувались наступні показники: G – потужність регресії (кількість членів); r – загальний кореляційний коефіцієнт регресії; F – значення

критерію Фішера для регресії; p – статистична значущість регресії; B – вільний член регресії; b – регресійний коефіцієнт окремого члену [455].

Так, потужність регресійної залежності комплексного впливу гідрохімічних параметрів на формування асиметрії морфологічних структур верховодки налічувала 12 членів із статистично значущим кореляційним коефіцієнтом $r=0,99$. Тобто, з достатньою високою ймовірністю можна передбачити, що формування флуктуаційної асиметрії (FA) даного виду в ТРЕ відбувається за одночасної дії кількох речовин, що описується рівнянням:

$$FA = -1,624 + 0,088(\text{NH}_4^+) + 0,938(\text{NO}_2^-) - 1,415(\text{PO}_4^-) - 0,016(3P) + 0,001(\text{Fe}^{2+}) - 0,002(\text{Zn}^{2+}) - 0,001(\text{Mn}^{2+}) + 0,003(\text{F}_2) + 0,479(\text{pH}) - 0,019(\text{ХСК}) + 0,156(\text{БСК}_5) - 0,199(\text{O}_2).$$

Формування рівнів ядерних порушень (MN) верховодки описує менш потужна регресія ($G=4$) при $r=0,85$ та загальному вигляді рівняння:

$$MN = 6,34 - 0,976(\text{NH}_4^+) + 9,249(\text{NO}_2^-) + 0,069(\text{Cu}^{2+}) - 0,022(\text{Mn}^{2+}).$$

Регресійна залежність комплексного впливу гідрохімічних параметрів на рівні флуктуаційної асиметрії плити мала показники $G=10$, $r=0,99$ та описувалась наступним рівнянням:

$$FA = -0,134 + 0,724(\text{NH}_4^+) - 0,279(\text{PO}_4^-) - 0,008(3P) + 0,002(\text{Cu}^{2+}) - 0,001(\text{Mn}^{2+}) + 0,0004(\text{F}_2) + 0,102(\text{pH}) - 0,005(\text{ХСК}) + 0,059(\text{БСК}_5) - 0,032(\text{O}_2).$$

Рівні ядерних порушень плити залежали від присутності у воді більшої кількості речовин ($G=13$) при $r=0,99$:

$$MN = -88,896 + 7,031(\text{NH}_4^+) + 0,201(\text{NO}_3^-) - 37,818(\text{PO}_4^-) - 0,921(3P) + 0,012(\text{Fe}^{2+}) - 0,281(\text{Cu}^{2+}) - 0,028(\text{Zn}^{2+}) + 0,031(\text{Mn}^{2+}) + 0,08(\text{F}_2) + 19,877(\text{pH}) - 0,469(\text{ХСК}) + 6,325(\text{БСК}_5) - 7,258(\text{O}_2).$$

Регресійна залежність впливу присутніх у воді речовин на рівні флуктуаційної асиметрії краснопірки налічувала чотири члени ($G=4$ при $r=0,77$), однак довірча ймовірність трьох з них (NH_4^+ , Cu^{2+} , БСК_5) виявилась недостатньою для можливості залучення до рівняння. Отже, в даному випадку регресія може мати наступний вигляд:

$$FA = 0,271 + 0,635(\text{NO}_2^-).$$

Формування рівнів ядерних порушень краснопірки відображувала регресійна залежність з $G=5$ при $r=0,79$. Через незадовільну статистичну значущість чотирьох її членів (Fe^{2+} , Cu^{2+} , Mn^{2+} , pH) регресійне рівняння може мати вигляд:

$$MN = 7,76 + 5,039(\text{NO}_2^-).$$

Формування рівнів флуктуаційної асиметрії окуня під впливом якісних показників гідроекосистем області описувала регресія з двох членів ($G=2$ при $r=0,75$), що склало рівняння наступного вигляду:

$$FA = 0,35 + 0,002(\text{Cu}^{2+}) - 0,001(\text{Mn}^{2+}).$$

Рівні ядерних порушень окуня виявили залежність із трьома показниками якості води ($G=3$ при $r=0,71$), проте два з них (Zn^{2+} та БСК_5) через незадовільну статистичну значущість не увійшли до регресійного рівняння, яке в підсумку мало вигляд:

$$MN = 2,86 + 1,42(\text{PO}_4^-).$$

Регресійні залежності, що описували формування флуктуаційної асиметрії ($G=6$ при $r=0,98$) та ядерних порушень ($G=2$ при $r=0,63$) карася мали, відповідно, наступний вигляд:

$$FA = 0,004 + 0,008(\text{NO}_3^-) + 0,23(\text{NO}_2^-) + 0,001(\text{Cu}^{2+}) - 0,005(\text{Zn}^{2+}) - 0,001(\text{Mn}^{2+}) + 0,003(\text{ХСК}),$$

$$MN = 0,71 + 0,02(\text{ХСК}).$$

Регресійні залежності формування флуктуаційної асиметрії ($G=1$ при $r=0,55$) та рівнів ядерних порушень ($G=3$ при $r=0,72$) ляща:

$$FA = 0,29 + 0,101(\text{PO}_4^-),$$

$$MN = 2,49 + 8,72(\text{NO}_3^-) + 0,03(\text{Cu}^{2+}).$$

Отримані регресійні залежності свідчать, що для різних екологічних груп риб діє свій складний і багатофакторний процес формування показників морфологічного та цитогенетичного гомеостазу. Проте, звертає увагу наявність у більшості рівнянь фактору кисневого режиму водного середовища (ХСК , БСК_5 , O_2), речовин-забруднювачів (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+}) та речовин біогенної групи (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^-). Жодна регресійна залежність не встановила зв'язку показників гомеостазу риб з речовинами сольового блоку (SO_4^{2-} ,

Cl⁻), що доводить безпеку наявних у воді ТРЕ досліджуваного регіону цих речовин та відсутність їх синергетичної чи адитивної дії з рештою гідрохімічних показників якості річкових екосистем.

Аналіз виду жаба озерна дозволяє відзначити, що коефіцієнт забруднення поверхневих вод мав середню кореляцію із прикріпленими мікроядрами покривного епітелію ($r = 0,56$) та лише помірну кореляцію із ФА та MN-індексом (відповідно, $r = 0,36$ та $r = 0,43$). Серед окремих показників якості води з показником ФА жаби озерної мали помірний кореляційний зв'язок фосфати ($r = 0,33$) і цинк ($r = 0,43$) та середній ($r = 0,58$) мідь. З MN-індексом помірно корелювали вміст у воді заліза ($r = 0,49$) і показник БСК ($r = 0,33$) та середньо корелювали вміст міді ($r = 0,52$) та цинку ($r = 0,57$). Варіабельність ознак помірно корелювала із показником БСК ($r = -0,43$), вмістом у воді амонію ($r = -0,46$), нітритів ($r = -0,48$), сульфатів ($r = 0,44$), хлоридів ($r = 0,34$) і фосфатів ($r = -0,40$) та мала середню обернену кореляцію із нітратами ($r = -0,51$).

Дещо вищими виявились кореляційні зв'язки показників гомеостазу виду ропуха очеретяна. Зокрема, коефіцієнт забруднення поверхневих вод мав середню кореляцію як із рівнями ФА ($r = 0,53$), так і з MN-індексом ($r = 0,63$) покривного епітелію.

Серед окремих показників якості води найбільш тісна кореляція із ядерними порушеннями була виявлена для вмісту міді ($r = 0,75$).

Вміст у воді цинку мав середню кореляцію як із ФА ($r = 0,60$), так і зі всіма формами ядерних порушень ($r = 0,61-0,66$). Варіабельність ознак середньо корелювала із показником БСК ($r = -0,50$), вмістом у воді амонію ($r = -0,68$), нітратів ($r = 0,59$) і нітритів ($r = 0,52$), помірно із сульфатами ($r = 0,32$), хлоридами ($r = 0,47$) і фосфатами ($r = -0,43$).

Таким чином, можна стверджувати про відносно більшу індикаційну чутливість виду ропуха очеретяна та діагностичну точність показників його гомеостазу при проведенні оцінки стану гідроекосистем.

РОЗДІЛ 4

БІОАКУМУЛЯЦІЯ ТОКСИКАНТІВ У ВОДНИХ ОРГАНІЗМАХ РІЗНИХ СИСТЕМАТИЧНИХ ГРУП

Встановлено, що хімічний елементарний склад живих організмів – результат інтеграції не менше як п'яти основних груп факторів:

- фізико-географічних, що включають в себе геохімічні особливості біогеохімічних провінцій і локальні еколого-геохімічні особливості екосистем; до цієї групи факторів можна віднести найважливіші абіогенні фактори і в першу чергу – концентрацію металів в природних середовищах (у їжі – для тварин);
- видових, статевих, вікових і індивідуальних особливостей живих організмів;
- біологічної ролі хімічних елементів;
- структурних особливостей популяцій живих організмів;
- біопродукційних процесів у екосистемах [11].

4.1. Накопичення важких металів у організмі лабораторних гідробіонтів

У дослідах з мечоносцями *Xiphophorus helleri* досліджено ріст і рівень накопичення хрому. Одержані результати свідчать, що в цілому зі зростанням концентрації хрому у воді збільшується і його накопичення організмом. Проте нами не виявлено прямої залежності між концентрацією у воді та вмістом хрому в тілі риб, хоч в цілому тенденція до зростання вмісту хрому у тілі піддослідних риб із зростанням його концентрації у воді має місце (табл. 4.1).

Таблиця 4.1

Маса тіла у *Xiphophorus helleri* та вміст у ньому хрому через 45 діб експерименту (маса тіла на початку експерименту складала 247 ± 19 мг) ($M \pm m$, $n=7$)

Концентрація хрому, мг $\text{Cr}^{6+}/\text{дм}^3$	Маса тіла, мг	Вміст хрому в тілі, мкг/г сухої маси
Контроль	668 ± 32	$2,70 \pm 0,18$
0,001	491 ± 29	$3,56 \pm 0,26$
0,010	479 ± 34	$3,69 \pm 0,23$
0,100	525 ± 43	$3,84 \pm 0,32$
1,000	410 ± 51	$7,02 \pm 0,81$

Аналогічні результати отримані і в експериментах з *Carassius auratus auratus* (табл. 4.2).

І в цьому випадку ні рівень накопичення, ні ефект впливу його на показники росту не відповідали загальноприйнятій формулі Габера: $w = C \times t$; де: w – сила дії, C – концентрація, t – час дії токсиканта.

Таблиця 4.2

Ріст і накопичення хрому у *Carassius auratus auratus* (віком від 1 до 2 місяців) за різної концентрації Cr^{6+} у воді ($M \pm m$, $n = 10$)

Концентрація хрому, мг $\text{Cr}^{6+}/\text{дм}^3$	Вміст хрому в тілі, мкг/г сухої маси	Питома швидкість росту % від контролю	Ефективність засвоєння їжі, % від контролю	
Контроль	$2,23 \pm 0,15$	–	19,7	–
0,001	$3,84 \pm 0,29$	101,5	21,3	108
0,010	$5,18 \pm 0,40$	103,8	25,5	129
0,100	$3,96 \pm 0,26$	99,4	21,9	111
1,000	$4,79 \pm 0,31$	86,3	19,1	97
10,000	$9,81 \pm 0,71$	27,4	5,8	29
50,000	$14,03 \pm 1,02$	7,4	1,1	6

Слід звернути увагу на кілька важливих обставин. По-перше, в усіх варіантах досліджуваного рівня стандартного обміну був мінімальним. А саме за величиною стандартного обміну можна наближено оцінювати мінімальні енергетичні потреби організму для підтримання своєї життєдіяльності. Таким чином, як видно з табл. і рис. наявність йонів хрому навіть при концентрації $0,001 \text{ мгCr}^{6+}/\text{дм}^3$ викликає істотне зростання енерговитрат організму на підтримання життєдіяльності.

По-друге, рівень стандартного обміну майже прямо пропорційний концентрації хрому у воді, крім концентрації $0,100 \text{ мг/дм}^3$, для якої характерний максимальний рівень як стандартного, так і травного обмінів.

4.2. Накопичення важких металів у організмах гідробіонтів природних водойм

4.2.1. Фіто-, зоопланктон та зообентос

Біоценотичні угруповування водних екосистем це різні групи гідробіонтів рослинного і тваринного походження, які відбивають взаємозв'язки між гідробіонтами в разі перенесення енергії через різні трофічні рівні. Так, фіто-, зоопланктон та зообентос створюють природну кормову базу риб, а деякі їх види є ведучими індикаторними формами, або сапробними організмами.

Відбір проб у створах, передбачених програмою досліджень виявив, що серед представників фітопланктону в пробах переважали *Pandorina morum*, *Chlamydomonas*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Asterionella formosa*, *Anabaena flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*; серед представників зоопланктону: коловертки (*Asplanchna priodonta*, *Brachionus Benini*, *Keratella quadrata*), гіллястовусі ракоподібні (*Daphnia magna*, *Moina restirostris*, *Bosmina longirostris*) та веслоногі ракоподібні (*Cyclops*, *Diaptomus*, *Nauplius*); серед представників м'якого зообентосу: *Artemia salina*, *Chironomus*, *Trioptera*.

Серед представників «твердого» зообентосу – легеневі молюски *Limnaea Truncatula*, *Planorbis corneus* та *Valvata piscinalis* та двостулкові молюски *Anodonta* (жабурниця) та *Unio* (перлівниця) (табл. 4.3).

Таблиця 4.3

Гідробіологічна характеристика річки Замчисько

створ	Мікроорганізми, кл/мл	Фітопланктон, тис. кл/дм ³	Зоопланктон,		Зообентос «твердий», екз./м ²
			екз/м ³	мг/м ³	
№1 (відстань від гирла 25,1 км)	2,0	0,9	550	3,8	50
№5 (відстань від гирла 11,9 км)	6,0	3,1	420	3,1	30
№6 (відстань від гирла 2,5 км)	4,8	2,4	200	1,8	65
Всередньому по річ	4,3	2,1	390	3,0	60,3

Найбільший розвиток мікроорганізмів у період піку вегетаційного сезону, спостерігався за мікроорганізмами і фітопланктоном – у найбільш забрудненій ділянці водотоку, що може бути пояснене проявом процесів евтрофікацій; за зоопланктоном – у створі, де якість води є найкращою, що може бути пояснене переважанням сапробіонтів. Кількість молюсків виявилась найбільшою у створі №6, який характеризується середніми значеннями показників забруднення, що вочевидь, свідчить про здатність організмів-фільтраторів обирати найбільш оптимальні ділянки водойм, з точки зору сприятливості їх життєдіяльності.

Визначення вмісту ВМ у гідробіонтах проводили способом атомно-абсорбційної спектрофотометрії (ААС), що базується на здатності вільних незбуджених атомів хімічного елементу поглинати (абсорбувати) світло строго визначеної для кожного типу елементів довжин хвиль [117]. Аналіз вели експрес-методом відповідно стандартів та нормативних документів, за допомогою приладу SEMI-600 (Україна) [165] в лабораторії кафедри екології НУВГП. Перехід хімічного елемента з іонного в атомний стан відбувається в графітовому електротермічному атомізаторі при температурах від 1400° С до 2400° С, залежно від хімічного елемента. Кожна проба піддавалась обробці у 3-5-кратній повторюваності. Обчислення значень вмісту ВМ в пробах здійснювалось за методом пропорцій, за формулою:

$$C_x = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_i, \quad (4.1)$$

де n – кількість вимірювань; C_i – показ приладу з врахуванням знакомісця коми в одиницях концентрації [464].

Таблиця 4.4

Концентрації ВМ у фіто-, зоопланктоні та зообентосі

Вид дослідного матеріалу	Вміст важких металів, мг/кг								
	Zn			Cu			Mn		
	n	M	±m	n	M	±m	n	M	±m
Фітопланктон	3	5,56	1,13	3	3,7	0,52	3	5,16	0,47
Зоопланктон	3	6,73	0,94	3	4,5	0,33	3	6,34	0,72
Зообентос:									
ракоподібні	3	12,7	0,47	3	7,5	1,12	3	15,0	0,44
личинки, черви	3	35,5	1,05	3	29,4	0,81	4	38,5	1,35
молюски	3	26,8	0,75	3	14,8	0,34	5	19,1	0,67
в середньому		25,0	0,76		17,2	0,76		24,18	0,82

продовження табл. 4.4

Вид дослідного матеріалу	Вміст важких металів, мг/кг								
	Cd			Pb			As		
	n	M	±m	n	M	±m	n	M	±m
Фітопланктон	4	0,01	0,005	3	0,024	0,004	4	3,35	0,07
Зоопланктон	3	0,02	0,005	3	0,03	0,005	3	4,81	0,05
Зообентос:									
ракоподібні	3	0,07	0,004	3	0,1	0,04	3	0,25	0,04
личинки, черви	3	0,1	0,005	4	0,2	0,05	5	0,5	0,05
молюски	4	0,07	0,004	4	0,15	0,06	3	0,4	0,05
в середньому		0,08	0,004		0,15	0,005		0,39	0,005

Так, концентрації ВМ були найбільшими у зообентосі (Zn 25,0±0,76; Cu 17,2±0,76; Mn 24,18±0,82; Cd 0,08±0,004; Pb 0,15±0,005; As 0,39±0,005 мг/кг), найнижчими у фітопланктоні (Zn 5,56±1,13; Cu 3,7±0,52; Mn 5,16±0,47; Cd 0,01±0,005; Pb 0,024±0,004; As 0,35±0,007 мг/кг). Проміжне місце належало зоопланктону (Zn 6,73±0,94; Cu 4,5±0,33; Mn 6,34±0,72; Cd 0,02±0,005; Pb 0,03±0,005; As 4,81±0,05 мг/кг). За числови вираження концентрації елементів розташувались в ряд: Zn, Mn > Cu > As > Pb > Cd.

4.2.2. Риби

Результати проведеного нами аналізу по вивченню вмісту важких металів в рибах річки Замчисько (краснопірка, окунь, плітка, щука, лящ) представлені в табл. 4.5-4.10.

Серед всіх обраних для дослідження органів *Abramis brama* (L.), найбільший вміст ВМ був характерним для хребетної кістки (Cu 2,6±0,58; Mn 24,7±1,2; Zn 21,5±0,55; Cd 0,14±0,005; Pb 0,17±0,04; As 0,28±0,04 мг/кг).

Таблиця 4.5

Визначення вмісту ВМ у тканинах *Abramis brama* (L.), мг/кг

Тканина	Cu			Mn			Zn			Cd		
	n	M	±m									
Луска	7	2,2	0,63	5	14,5	1,12	5	12,9	0,41	4	0,05	0,004
Шкіра	5	2,4	0,71	3	15,4	0,92	4	15,2	0,62	3	0,05	0,003
М'язи	5	1,93	0,59	5	13,8	1,13	5	10,6	0,36	3	-	-
Зябра	3	2,2	0,68	3	16,2	1,1	3	14,0	0,54	5	0,05	0,007
Печінка	4	2,0	0,55	3	14,8	0,83	3	13,3	0,47	3	0,04	0,003
Хребетна кістка	6	2,6	0,58	4	24,7	1,2	5	21,5	0,55	3	0,01	0,005

продовження табл. 4.5

Тканина	Pb			As			Co		
	n	M	±m	n	M	±m	n	M	±m
Луска	3	0,09	0,007	3	0,13	0,05	4	-	-
Шкіра	3	0,12	0,006	3	0,22	0,04	5	сліди	-
М'язи	3	0,03	0,006	4	0,09	0,03	4	-	-
Зябра	3	0,11	0,003	4	0,25	0,07	3	-	-
Печінка	4	0,1	0,004	3	0,20	0,06	3	-	-
Хребетна кістка	3	0,17	0,005	3	0,28	0,04	5	сліди	-

Дещо меншими для шкіри (Cu $2,4 \pm 0,71$; Mn $15,4 \pm 0,92$; Zn $15,2 \pm 0,62$; Cd $0,08 \pm 0,003$; Pb $0,12 \pm 0,006$; As $0,22 \pm 0,04$ мг/кг) та зябрів (Cu $2,2 \pm 0,68$; Mn $16,2 \pm 1,1$; Zn $14,0 \pm 0,54$; Cd $0,08 \pm 0,007$; Pb $0,11 \pm 0,003$; As $0,25 \pm 0,007$ мг/кг), проміжне місце належало печінці та лусці риби (Cu $2,0 \pm 0,55$ та $2,2 \pm 0,63$; Mn $14,8 \pm 0,83$ та $14,51 \pm 1,12$; Zn $13,3 \pm 0,47$ та $12,9 \pm 0,41$; Cd $0,04 \pm 0,003$; Pb $0,1 \pm 0,004$ та $0,09 \pm 0,007$; As $0,20 \pm 0,006$ та $0,13 \pm 0,05$ мг/кг, відповідно). Найменші концентрації ВМ були виявлені у м'язах *Abramis brama* (L.) (Cu $1,93 \pm 0,59$; Mn $13,82 \pm 1,13$; Zn $10,6 \pm 0,36$; Pb $0,03 \pm 0,006$; As $0,09 \pm 0,03$ мг/кг).

Серед семи елементів ВМ, що визначались, найбільші величини у числовому вираженні мав Mn (від $13,82 \pm 1,13$ до $24,7 \pm 1,2$ мг/кг), дещо менші Zn (від $10,6 \pm 0,36$ до $21,5 \pm 0,55$ мг/кг), ще менші Cu (від $1,93 \pm 0,59$ до $2,6 \pm 0,58$ мг/кг). Свинець та миш'як були виявлені ще в менших концентраціях (від $0,03 \pm 0,006$ до $0,17 \pm 0,04$ мг/кг Pb; та від $0,09 \pm 0,03$ до $0,28 \pm 0,04$ мг/кг As), але в усіх органах. Найнижчими виявились концентрації Cd в частинах тіла риби, а у м'язах концентрація даного елемента знаходилась поза межами чутливості визначення. Не було виявлено вмісту Co в організмі даного виду, за виключенням шкіри та хребетної кістки, де було зафіксовано сліди елемента, числове вираження яких не є доцільним.

Отже, за числовим вираженням концентрації елементів ВМ розташувались у такий ряд: Mn > Zn > Cu > As > Pb > Cd > Co; за величиною накопичення у частинах організму: хребетна кістка > шкіра > зябра > луска > печінка > м'язи.

Вміст ВМ у тканинах *Scardinius erythrophthalmus* (L.) мав певну закономірність розподілу (табл. 4.6). Так, найбільшими виявились концентрації елементів у хребетній кістці (Cu 3,1±0,4; Mn 22,43±1,12; Zn 26,2±0,55; Cd 0,07±0,005; Pb 0,12±0,004; As 0,17±0,04 мг/кг) та у шкірі (Cu 2,8±0,3; Mn 13,25±1,1; Zn 20,4±0,52; Cd 0,05±0,006; Pb 0,10±0,004; As 0,20±0,004 мг/кг).

Таблиця 4.6

Вміст важких металів у тканинах *Scardinius erythrophthalmus* (L.), мг/кг

Тканина	Cu			Mn			Zn			Cd		
	n	M	±m	n	M	±m	n	M	±m	n	M	±m
Луска	7	1,9	0,5	4	11,2	1,24	3	16,8	0,34	4	0,05	0,006
Шкіра	4	2,8	0,3	3	13,2	1,1	3	20,4	0,52	3	0,05	0,006
М'язи	7	1,8	0,61	3	10,7	1,45	3	15,0	0,62	3	-	-
Зябра	3	2,4	0,72	3	16,0	1,81	2	19,7	0,64	5	0,04	0,005
Печінка	3	2,7	0,71	3	18,0	1,21	3	22,1	0,75	3	0,05	0,006
Хребетна кістка	3	3,1	0,4	3	22,4	1,12	3	26,2	0,55	3	0,07	0,005

продовження табл. 4.6

Тканина	Pb			As			Co		
	n	M	±m	n	M	±m	n	M	±m
Луска	3	0,07	0,005	3	0,10	0,05	4	-	-
Шкіра	3	0,10	0,004	3	0,20	0,04	3	-	-
М'язи	4	0,03	0,005	4	0,10	0,03	4	-	-
Зябра	3	0,10	0,003	4	0,22	0,07	3	-	-
Печінка	4	0,08	0,004	3	0,20	0,06	3	-	-
Хребетна кістка	3	0,12	0,004	3	0,18	0,04	5	сліди	-

Дещо меншим був вміст ВМ у печінці (Cu 2,7±0,71; Mn 18,0±1,21; Zn 18,1±0,75; Cd 0,05±0,006; Pb 0,08±0,004; As 0,20±0,06 мг/кг) та зябрах (Cu 2,4±0,82; Mn 16,02±1,81; Zn 19,65±0,64; Cd 0,04±0,005; Pb 0,08±0,004; As 0,20±0,06 мг/кг).

Ще меншими концентрації досліджуваних елементів виявились у лусці (Cu 1,9±0,5; Mn 11,23±1,24; Zn 16,89±0,34; Cd 0,05±0,006; Pb 0,07±0,005; As 0,10±0,05 мг/кг), а останнє місце тут посіли м'язи риби (Cu 1,8±0,61; Mn 10,67±1,45; Zn 15,0±0,62; Pb 0,03±0,005; As 0,10±0,03 мг/кг).

За характером накопичення певних елементів також простежується певна схема. А саме, найбільше значення у числовому вираженні мав Zn (від 15,0±0,62 до 26,2±0,55 мг/кг), дещо менші значення були характерні для Mn (від 10,67±1,45 до 22,43±1,12), ще менші для Cu (від 1,8±0,61 до 3,1±0,4).

У порядку зменшення цей ряд продовжили As (від $0,10 \pm 0,03$ до $0,18 \pm 0,04$ мг/кг), Pb (від $0,03 \pm 0,005$ до $0,12 \pm 0,004$) та Cd (від слідів у м'язах до $0,07 \pm 0,005$ мг/кг у хребетній кістці). Кобальт було виявлено лише у хребетній кістці в слідовій концентрації.

У тканинах організму *S. erythrophthalmus* за числовим вираженням концентрації елементів розташувались в ряд Zn > Mn > Cu > As > Pb > Cd > Co; за величиною накопичення в частинах організму: хребетна кістка > шкіра > печінка > зябра > луска > м'язи.

Найбільші концентрації ВМ *Perka fluviatilis* (L.) мала хребетна кістка (Cu $3,5 \pm 0,4$; Mn $24,30 \pm 1,15$; Zn $25,21 \pm 0,55$; Cd $0,08 \pm 0,005$; Pb $0,15 \pm 0,004$; As $0,28 \pm 0,004$ мг/кг) (табл. 4.7).

Таблиця 4.7

Вміст важких металів у тканинах *Perka fluviatilis* L., мг/кг

Тканина	Cu			Mn			Zn			Cd		
	n	M	$\pm m$									
Луска	7	2,63	0,8	7	16,7	1,05	6	14,6	0,67	3	0,04	0,005
Шкіра	4	2,7	0,5	3	19,5	1,1	3	19,4	0,52	3	0,05	0,006
М'язи	5	2,3	0,4	5	12,5	0,97	5	11,2	0,55	3	0,04	0,005
Зябра	5	2,35	0,8	5	18,8	1,12	4	15,9	0,73	3	0,06	0,005
Печінка	3	2,5	0,75	3	19,5	1,27	3	17,1	0,66	3	0,05	0,006
Хребетна кістка	3	3,5	0,4	3	24,3	1,15	3	25,2	0,55	3	0,08	0,005

продовження табл. 4.7

Тканина	Pb			As			Co		
	n	M	$\pm m$	n	M	$\pm m$	n	M	$\pm m$
Луска	3	0,08	0,006	3	0,15	0,05	4	-	-
Шкіра	3	0,12	0,005	3	0,20	0,04	3	сліди	-
М'язи	4	0,05	0,005	4	0,13	0,03	4	-	-
Зябра	3	0,16	0,007	4	0,20	0,07	3	сліди	-
Печінка	4	0,10	0,005	3	0,22	0,06	3	-	-
Хребетна кістка	3	0,15	0,004	3	0,28	0,04	3	сліди	-

Дещо менші концентрації елементів відмічались у шкірі (Cu $2,7 \pm 0,5$; Mn $19,5 \pm 1,1$; Zn $19,4 \pm 0,52$; Cd $0,05 \pm 0,006$; Pb $0,12 \pm 0,005$; As $0,20 \pm 0,04$ мг/кг), майже на тому ж рівні були зябра (Cu $2,35 \pm 0,8$; Mn $18,83 \pm 1,12$; Zn $15,87 \pm 0,73$; Cd $0,06 \pm 0,005$; Pb $0,16 \pm 0,007$; As $0,20 \pm 0,07$ мг/кг), ще меншими були концентрації ВМ у печінці (Cu $2,5 \pm 0,75$; Mn $19,5 \pm 1,27$; Zn $17,12 \pm 0,66$; Cd $0,05 \pm 0,006$; Pb $0,10 \pm 0,005$; As $0,22 \pm 0,06$ мг/кг) та лусці (Cu $2,63 \pm 0,8$; Mn $16,67 \pm 1,05$; Zn $14,63 \pm 0,67$; Cd $0,04 \pm 0,005$; Pb $0,08 \pm 0,006$; As $0,15 \pm 0,05$ мг/кг). Найменший вміст елементів було встановлено у м'язах *P. fluviatilis* (Cu $2,3 \pm 0,4$; Mn $12,51 \pm 0,97$; Zn $11,19 \pm 0,55$; Cd $0,04 \pm 0,005$; Pb $0,05 \pm 0,005$; As $0,13 \pm 0,03$ мг/кг).

Найбільші значення концентрацій були характерні для Mn (від $12,51 \pm 0,97$ до $24,30 \pm 1,15$ мг/кг) і Zn (від $11,19 \pm 0,55$ до $25,21 \pm 0,55$ мг/кг). Вміст Cu в органах риби знаходився в межах $2,3 \pm 0,4 \dots 3,5 \pm 0,4$ мг/гк. Далі, в порядку зменшення розташувались As (від $0,13 \pm 0,03$ до $0,28 \pm 0,04$ мг/гк), Pb (від $0,05 \pm 0,005$ до $0,15 \pm 0,004$ мг/кг) та Cd (від $0,04 \pm 0,005$ до $0,08 \pm 0,005$ мг/кг). По кобальту були виявлені слідові концентрації у хребетній кістці, зябрах та шкірі.

За числовим вираженням концентрації елементів в організмі *P. fluviatilis* розташувались в ряд: Mn > Zn > Cu > As > Pb > Cd > Co; за величиною накопичення в різних частинах тіла риби: хребетна кістка > шкіра > зябра > печінка > луска > м'язи.

У тканинах плітки *Rutilus rutilus* (L.) також простежується певна схема розподілу концентрацій елементів у різних частинах тіла риби (табл. 4.8).

Таблиця 4.8
Вміст важких металів у тканинах *Rutilus rutilus* (L.), мг/кг

Тканина	Cu			Mn			Zn			Cd		
	n	M	$\pm m$									
Луска	5	1,93	0,43	5	13,5	1,07	4	9,06	0,12	3	0,03	0,004
Шкіра	3	2,1	0,37	3	17,5	1,1	3	13,4	0,5	3	0,04	0,004
М'язи	5	1,52	0,35	7	12,3	0,9	5	7,82	0,1	4	0,03	0,005
Зябра	5	2,21	0,4	5	19,0	1,41	4	11,0	1,17	3	0,05	0,004
Печінка	3	2,5	0,62	3	18,4	1,27	3	15,2	0,55	3	0,05	0,005
Хребетна кістка	3	2,7	0,5	3	23,0	1,15	3	20,1	0,47	3	0,08	0,005

продовження табл. 4.8

Тканина	Pb			As			Co		
	n	M	$\pm m$	n	M	$\pm m$	n	M	$\pm m$
Луска	5	0,05	0,006	4	0,12	0,05	3	-	-
Шкіра	3	0,09	0,005	3	0,19	0,04	3	-	-
М'язи	4	0,03	0,005	5	0,10	0,03	3	-	-
Зябра	3	0,12	0,007	4	0,15	0,07	3	-	-
Печінка	4	0,10	0,005	3	0,18	0,06	3	-	-
Хребетна кістка	3	0,14	0,004	4	0,20	0,04	3	-	-

Найвищі концентрації елементів було виявлено у хребетній кістці (Cu $2,7 \pm 0,5$; Mn $23,0 \pm 1,15$; Zn $20,1 \pm 0,47$; Cd $0,08 \pm 0,005$; Pb $0,14 \pm 0,004$; As $0,20 \pm 0,04$ мг/кг), дещо менші у шкірі (Cu $2,1 \pm 0,37$; Mn $17,51 \pm 1,1$; Zn $13,4 \pm 0,5$; Cd $0,04 \pm 0,004$; Pb $0,09 \pm 0,005$; As $0,19 \pm 0,04$ мг/кг) і зябрах (Cu $2,21 \pm 0,4$; Mn $19,0 \pm 1,41$; Zn $11,02 \pm 1,17$; Cd $0,05 \pm 0,004$; Pb $0,12 \pm 0,007$; As $0,15 \pm 0,07$ мг/кг).

У лусці даного виду було встановлено Cu $1,93 \pm 0,43$ мг/кг, що було дещо більше, ніж в зябрах. Концентрації решти елементів проявили подібну закономірність накопичення, як і в решти видів (Mn $13,49 \pm 1,07$; Zn $9,06 \pm 0,12$; Cd $0,03 \pm 0,004$; Pb $0,05 \pm 0,006$; As $0,12 \pm 0,005$ мг/кг).

Серед семи елементів, що визначались найбільшими у числовому вираженні були концентрації Mn (від $12,25 \pm 0,9$ до $23,0 \pm 1,15$ мг/кг) і Zn (від $7,82 \pm 0,1$ до $20,1 \pm 0,47$ мг/кг). Вміст Cu був в межах $1,93 \pm 0,35$... $2,7 \pm 0,5$ мг/кг. Далі у порядку зменшення знаходились As (від $0,10 \pm 0,03$ до $0,2 \pm 0,04$ мг/кг), Pb (від $0,03 \pm 0,005$ до $0,140,004$ мг/кг) та Cd (від $0,03 \pm 0,005$ до $0,08 \pm 0,005$ мг/кг). Концентрації Co в організмі риби знаходились поза межами чутливості визначення.

За числовим вираженням концентрації елементів розташувались в ряд: Mn > Zn > Cu > As > Pb > Cd > Co; за величиною накопичення в частинах організму: хребетна кістка > шкіра > зябра (крім Cu) > печінка > луска > м'язи.

Найбільші концентрації елементів у тканинах щуки *Esox Lucius* (L.) були зафіксовані у хребетній кістці (Cu $3,8 \pm 0,55$; Mn $22,7 \pm 1,22$; Zn $29,4 \pm 0,5$; Cd $0,10 \pm 0,005$; Pb $0,18 \pm 0,006$; As $0,23 \pm 0,04$ мг/кг), дещо менші у зябрах (крім Zn) - Cu $3,47 \pm 1,71$; Mn $20,56 \pm 1,82$; Zn $18,94 \pm 1,22$; Cd $0,07 \pm 0,004$; Pb $0,13 \pm 0,006$; As $0,23 \pm 0,04$ мг/кг (табл. 4.9).

Таблиця 4.9

Вміст важких металів у тканинах *Esox lucius* L., мг/кг

Тканина	Cu			Mn			Zn			Cd		
	n	M	$\pm m$									
Луска	3	2,5	0,56	3	15,7	1,1	3	14,9	0,71	3	0,06	0,005
Шкіра	3	2,85	0,35	3	20,0	1,13	3	20,7	0,61	3	0,04	0,004
М'язи	3	3,5	1,78	3	19,2	1,63	3	17,3	1,01	5	0,06	0,006
Зябра	2	3,47	1,71	3	20,6	1,82	2	18,9	1,22	3	0,07	0,004
Печінка	3	3,35	0,67	3	22,5	1,25	3	24,1	0,47	3	0,07	0,005
Хребетна кістка	3	3,8	0,55	3	22,7	1,22	3	29,4	0,5	3	0,10	0,005

продовження табл. 4.9

Тканина	Pb			As			Co		
	n	M	$\pm m$	n	M	$\pm m$	n	M	$\pm m$
Луска	5	0,09	0,007	3	0,15	0,05	3	сліди	-
Шкіра	4	0,12	0,005	3	0,21	0,04	3	сліди	-
М'язи	4	0,08	0,007	3	0,12	0,03	3	-	-
Зябра	3	0,13	0,006	3	0,18	0,07	3	сліди	-
Печінка	5	0,14	0,005	3	0,21	0,06	3	сліди	-
Хребетна кістка	3	0,18	0,006	3	0,23	0,04	3	сліди	-

Проміжне місце серед решти тканин належало печінці (Cu 3,35±0,67; Mn 20,5±1,25; Zn 24,1±0,47; Cd 0,07±0,005; Pb 0,14±0,005; As 0,21±0,06 мг/кг) та шкірі (Cu 2,85±0,35; Mn 20,0±1,13; Zn 20,7±0,61; Cd 0,04±0,004; Pb 0,12±0,005; As 0,21±0,04 мг/кг). У м'язах *Esox lucius* L. вміст Cu становив 3,5±1,78 (найвище значення по міді серед решти видів риб); вміст Mn 19,2±1,63; Zn 17,33±1,01; Cd 0,06±0,006; Pb 0,08±0,007; As 0,12±0,03 мг/кг, що не було характерним для інших видів риб, де вміст ВМ у м'язах був найменшим.

На останньому місці серед тканин щуки знаходилась луска, де вміст Cu становив 2,5±0,56, вміст Mn 15,71±1,1; Zn 14,95±0,71; Cd 0,06±0,005; Pb 0,09±0,007; As 0,15±0,005 мг/кг.

Серед семи елементів, які визначались найбільші значення у числовому вираженні були характерними для Zn і Mn (від 14,95±0,71 до 29,4±0,5 та від 15,71±1,1 до 22,7±1,22 мг/кг, відповідно), наступними у порядку зменшення виявились концентрації Cu (від 2,5±0,56 до 3,8±0,55 мг/кг). Ще меншими були концентрації As (від 0,12±0,03 до 0,23±0,04 мг/кг), Pb (від 0,08±0,007 до 0,18±0,006 мг/кг) та Cd (від 0,04±0,004 до 0,10±0,005 мг/кг). Порівняно з іншими видами, в організмі *E. lucius*, сліди Co виявлялись частіше.

За числовим вираженням концентрації елементів розташувались в ряд: Mn, Zn > Cu > As > Pb > Cd > Co; за величиною накопичення в частинах організму: хребетна кістка > шкіра > зябра > печінка > м'язи > луска.

Серед усіх проаналізованих видів риб найбільші концентрації всіх елементів були характерні для щуки (табл. 4.10).

Таблиця 4.10

Загальний вміст важких металів у організмі досліджуваних видів риб, мг/кг

Вид риби	Cu		Mn		Zn		Cd	
	М	ГДК	М	ГДК	М	ГДК	М	ГДК
Лящ	2,22	20,0	16,57	-	14,58	40,0	0,04	0,2
Плітка	2,1		17,28		12,76		0,05	
Краснопірка	2,4		15,27		20,04		0,05	
Окунь	2,66		18,55		17,24		0,05	
Щука	3,2		19,78		20,9		0,06	

продовження табл. 4.10

Вид риби	Pb		As		Co
	М	ГДК	М	ГДК	М
Лящ	0,1	1,0	0,2	1,0	сліди
Плітка	0,09		0,16		-
Краснопірка	0,08		0,17		сліди
Окунь	0,11		0,2		сліди
Щука	0,12		0,18		сліди

Далі йшли окунь та лящ, найменший вміст важких металів був виявлений в організмі краснопірки, за виключенням вмісту цинку та плітки.

Серед семи досліджуваних елементів ВМ, за числовим вираженням, найбільші концентрації в організмах проаналізованих видів риб були характерними для Mn (від $15,27 \pm 1,32$ до $19,78 \pm 1,36$ мг/кг) та Zn (від $12,76 \pm 0,49$ до $20,9 \pm 0,75$ мг/кг). Дещо меншими були концентрації Cu (від $2,1 \pm 0,45$ до $3,2 \pm 0,94$ мг/кг). Ще меншими виявились концентрації As (від $0,16 \pm 0,005$ до $0,2 \pm 0,05$). Концентрації Pb та Cd відповідали значенням від $0,08 \pm 0,004$ до $0,12 \pm 0,006$ та від $0,04 \pm 0,004$ до $0,06 \pm 0,004$ мг/кг, відповідно. Поза межами чутливості визначення знаходився вміст Co в організмі плітки, в решти видів риб було виявлено сліди даного елемента в окремих органах (рис. 4.1).

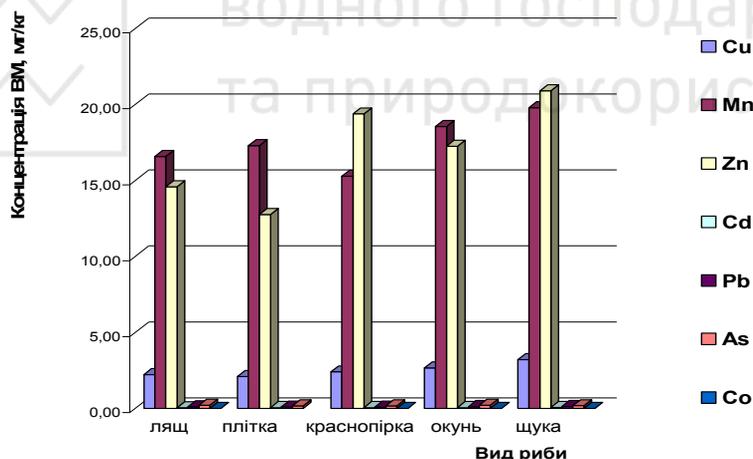


Рис. 4.1. Розподіл загального вмісту ВМ в організмах досліджуваних видів риб, мг/кг

Отже, проведене визначення вмісту ВМ в організмах риб дозволило простежити наступні закономірності їх розподілу:

- за ступенем накопичення в тканинах різних частин тіла риб: хребетна кістка > шкіра > зябра > печінка > луска > м'язи
- за величиною накопичення в організмі риб, елементи проявляють активність: Mn, Zn > Cu > As > Pb > Cd > Co;
- за чутливістю до впливу ВМ, види риб розташувались в наступний ряд: щука > окунь > краснопірка > лящ > плітка

Порівняння отриманих даних з допустимими рівнями ВМ у рибній продукції [172] (табл. 4.10), дозволяє помітити відсутність перевищень нормативів; та стверджувати про придатність риб водойм III класу якості до споживання у харчових потребах.

4.2.3. Макрофіти

Для з'ясування механізму самоочисної здатності природних вод існує цілий комплекс методів, які окремо вирішують певні питання цієї проблеми та спільно дають узагальнену характеристику функціонування водної екосистеми. Вагомою складовою тут є інформація про накопичення та міграцію важких металів (ВМ) у гідробіоценозах, які є результатом протікання біогідрохімічних кругообігів у водних об'єктах. Здатність гідробіонтів нагромаджувати певні елементи на які багате середовище існування робить їх не лише гідрохімічними індикаторами цих елементів, але й біологічними фільтрами.

Перші узагальнені дані з даного питання висвітлили у своїй роботі Метєлев В.В., Канаєв А.І., Дзасохова Н.Г. [465]. На даний час детально вивчені токсичність та шкідливий вплив ВМ на гідробіосу [466], розроблені екологічні нормативи фонового вмісту їх іонів у воді річок [467]. Існує достатньо даних про накопичення ВМ в окремих компонентах водойм, залежно від складу та об'єму джерел забруднень; забезпеченості річного стоку; фракційного складу донних наносів; внутрішньоводоймних сезонних гідробіологічних процесів у періоди зимової межени та весняної повені [468; 469]. Найменш вивчено механізм розподілу валового вмісту ВМ у екосистемах річок.

Проективне покриття макрофітами на витoku досліджуваної річки Замчисько становить 7%, у гирлі 8%.

Флористичний список угруповань водних рослин річки налічує 65 видів. Майже по усій довжині домінують ценози *Glycerietum maximae*. На непроточних та малопроточних ділянках часто зустрічаються угруповання асоціації *Phragmitetum communis*. Серед укорінених нейстофітів переважають ценози асоціації *Nupharo lutei* – *Nymphaeetum albae*. З вільноплаваючих на поверхні води рослин у середній течії річки найчастіше зустрічається жабурник звичайний (*Hydrocharis morsusraeae*). Серед занурених укорінених рослин найчастіше зустрічається рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus*). На малопроточних ділянках (м. Костопіль) домінували ценози *Ceratophylletum demersi*, *Potametum perfoliati*, але були також великі угруповання *Potametum crispi*, *Potametum lucentis*.

Зарості макрофітів нижче міста займають площу до 8%. Вони бідніші у видовому відношенні ніж рослинність середньої течії річки. Тут не зустрічаються чутливі до забруднення види *Iris pseudacorus*, *Lemna trisulca*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Equisetum fluviatile*.

Зовнішній вигляд водотоку значно змінюється в нижній течії річки. Зростання швидкості течії до 0,2-0,4 м/с при глибині від 0,2 до 0,3 м у межень, піщано-крейдяне дно без мулових відкладень пояснюють випадіння видів з плаваючим листям та слабкий розвиток прибережно-водної рослинності (проективне вкриття у ценозах 0,1-1%) на ділянці

річки нижче с. В. Любаша. Із занурених рослин тут зафіксовано одиничні екземпляри рдесника кучерявого (*P. crispus*), який росте у заглибинах дна та має розміри 10-20 см. Проте, порівняно з маловидовими фітоценозами, які переважали в створі з найбруднішою водою нижче м. Костопіль (ств. 2.4), ділянка водотоку біля гирла характеризується більшою різноманітністю угруповань гелофітів – тут знову з'являються одиничні екземпляри та розріджені зарості півників (*I. pseudacorus*), хвоща (*E. fluviatile*), щавлю прибережного (*Rumex hydrolapathum*) і ін.

Екосистема малої річки зазнає найбільшого забруднення нижче скиду недостатньо очищених промислових та господарсько-побутових стічних вод м. Костопіль (створ гідрохімічного контролю № 5). Тут серед фітоценозів судинних макрофітів найбільшого розвитку мали угруповання повітряно-водних рослин, з домінуванням лепешняка великого (*Glyceria maxima*), м'яти водяної (*Mentha aquatica* L.), незабудки болотної (*Myosotis palustris* L.); а також ценози занурених рослин з переважанням жовтецю водяного (*Batrachium circinatum* Spach) та елодеї канадської (*Elodea canadensis* Michx.).

У фітомасі домінуючих видів нами було встановлено концентрацію таких ВМ як мідь (Cu), цинк (Zn), марганець (Mn), кадмій (Cd), свинець (Pb), миш'як (As), кобальт (Co). Визначення проводили у тканинах різних частин рослини – надводній і підводній.

Серед проаналізованих рослин найбільшими концентраціями ВМ характеризувалась елодея канадська (Zn 132,2±0,78; Mn 147,3±2,61; Cu 12,0±0,32 мг/кг сухої маси). Майже втричі нижчий вміст цинку і марганцю у тканинах жовтецю водяного, проте Cu, ця рослина накопичує вдвічі більше (Zn 39,4±0,37; Mn 44,0±0,92; Cu 24,9±1,320,47 мг/кг сухої маси). Деяко менші концентрації ВМ у тканинах лепешняка великого (Zn 14,4±1,17; Mn 15,6±0,95; Cu 6,63±1,32 мг/кг сухої маси). Ще меншими і майже на одному рівні були концентрації ВМ у тканинах м'яти водяної та незабудки болотної (відповідно 14,75±1,19 та 14,4±1,17 мг/кг Zn; 17,55±1,04 та 15,6±0,95 мг/кг Mn; 2,9±0,12 та 6,63±1,32 мг/кг сухої маси Cu).

У розподілі ВМ по частинах рослин, у надводній спостерігається майже вдвічі вища концентрація порівняно з підводною. Виключенням тут є вміст міді у лепешняку великому, де спостерігалась обернена залежність. Концентрація даного елемента у надводній частині рослини становила 3,8 мг/кг, а у підводній 6,2 мг/кг.

Концентрації таких елементів, як Cd, Pb, As, Co виявляли закономірність, подібну розподілу їх концентрацій у представниках іхтіофауни річки. Так, в числовому вираженні, їх значення розташувались в ряд: As > Pb > Cd > Co. Їх розподіл по частинах організму був таким, як і розподілі Zn, Mn та Cu. А саме, більші їх кількості накопичувались у надводній частині рослин. Щодо видового

розподілу у макрофітах, то найбільшими були концентрації у *Elodea Canadensis rich*, далі у порядку зменшення шли *Raminculus circinatus*, *Glyceria maxima*, *Mentha hydrata*, *Myosobis palus tris*.

Серед проаналізованих рослин найбільшими концентраціями характеризувався Mn (від $15,6 \pm 0,95$ до $97,3 \pm 2,61$ мг/кг). Дещо менші були концентрації Zn (від $14,4 \pm 1,17$ до $82,2 \pm 0,78$ мг/кг). Концентрації Cu від $2,9 \pm 0,12$ до $10,9 \pm 0,47$; As від $0,05 \pm 0,004$ до $0,2 \pm 0,05$ мг/кг. Концентрації Pb та Cd відповідали значенням від $0,07 \pm 0,005$ до $0,5 \pm 0,11$ та від $0,07 \pm 0,05$ до $0,3 \pm 0,12$ мг/кг, відповідно.

Накопичення ВМ макрофітами, мало вигляд: $Mn > Zn > Cu > As > Pb > Cd > Co$.

Відомо, що марганець, мідь і цинк є важливими мікроелементами у організмі рослин. Вони беруть участь у регуляції обміну речовин, активуючи багато ферментів. Для нормальної життєдіяльності ці елементи потрібні організму у різній кількості. Середній вміст марганцю у рослинах близько 0,001%; цей елемент зосереджується в листках і впливає на процеси росту клітин. Концентрація міді у рослинах становить до 0,2 мг/кг маси, причому близько 70% міді міститься у хлоропластах, переважно у вигляді білка пластоціаніну. Вміст цинку в рослинах становить 15...60 мг/кг сухої маси [470].

Отже, найбільші концентрації були характерні для марганцю – $97,3 \dots 15,6$ мг/кг та цинку – $82,2 \dots 14,4$ мг/кг, найменшим виявився вміст міді $10,9 \dots 2,9$ мг/кг (рис. 4.2).

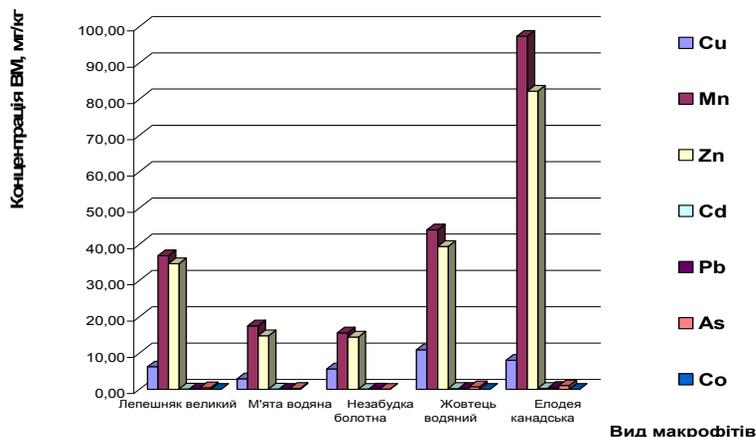


Рис. 4.2. Накопичення важких металів різними видами рослин р. Замчисько

В результаті наших досліджень, у біомасі рослин лише вміст цинку перебував у межах норми для рослин. Єдине виключення з подвійним перевищенням – елодея канадська.

Зафіксована нами порівняно вища концентрація ВМ у надводній частині повітряно-водних рослин, зумовлена фізіологічними особливостями обміну цих мікроелементів.

Отримані результати дослідження вмісту ВМ у судинних макрофітах р. Замчисько можуть певною мірою доповнити пояснення випадіння деяких видів водних рослин, виявлені у попередніх дослідженнях з фітоіндикації стану екосистеми. Підтверджуються і результати досліджень інших науковців у цій галузі, – що найбільшою чутливістю до якості води володіють занурені рослини, оскільки контакт з водним середовищем у них максимальний. Найбільший контакт забезпечує вільне проникнення у тканини мікроелементів, які при перевищенні фізіологічних норм стають токсичними для організму і призводять до його загибелі. Це проявляється випадінням виду з фітоценозу у місцях забруднення.

Узагальнюючи наведене вище, можна сформулювати наступні висновки:

- за числовим вираженням концентрації елементів у рослинах, можуть бути представлені у вигляді такого ряду: $Mn > Zn > Cu > As > Pb > Cd > Co$;

- за здатністю до накопичення ВМ, макрофіти розташувались у наступний ряд: елодея канадська > жовтець водяний > лепешняк великий > м'ята водяна > незабудка болотна.

РОЗДІЛ 5

ЯКІСНА ТА КІЛЬКІСНА ОЦІНКА ПРОЯВУ ТОКСИЧНОСТІ СЕРЕДОВИЩА ЗА ВІДГУКОМ БІОСИСТЕМ

5.1. Біопродукційний підхід

Вивчення продуктивності біосистем за умов різного ступеня забруднення середовища (зокрема йонами та сполуками важких металів) необхідне для встановлення кількісних співвідношень між рівнем інтоксикації середовища і найважливішими біопродукційними параметрами; кількісної оцінки стану якості середовища за змінами в потужності енергопотуку, ефективності трансформації енергії та за рівнем ентропії в системі; оцінки напрямків, масштабів та наслідків забруднення екосистем. З'ясування цих питань дає змогу підійти і до кількісної оцінки ємності різноманітних екосистем до забруднень, а продукційно-енергетичні показники та співвідношення між ними можуть розглядатися як інтегральні й досить інформативні критерії стану екосистеми в цілому.

Нами запропоновано новий інтегральний критерій стану якості водного середовища за біопродукційними параметрами біосистем – індекс оптимальності середовища, який однаково успішно може використовуватися як для автотрофних, так і для гетеротрофних організмів різних груп, їхніх популяцій і угруповань, водночас відрізняючись від інших біопродукційних показників найбільшою чутливістю до забруднення середовища. Встановлені загальні закономірності змін ентропії в біо- і екосистемах за різного рівня токсичного навантаження. На прикладі енергетичного й фосфорного обміну показано, що за інтоксикації середовища важкими металами відбуваються істотні порушення спряженості речовинно-енергетичних процесів, зокрема значне зростання рівня екскреції фосфору, зменшення його абсорбції з води, що призводить до зниження його вмісту в організмі риб.

Розроблено новий методологічний підхід до кількісної оцінки стану якості середовища за умов різного ступеня токсичного забруднення і антропогенного навантаження в цілому, який дозволяє ефективно використовувати біопродукційні й екотоксикологічні показники для оцінки змін у продукційно-енергетичних процесах. Зокрема встановлено, що навіть незначне зростання рівня забруднення водного середовища важкими металами викликає істотні коливання значень всіх біопродукційних показників, що свідчить про наявність токсичного ефекту за рівня забруднення, яке не викликає достовірних змін середніх значень біопродукційних показників за час експерименту. Це дає можливість вперше вийти на кількісний рівень оцінки стану якості середовища в цілому за кількісними характеристиками та співвідношенням значень продукційно-

енергетичних параметрів біологічних систем різного рівня, структурою їх енергетичних балансів і спряженістю речовинно-енергетичних процесів.

Індекс оптимальності середовища дозволяє оцінювати якість середовища для організмів незалежно від їх систематичного положення, а також для популяцій та угруповань. Так, порівняння його значень для риб і рослин дає схожі значення (табл. 5.1).

Таблиця 5.1

Індекс оптимальності середовища за різних концентрацій Ni^{2+}
($M \pm m$, $n=8$)

Види	Значення індекса оптимальності за різної концентрації нікелю				
	Контроль	0,01 мг Ni^{2+} /дм ³	0,10 мг Ni^{2+} /дм ³	1,00 мг Ni^{2+} /дм ³	10,00 мг Ni^{2+} /дм ³
<i>Najas guadelupensis</i>	100	88±8	88±7	20±7	14±7
<i>Poecilia reticulata</i>	100	91±5	85±4	103±5	24±8

Це свідчить, що індекс оптимальності середовища може застосовуватися для організмів різних груп, причому як автотрофних, так і гетеротрофних. Зміна значень питомої швидкості росту у гідромакрофітів і у гідри за підвищеного рівня йонів свинцю має схожу картину (рис. 5.1).

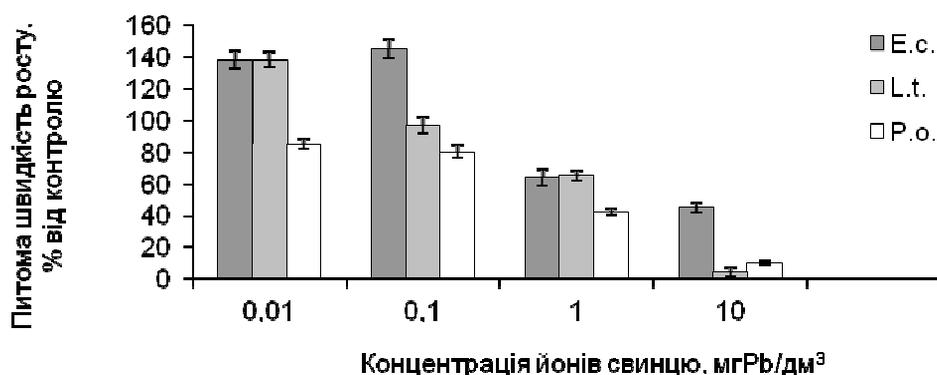


Рис. 5.1. Питома швидкість росту у *Elodea canadensis* (E.c.), *Lemna trisulca* (L.t.) і *Pelmatohydra oligactis* (P.o.) за різної концентрації йонів свинцю у воді

Аналогічні закономірності виявилися і при порівнянні питомої швидкості росту у різних організмів за підвищеного рівня йонів нікелю у воді (рис. 5.2).

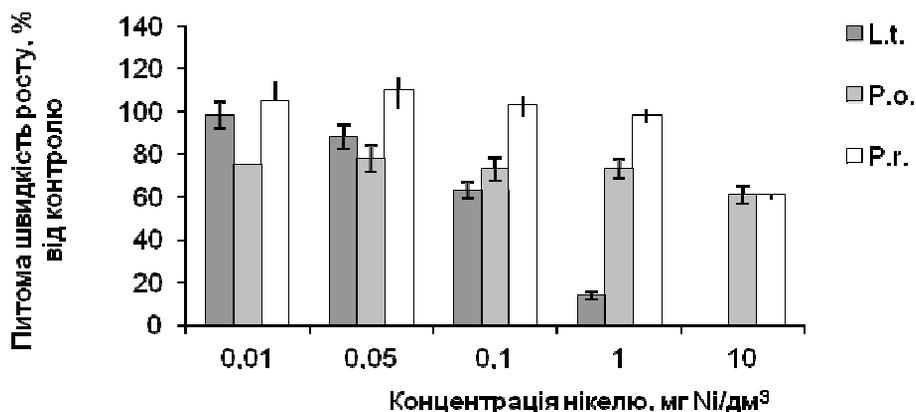


Рис. 5.2. Питома швидкість росту у *Lemna trisulca* (L.t.) і *Peltodygon oligactis* (P.o.) і *Pecticia reticulata* (P.r.) за різної концентрації йонів нікелю у воді

Проте найбільш чітку картину дає порівняння індексів оптимальності середовища, причому для всіх досліджених нами ЙВМ за різних їх концентрацій у середовищі (рис. 5.3).

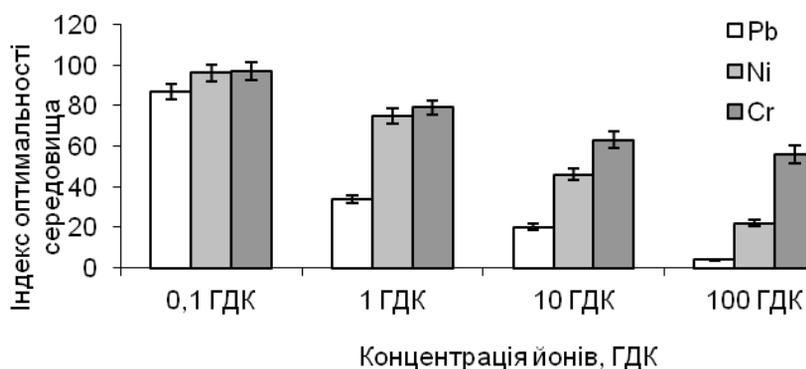


Рис. 5.3. Значення індекса оптимальності середовища для *Peltodygon oligactis* при різній концентрації ЙВМ

В усіх випадках за підвищеного рівня важких металів у воді нами встановлені коливання біопродукційних показників у часі, що свідчить про розвиток токсичного ефекту і про ступінчастий характер пристосування організму до умов токсичного середовища, причому коливання біопродукційних показників суттєво зростають вже за рівня токсиканта у воді, який відповідає 0,1 ГДК, при цьому суттєві перевищення ГДК призводять до істотного зниження біопродукційних показників без виражених їх коливань у часі.

5.2. Цитогенетичний та морфометричний підхід

5.2.1. Функціональна залежність між показниками морфологічного та цитогенетичного гомеостазу риб

У спробі виявити та зрозуміти «відгук» риб на антропогенні зміни річок області, вкрай важливим моментом вбачаємо відстеження узгодженості змін між морфологічними та цитогенетичними показниками риб.

Порівняння отриманих показників флюктуючої асиметрії білатеральних ознак та частоти ядерних порушень еритроцитів риб дозволяє відзначити, що синхронність змін обох показників простежувалась у всіх репрезентативних створах.

При цьому, функціональний зв'язок між морфометричними промірами та результатами мікроядерного тесту, оцінений за кореляційними залежностями риб виявився достатньо значущим для всіх видів риб (табл. 5.2).

Таблиця 5.2
Функціональний зв'язок флюктуючої асиметрії (FA) та частоти ядерних порушень (MN) для різних видів риб

Вид риб	Рівняння залежності	Тіснота зв'язку (r, при P≤0,05)
Верховодка	$MN = -0,1645 + 9,6332 \cdot FA$	0,71782
Плітка	$MN = -2,679 + 18,475 \cdot FA$	0,94082
Краснопірка	$MN = 1,1728 + 5,5105 \cdot FA$	0,59638
Окунь	$MN = -0,1858 + 11,907 \cdot FA$	0,60898
Карась	$MN = 1,1566 + 1,6395 \cdot FA$	0,42302
Лящ	$MN = -0,3390 + 9,5730 \cdot FA$	0,52259

Найбільш сильна (тісна) кореляція між зазначеними параметрами була відмічена в плітки ($r=0,94$) та верховодки ($r=0,72$); середня кореляція в окуня ($r=0,61$), краснопірки ($r=0,60$) та ляща ($r=0,52$); помірною в карася ($r=0,42$).

Загальна кореляційна залежність між цитогенетичним та морфологічним гомеостазом представників іхтіофауни Рівненської області виявилась тісною (рис. 5.4)

Відомо, що показники цитогенетичного гомеостазу є індикатором, який відображує сприятливість водного середовища на момент вилову риби. Дана фізіологічна реакція організму може повертатись до норми за умови усунення стресового фактору. При цьому, одним із важливих факторів є вроджений імунітет риб, вивченню якого присвячено чимало іхтіологічних праць.

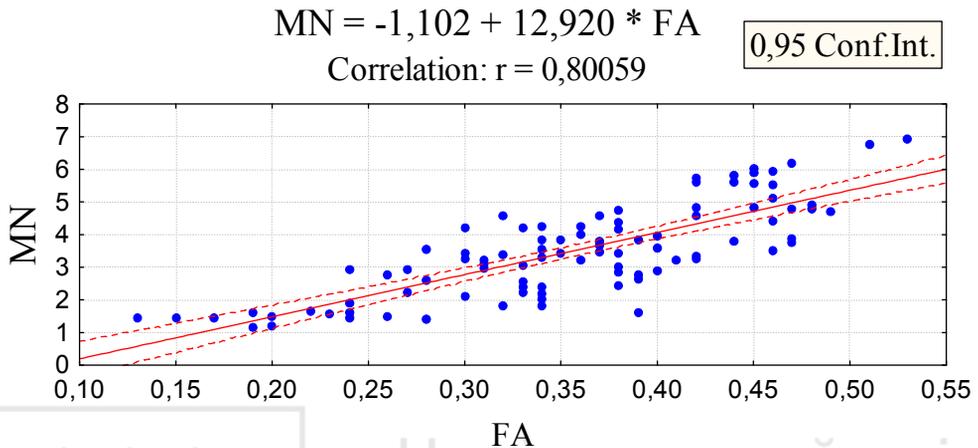


Рис. 5.4. Загальна кореляційна залежність флуктуючої асиметрії (FA) та частоти ядерних порушень (MN) представників іхтіофауни

Інтенсивність та спрямованість змін імунної системи залежить від природи, концентрації та тривалості дії забруднювачів [471], а також від адаптаційної мінливості різних видів іхтіофауни [183].

Наприклад, показники стабільності розвитку за рівнями FA дозволяють отримати уявлення про умови, в яких перебував організм на ранніх стадіях онтогенезу, коли відбувалось формування досліджуваних ознак [452]. Однак, і в даному випадку може мати значення видова специфіка організмів [150].

Кластерний аналіз показників гомеостазу досліджуваних видів риб Рівненської області дозволив з'ясувати, що за рівнями флуктуючої асиметрії (FA) чітко виокремлено дві групи подібності (кластери).

Першу групу склали такі види як карась та лящ, які утворюють окремий кластер за слабкої статистичної значущості (по критерію Фішера): $r^2=0,15$ при $F=2,34$, $p=0,148$ (рис. 5.5).

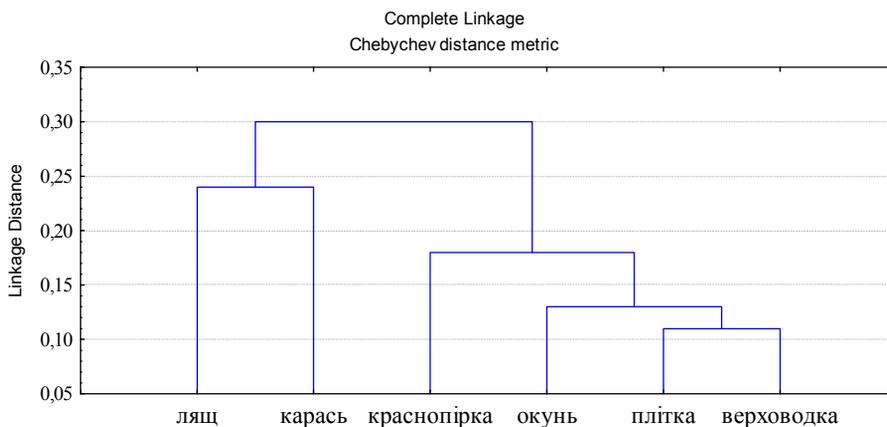


Рис. 5.5. Дендрограма подібності рівнів флуктуючої асиметрії різних видів риб

Очевидно, об'єднання видів у єдиний кластер за рівнями ФА обумовлено деякою схожістю способу життя та характером харчування ляща та карася сріблястого на ранніх етапах онтогенезу (зосередженість у придонних шарах води та споживання переважно дрібних бентосних організмів). Низькі значення подібності першого кластеру за низького рівня значущості свідчать, як відмічалось вище, про відмінності видової специфіки риб.

Цілком можливо, тут має місце властивість молоді карася підніматись до поверхні води та включати у свій раціон залишки рослин. Такі, на перший погляд, звичайні речі можуть визначати характер «відгуку» риб на стресові фактори, що проявляється у формуванні показників морфологічного гомеостазу [159].

До другої групи увійшли такі види, які на ранніх етапах онтогенезу харчуються переважно дрібними організмами водної товщі (краснопірка, окунь, плітка та верховодка) які утворили кластер на статистично значущому рівні: $r^2=0,682$ при $F=6,66$, $p=0,017$. В межах даної групи субкластер плітка-верховодка мав найвищу статистичну значущість: $r^2=0,726$ при $F=37,03$, $p=0,00003$, а отже, й високий рівень подібності.

У дендрограмі подібності рівнів ядерних порушень досліджуваних видів риб також виокремлено два кластери (рис. 5.6).

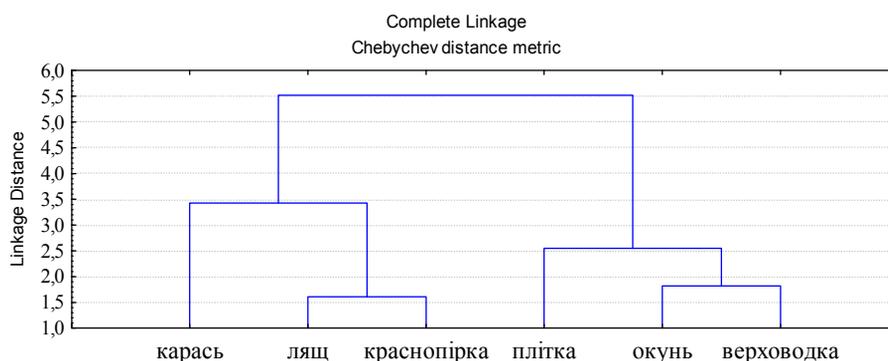


Рис. 5.6. Дендрограма подібності рівнів ядерних порушень різних видів риб

При цьому, в першому кластері, що становили такі види як карась, лящ та краснопірка ($r^2=0,594$ при $F=7,63$, $p=0,015$) виділяється субкластер лящ-краснопірка ($r^2=0,493$ при $F=3,35$, $p=0,088$). Подібність рівнів ядерних порушень риб другого кластеру (плітка, окунь, верховодка) мала більшу статистичну значущість: $r^2=0,732$ при $F=17,71$, $p=0,0002$.

Можливо, виокремлення цих кластерів може бути пояснене вище наведеним фактом про специфічність реакцій імунної системи риб на стресові чинники. Зокрема, імунотоксикологічні дослідження різних екологічних груп риб свідчать про кращу здатність до підтримання

цитогенетичного гомеостазу видів, що досягають статевої зрілості в більш старшому віці (лящ, краснопірка) [76], а також види із підвищеною біологічною активністю сироватки крові (карась, лящ) [56] та види, лейкоцити крові яких здатні продукувати активні форми кисню (карась, лящ) [472].

Робити остаточні висновки щодо причин подібності та відмінності рівнів морфологічного та цитогенетичного гомеостазу проаналізованих видів риб не вбачається за можливе.

Співставлення отриманих кластерів з функціональною залежністю та рівнями цитогенетичного та морфологічного гомеостазу проаналізованих риб Рівненської області дозволяє стверджувати, що найбільш чутливими видами є плітка, верховодка та окунь. До групи риб із середньою чутливістю можна віднести краснопірку та ляща. Найменша чутливість, а отже, виражена стійкість до забруднень характерна для карася сріблястого.

5.2.2. Розробка інтегральної шкали діагностики «здоров'я» гідроекосистем за показниками гомеостазу риб

Вивчення питання розробки та встановлення оціночних шкал доводить, що екологічну діагностику водних об'єктів доцільно проводити із врахуванням як експертних заключень, так і методів математичної статистики. При цьому, необхідно приймати до уваги специфіку відгуку показника на погіршення екологічної ситуації, його пластичність і ступінь варіабельності як у репрезентативних так і в еталонних створах спостережень [25; 473; 474].

Показники гомеостазу риб еталонної ділянки

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни обраної еталонної ділянки (р. Десенка в межах НПП Деснянсько-Старогутський) за комплексом парних меристичних ознак (рис. 5.7) свідчать, що найвищі рівні асиметрії мала плітка, з величиною ЧАПВ $0,14 \pm 0,05$, наступними були краснопірка (величина ЧАПВ $0,08 \pm 0,05$) та верховодка ($0,08 \pm 0,05$), далі йшли окунь ($0,05 \pm 0,04$), карась ($0,02 \pm 0,01$) та лящ ($0,02 \pm 0,01$).

При цьому, для плітки найпомітнішою виявилась *FA* кількості променів у черевних плавцях (0,38), кількості лусок у бічній лінії (0,31) та кількості лусок із сенсорними каналцями (0,23).

Для верховодки *FA* фіксувалась на рівні 0,3 за кількістю лусок у бічній лінії та кількістю лусок із сенсорними каналцями. На цьому ж рівні, виявилась *FA* краснопірки за кількістю променів у грудних та черевних плавцях. Рівні *FA* окуня найпомітніше проявлялись лише за кількістю рядів лусок під бічною лінією (0,38).

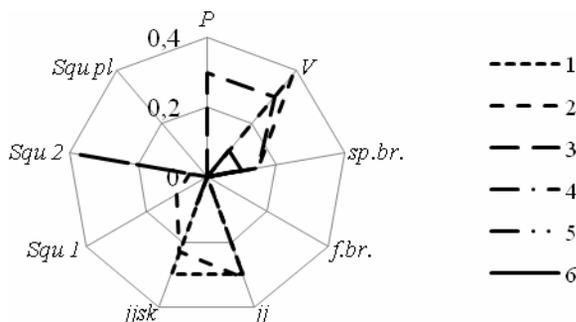


Рис. 5.7. Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак представників іхтіофауни еталонного створу (р. Десенка в межах НПП Деснянсько-Старогутський): 1 – верховодка (n=23), 2 – плітка (n=27), 3 – краснопірка (n=25), 4 – окунь (n=17), 5 – карась (n=21), 6 – лящ (n=19)

У середньому, для різних видів риби ряд спадання асиметричності ознак був наступним: $V > sp.br. = jj_{sk} > jj > Squ_2 > P > Squ_1 > f.br. = Squ_{pl}$.

Інтегральний показник частоти асиметричних проявів у вибірках проаналізованих видів риби (за ЧаПО та ЧаПВ) становив 0,07, що відповідало I балу стабільності розвитку організмів риби та оцінювало якість водного середовища як «умовно нормальне» (табл. 5.3).

Таблиця 5.3

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни еталонного створу спостережень (р. Десенка в межах НПП Деснянсько-Старогутський)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									Бал ЧаПВ (Захаров)	
	P	V	sp.br.	f.br.	jj	jj _{ск}	squ. ₁	squ. ₂	squ.pl		
верховодка	0,00	0,00	0,075	0,00	0,30	0,30	0,00	0,00	0,00	0,08±0,04	I
плітка	0,00	0,38	0,15	0,00	0,31	0,23	0,10	0,05	0,00	0,14±0,05	I
краснопірка	0,30	0,30	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08±0,05	I
окунь	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,00	0,05±0,04	I
карась	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,02±0,01	I
лящ	0,00	0,10	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02±0,01	I
ЧаПО	0,05±0,05	0,13±0,08	0,11±0,01	0,00±0,00	0,10±0,07	0,11±0,06	0,02±0,01	0,07±0,06	0,00±0,00	0,07	I

Рівні ядерних порушень досліджуваних видів риби еталонного створу оцінювали для різновікових груп, загальна вибірка яких налічувала 74 екз. (табл. 5.4).

Таблиця 5.4

Кількість проаналізованих особин найбільш масових видів риб у контрольних створах р. Десенка, екз.

Вік № створу	Вид					
	Верховодка	Плітка	Краснопірка	Окунь	Карась	Лящ
1+	3	4	4	3	2	2
2+	4	5	3	3	4	3
3+	3	4	3	3	3	3
4+	3	2	3	2	2	3

Для обліку частоти ядерних порушень аналізували від 1000 до 1200 еритроцитів кожної особини, за допомогою MN-тесту. Результати підрахунків виражали в проміле (рис. 5.8).

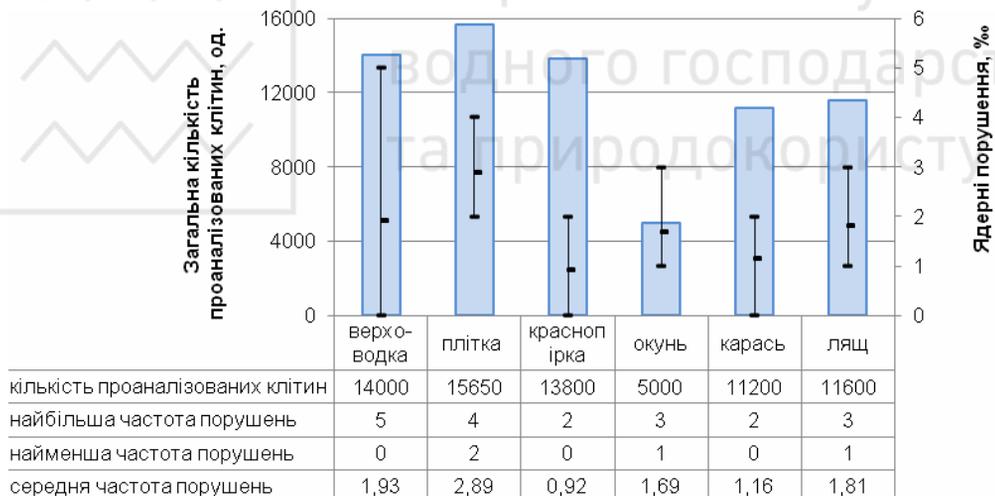


Рис. 5.8. Частоти ядерних порушень різних видів риб у еталонному створі спостережень (р. Десенка в межах НПП Деснянсько-Старогутський)

Найвищі значення середніх частот ядерних порушень були характерні для плітки ($2,89 \pm 0,42\%$). Наступними за величиною були порушення верховодки ($1,93 \pm 0,29\%$), ляща ($1,81 \pm 0,21\%$), окуня ($1,69 \pm 0,29\%$), карася ($1,16 \pm 0,18\%$) та краснопірки ($0,92 \pm 0,11\%$). Отже, середні значення частоти порушень всіх видів риб знаходились в межах спонтанного мутагенезу.

Значення найбільшої частоти порушень були найсуттєвішими в плітки (4%) та верховодки (5%). Однак, цей факт не може розглядатись як патологія цитогенетичного гомеостазу представників даних видів риб, оскільки йдеться про окремі випадки фіксації цих рівнів порушень.

Слід зазначити, що якщо у репрезентативних створах простежувалась певна закономірність у рівнях ядерних порушень

різних видів риб, то в еталонному створі вона не проявлялась. Хоча, в обох випадках, найвищу середню частоту ядерних порушень було відмічено для плітки.

Таким чином, аналіз показників морфологічного та цитогенетичного гомеостазу представників іхтіофауни еталонного створу дозволяє зробити припущення про їх непорушений фізіологічний стан. Іншими словами, відгук риб на екологічні умови водного середовища не помічається, що свідчить про «здоров'я» еталонної гідроекосистеми.

Побудова оціночної шкали за показниками цитогенетичного гомеостазу риб

Єдиним відомим та широко апробованим підходом до виявлення екологічного стану та «здоров'я» середовища, на сьогодні, є оцінка рівнів флюктууючої асиметрії організмів. Зважаючи на це, отримані в нашій роботі дані про морфологічний гомеостаз риб можуть бути прийняті за своєрідні орієнтири щодо розмежування рівнів цитогенетичного гомеостазу їх організмів. До того ж, функціональний зв'язок між флюктуаційною асиметрією та частотою ядерних порушень риб виявився достатньо міцним для всіх проаналізованих видів.

Тому, для градації рівнів цитогенетичного гомеостазу риб було проведено співвіднесення частоти ядерних порушень до якості водного середовища за частотою асиметричних проявів ознак представників іхтіофауни в репрезентативних та еталонному створах спостережень (рис. 5.9).

Представлені на рисунку діаграми відображують середньоарифметичне значення (M) та помилку середньоквадратичного відхилення ($\pm\delta$) частоти зустрічі мікроядер у еритроцитах проаналізованих видів риб, морфологічний гомеостаз яких відповідав певному балу за шкалою Захарова [158]. Значення $M\pm\delta$ розглядалось як деякий оптимальний показник цитогенетичного гомеостазу риб у відповідних умовах водного середовища. До статистичного ряду (n) не вводились крайні максимальні та мінімальні значення ядерних порушень, оскільки існує ймовірність їх випадковості.

В якості діапазону коливань досліджуваного параметру приймалися значення $M\pm 1,96\cdot\delta$. По-перше, це дозволило врівноважити коридор коливання між максимальними та мінімальними значеннями ядерних порушень риб, адже статистичні ряди складали особини з різних створів спостережень. По-друге, в такий спосіб отримували можливість побудови подвійної оціночної шкали, що є принциповим питанням для функціональних біологічних показників [474].

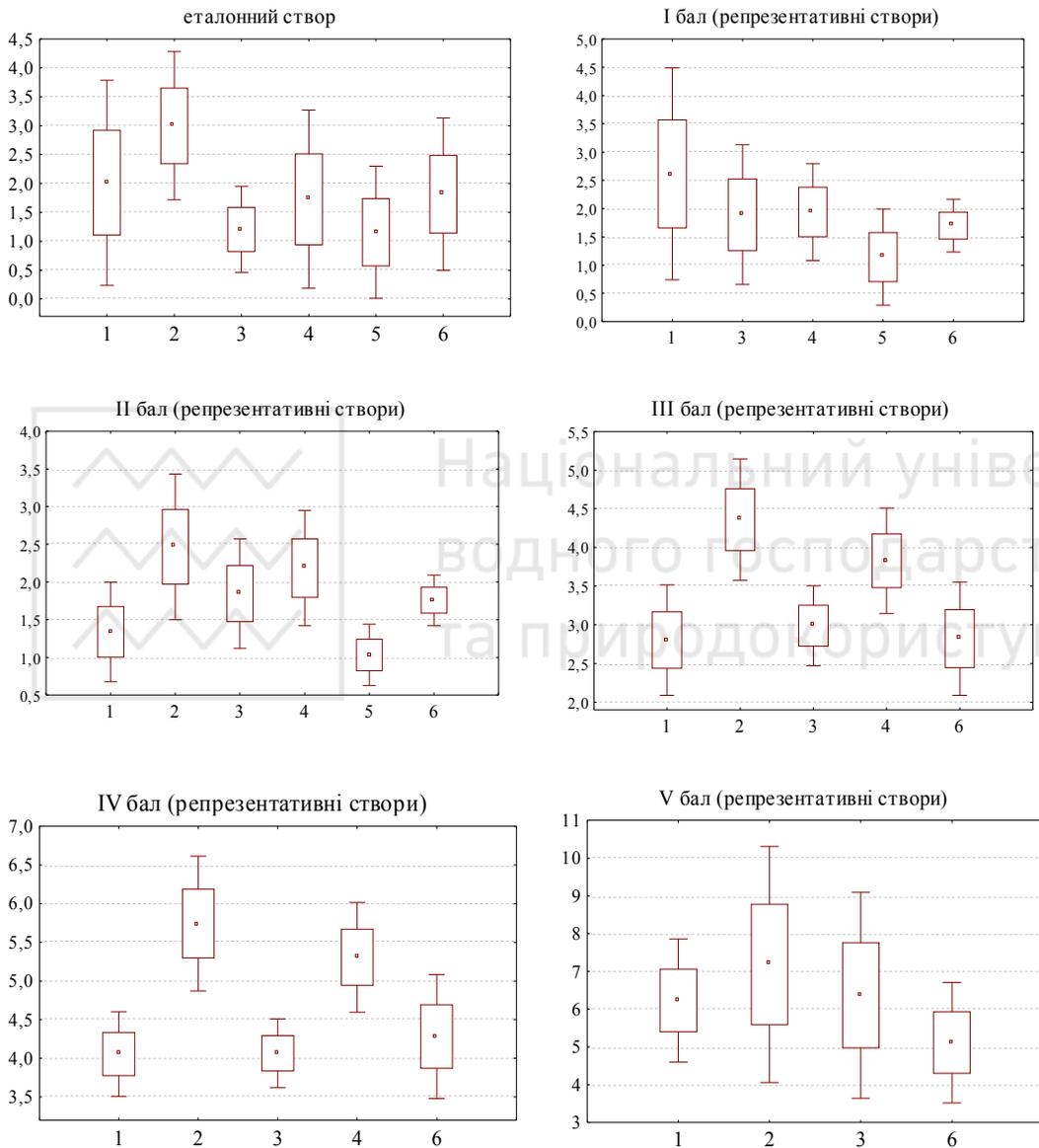


Рис. 5.9. Співвіднесення частоти ядерних порушень (%) до якості водного середовища за частотою асиметричних проявів ознак представників іхтіофауни в еталонному та репрезентативних створах спостережень: 1 – верховодка; 2 – плітка; 3 – краснопірка; 4 – окунь; 5 – карась; 6 – ляць;

□ M; □ M±δ; | M±1,96·δ

Оцінка значущості діапазонів коливань статистичних рядів репрезентативних створів за коефіцієнтом варіації (C_v) дозволила приймати рішення щодо можливості їх використання в якості верхньої та нижньої межі оціночної шкали (табл. 5.5).

Таблиця 5.5

Перевірка значущості діапазонів коливань статистичних рядів рівнів ядерних порушень риб за коефіцієнтом варіації

Бал за ЧАП	Значення C_v для статистичних рядів різних видів риб					
	верховодка	плітка	краснопірка	окунь	карась	лящ
I	46,8	-	55,5	73,8	55,3	63,7
II	48,14	39,99	45,54	37,35	41,91	44,44
III	45,9	40,0	44,8	36,9	-	56,4
IV	44,74	41,88	42,64	44,34	-	44,14
V	3,12	3,78	2,08	-	-	1,38

Так, в межах I балу (за ЧАП) статистичний ряд верховодки налічував всього 11 особин ($n=11$) із середнім рівнем ядерних порушень $2,75 \pm 0,96\%$ та діапазоном коливання параметру від 0,7 до 4,6%. Ряд краснопірки ($n=22$) мав середній рівень ядерних порушень $1,89 \pm 0,63\%$ при діапазоні 0,7-3,0%. Ряд окуня ($n=13$), відповідно $1,94 \pm 0,44\%$ та 1,1–2,7%. Ряд карася ($n=114$): $1,14 \pm 0,43\%$ та 0,25-2,0%; ляща ($n=19$): $1,7 \pm 0,24\%$ та 1,25-2,2%. Особини плітки з репрезентативних створів річок Рівненської області не мали частоти асиметричного прояву ознак, які б відповідали I балу якості середовища, отже, в даному випадку їх співвіднесення з рівнями ядерних порушень не проводилось.

Коефіцієнти варіації проаналізованих статистичних рядів були вищими за 33%, що свідчить про значущість діапазонів їх коливань.

Однак, аналіз рівнів ядерних порушень риб в межах I балу в репрезентативних та еталонному створі виявляв відмінності як за середніми рівнями ядерних порушень (які виявились вищими у репрезентативних створах) так і за коливаннями досліджуваного показника (діапазон яких був значно вужчим у еталонному створі).

Слід зазначити, що цитогенетичний гомеостаз особин репрезентативних створів мало відрізнявся в межах I та II балів якості середовища за ЧАП морфологічних ознак риб.

Тому, при побудові шкали, інтегральний стан «здоров'я» гідроекосистем з характеристикою «сприятливе (відсутність прояву комбінованих ефектів забруднень)» представили середні значення діапазонів коливань ($M \pm 1,96 \cdot \delta$) цитогенетичного гомеостазу риб, що відповідали I та II балам якості середовища в репрезентативних створах, а також оптимальні показники цитогенетичного гомеостазу відповідних видів ($M \pm \delta$) у еталонному створі.

При цьому, значення параметрів еталонного створу були прийняті за **I групу** цитогенетичних ушкоджень, що свідчило про «непорушений» цитогенетичний гомеостаз організму риб. Значення параметрів репрезентативних створів були прийняті за **II групу** цитогенетичних

ушкоджень, що свідчило про «умовно непорушений» цитогенетичний гомеостаз.

Подальше співвіднесення цитогенетичного та морфологічного гомеостазу представників іхтіофауни в репрезентативних створах спостережень виявило більш чіткі діапазони коливань рівнів ядерних порушень в межах балів якості середовища (за ЧАП).

Так, в межах III балу статистичний ряд верховодки (n=29) мав середній рівень ядерних порушень $2,81 \pm 0,36\%$ та діапазон коливання параметру від 2,1 до $3,53\%$. Ряд плітки (n=52) мав середній рівень ядерних порушень $4,36 \pm 0,40\%$ при діапазоні 3,6– $5,1\%$. Ряд краснопірки (n=44), відповідно $2,99 \pm 0,26\%$ та 1,1– $2,7\%$; ряд окуня (n=66): $3,82 \pm 0,35\%$ та 3,1– $4,53\%$; ряд ляща (n=37): $2,82 \pm 0,37\%$ та 2,11– $3,57\%$. Значущість діапазонів коливань всіх статистичних рядів підтвердилась ($C_v > 33\%$).

Проаналізовані в даному випадку рівні ядерних порушень риб були віднесені до **III групи** цитогенетичних ушкоджень із якісною характеристикою цитогенетичного гомеостазу організму «*початкові порушення*», а інтегральний стан «здоров'я» гідроекосистем було означено як «*насторожуюче (помітний прояв комбінованих ефектів забруднень)*».

В межах IV балу статистичний ряд верховодки (n=22) мав середній рівень ядерних порушень $4,05 \pm 0,28\%$ при діапазоні 3,55– $4,6\%$. Ряд плітки (n=35) мав середній рівень ядерних порушень $5,74 \pm 0,44\%$ із діапазоном 4,9– $6,6\%$. Ряд краснопірки (n=44), відповідно $4,07 \pm 0,23\%$ та 3,6– $4,55\%$; ряд окуня (n=32): $5,31 \pm 0,36\%$ та 4,6– $6,05\%$; ряд ляща (n=24): $4,28 \pm 0,41\%$ та 3,5– $5,1\%$.

Підтверджена значущість діапазонів коливань статистичних рядів дозволила виокремити **IV групу** цитогенетичних ушкоджень із якісною характеристикою цитогенетичного гомеостазу організму «*середні порушення*». Інтегральний стан «здоров'я» гідроекосистем, у даному випадку, було означено як «*загрозливе (значний прояв комбінованих ефектів забруднень)*».

В межах V балу (за ЧАП) статистичний ряд верховодки (n=89) мав середній рівень ядерних порушень $6,23 \pm 0,83\%$ при діапазоні 4,6– $7,9\%$. Ряд плітки (n=111) мав середній рівень ядерних порушень $7,19 \pm 1,59\%$ із діапазоном 4,05– $10,1\%$. Ряд краснопірки (n=26), відповідно $6,37 \pm 1,39\%$ та 3,7– $9,05\%$; ряд ляща (n=11): $5,12 \pm 0,82\%$ та 3,5– $6,9\%$.

Особини карася не мали частоти асиметричного прояву ознак, які б відповідали III–V балам якості середовища, а особини окуня V балу, тому їх співвіднесення з рівнями ядерних порушень, відповідно, не проводились. Крім того, коефіцієнти варіації всіх статистичних рядів рівнів ядерних порушень риб в межах V балу за ЧАП виявились нижче 33%, що не підтверджує значущість діапазонів їх коливань.

В такому разі, для гармонізації побудованої шкали, діапазон значень цитогенетичних ушкоджень риб встановлювався згідно рекомендацій ВРД ЄС за екологічним індексом якості вод (EQR) [475]. В межах V групи градація проводилась лише для нижньої межі шкали.

Отже, **V групі** цитогенетичних ушкоджень було надано якісну характеристику цитогенетичного гомеостазу організмів риб – *«помітні порушення»*, а інтегральному стану «здоров'я» гідроекосистем – *«критичне (максимальний прояв комбінованих ефектів забруднень)»*.

Таким чином, спираючись на факторні статистичні залежності критеріїв якості поверхневих вод із показниками гомеостазу представників іхтіофауни та діагностику якісного стану еталонних та репрезентативних умов за принципом «норма-патологія», нами вперше було розроблено інтегральну шкалу діагностики «здоров'я» річкових гідроекосистем за цитогенетичними порушеннями еритроцитів крові риб (табл. 5.6).

Дана шкала передбачає можливість якісної інтегральної оцінки річкових гідроекосистем за групою цитогенетичних порушень найбільш масових видів риб, які формуються внаслідок комбінованих ефектів забруднення водного середовища в гідроекосистемах Поліської зони України.

Важливим моментом при оцінках цитогенетичних порушень є з'ясування онтогенетичного шуму [476] – рівня спонтанних мутацій окремих геохімічних зон. Частота ядерних порушень еритроцитів периферійної крові риб хоча і залежить від якості водного середовища, проте має певні особливості у різних видів, що говорить про необхідність діагностувати стан гідроекосистеми за цитогенетичним гомеостазом кількох видів, чутливість яких доведена для конкретних місцевих умов.

За результатами представлених досліджень можна передбачити, що рівень спонтанного мутагенезу представників іхтіофауни правобережних приток р. Прип'ять знаходиться в межах III групи цитогенетичних ушкоджень риб.

Серед переваг запропонованої методики є її локальність, що враховує фонові концентрації речовин без необхідності їх вимірювань; врахування не ізольованих шкідливих впливів, а реально існуючого в водному середовищі комплексу речовин; врахування віддалених наслідків впливу на рибні ресурси та гідроекосистему; можливість визначення верхньої та нижньої межі діючих факторів; можливість уточнення якісних характеристик цитогенетичного гомеостазу риб у міру накопичення нових даних про адаптації їх організмів до шкідливих впливів.

Таблиця 5.6

Інтегральна шкала діагностики «здоров'я» річкових гідроекосистем за цитогенетичними порушеннями еритроцитів крові риб

Частота ядерних порушень еритроцитів крові різних видів риб, ‰						Якісна характеристика цитогенетичного гомеостазу організму	Група цитогенетичних ушкоджень	Інтегральний стан здоров'я гідроекосистеми
верховодка	плітка	краснопірка	окунь	карась	лящ			
≤1	≤1,5	≤1	≤1,5	≤0,5	≤1,5	Непорушений	I	Сприятливе (відсутність прояву комбінованих ефектів забруднень)
1,1 – 2,0	1,6-3,5	1,1 – 2,5	1,6 – 3,0	0,6-1,5	1,5 – 2,0	Умовно непорушений	II	
2,1-3,5	3,6-5,0	2,6 – 3,5	3,1 – 4,5	1,6 – 2,0	2,1 – 3,5	Початкові порушення	III	Насторожуюче (помітний прояв комбінованих ефектів забруднень)
3,6-4,5	5,0-6,5	3,6-4,5	4,6 – 6,0	2,0-2,5	3,6 – 5,0	Середні порушення	IV	Загрозливе (значний прояв комбінованих ефектів забруднень)
≥4,6	≥6,6	≥4,6	≥6,1	≥2,6	≥5,1	Помітні порушення	V	Критичне (максимальний прояв комбінованих ефектів забруднень)

Взагалі, діагностика стану водного середовища за цитогенетичними порушеннями риб стає все більш актуальною не лише для коректної оцінки комбінованих ефектів забруднення, але й для виявлення ризиків змін біологічного різноманіття природних гідроекосистем. Доцільність використання при цьому мікроядерного тесту еритроцитів периферійної крові риб доведена як теоретично, так і підтверджена результатами практичних досліджень.

Теоретичні аспекти проведеного аналізу свідчать, що показники цитогенетичного гомеостазу риб є чутливим індикатором стресу, який має місце в гідроекосистемі.

У практичному плані цей метод відкриває можливість біологічного моніторингу та діагностики «здоров'я» гідроекосистем, але не варто його використовувати для підтвердження вже відомої ситуації. Він має носити такий саме пошуковий характер, як і використання будь-якого іншого підходу.

Використання запропонованої у даній роботі шкали є цілком виправданим для регіонального екологічного контролю «здоров'я» річкових гідроекосистем Поліської зони України. Одночасно, при належному вирішенні висвітлених питань, даний підхід відкриває перспективи для розробки регіональних шкал решти фізико-географічних зон, а також для з'ясування комбінованих ефектів забруднень гідроекосистем інших типів.

5.3. Фізіологічний підхід

5.3.1. Оцінка токсичності водного середовища за коефіцієнтом цитологічних змін

Спираючись на отримані результати (див. п. 2.2.2), в якості узагальнюючого показника біотестування хронічної токсичності поверхневих вод за цитологічними змінами *E.canadensis*, пропонується використовувати коефіцієнт цитологічних змін (КЦЗ) тест-об'єкту. Принцип розрахунку даного показника полягає в отриманні величини співвідношення загальної кількості виявлених цитологічних змін до чисельності непорушених клітин із загальної кількості проаналізованих (не менше 1000 клітин). Для врахування часового фактору передбачено введення оберненої до тривалості експозиції величини. Для коректування ймовірних похибок вимірювання вводиться коефіцієнт вирівнювання результатів при кількості підрахунків > 100. Таким чином, формула розрахунку коефіцієнту цитологічних змін матиме вигляд:

$$\text{КЦЗ} = \frac{1}{t} \cdot \frac{(Н + \text{ПН} + \text{ПЗ})}{1000 - (Н + \text{ПН} + \text{ПЗ})} \cdot 1,385, \quad (5.1)$$

де КЦЗ – коефіцієнт цитологічних змін тест-об'єкту *E.canadensis* у хронічних експериментах з біотестування токсичності поверхневих вод;

t – тривалість експозиції, діб; N – кількість клітин, що знаходились у стані некрозу, ‰; PN – кількість клітин, що знаходились у стані початкового некрозу, ‰; $PЗ$ – кількість клітин, що знаходились у стані ізотонічного плазмолізу, ‰; 1000 – необхідна загальна кількість проаналізованих клітин тест-об'єкту; 1,385 – коефіцієнт вирівнювання результатів при кількості підрахунків > 100 .

Необхідно зазначити, що приймати КЦЗ у якості узагальнюючого показника біотестування можливо лише у випадку статистично достовірної різниці результатів експерименту у варіанті досліду та контролі. Здебільшого у варіантах, які не мали статистично достовірної різниці з контролем, а отже факт хронічної токсичної дії не підтверджується, - значення КЦЗ були на рівні 0,01. В окремих випадках, за відсутності достовірності, КЦЗ були на рівні 0,02. Проте, це мало місце за тривалості експозиції 7 та 21 доба, які не було визнано як оптимальний термін хронічного експерименту. Отже, приймаючи за об'єктивні показники результати біотестування при 14 добовій експозиції, можна передбачити, що значення $KЦЗ \leq 0,01$ свідчать про відсутність хронічної токсичної дії поверхневих вод. Порівняння значень КЦЗ, що були отримані в різні гідрологічні періоди, виявляє їх вищі значення в репрезентативних створах у період літньої межени. Помічені тенденції дають підстави для твердження про показовість даного показника та роблять можливою спробу розробки інтегральної якісної шкали оцінки токсичності водного середовища за КЦЗ *E.canadensis*.

З цією метою було використано діапазони значень при побудові оціночної шкали відхилень показника від рівня еталонних умов, рекомендовані групою вітчизняних вчених на чолі з Васенко О.Г. [474]. На підставі багаторічних досліджень на різнотипних водних об'єктах України, автори пропонують співвідносити відхилення від еталонних умов до п'яти класів якості води. При цьому, за верхню межу відхилень приймаються наступні показники відхилень (%):

- I клас – 0-+10;
- II клас – +10-+30;
- III клас - +30-+60;
- IV клас - +60-+95;
- V клас - +95-+100.

Тож, приймаючи значення $KЦЗ \leq 0,01$ за відсутність хронічної токсичної дії води, що характерно для її першого класу якості, наступний розподіл діапазонів матиме вигляд: $KЦЗ=0,011-0,03$ – слабкий прояв хронічної токсичності (другий клас якості); $KЦЗ=0,031-0,06$ – помірний прояв хронічної токсичності (третій клас якості); $KЦЗ=0,061-0,095$ – сильний прояв хронічної токсичності (четвертий клас якості); $KЦЗ \geq 0,096$ – критичний прояв хронічної токсичності (п'ятий клас).

5.3.2. Оцінка токсичності водного середовища за коефіцієнтом дихання риб

Оскільки модельні експерименти проводились з різними концентраціями хімічних речовин, була передбачена можливість оцінки ступеня токсичності дослідного водного середовища. З цією метою, весь масив отриманих експериментальних показників КДР (за 1,0 год та за 1,5 год експозиції) було ранжовано в рамках програмного пакету Statistica 8.0. При цьому, кількість бажаних категорій ранжування була прийнятою на рівні п'яти, для можливості співставлення результатів як з відповідними класами якості води, так і зі шкалою оцінки ступеня токсичності, що запропонована у цитофізіологічному способі. Межі коливання показників задавались від 0% (мінімально можливе відхилення від контролю) до 243% та 254%, що відповідало максимальним значенням КДР у експериментах за 1,0 год та 1,5 год відповідно.

Так, для масиву даних за період 1,0 год програмою були визначені такі верхні межі запропонованих груп: $\leq 48,6$; 97,2; 145,8; 194,4; $>194,4$ ($p=0,14$). Для масиву даних за період 1,5 год: $\leq 50,8$; 101,6; 152,4; 203,2; $>203,2$ ($p=0,039$). Таким чином, статистичну значимість мало ранжування за даними періоду експозиції тривалістю 1,5 год. Це дає підстави передбачити наступні оціночні рівні токсичності водного середовища за тест-параметром інтенсивності дихання риб:

- якщо КДР за 1,5 год перебування у дослідних зразках води становлять $\leq 50,8\%$ – токсичність середовища може вважатись критичною або летальною. Саме такі значення відмічались у варіантах досліді з концентраціями більшості хімічних речовин на рівні 10ГДК та окремих речовин на рівні 5ГДК ($K_2Cr_2O_7$) (табл. 7.15);

- якщо КДР за 1,5 год перебування у дослідних зразках води становлять 50,9-101,6% – токсичність середовища може вважатись високою. Такі значення відмічались у більшості варіантах досліді з концентраціями хімічних речовин на рівні 2ГДК ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$, $K_2Cr_2O_7$, CH_4N_2S), 3ГДК ($CoSO_4 \cdot 7H_2O$) та 5ГДК (H_3PO_4 , $CuSO_4 \cdot 5H_2O$, $MnSO_4 \cdot H_2O$, $C_{10}H_{13}C_{12}NO_3$);

- якщо КДР становлять від 101,7% до 152,4% – токсичність може вважатись помірною або середньою. Такі значення відхилення від контролю КДР відмічались у варіантах досліді з концентраціями окремих речовин 2ГДК ($CoSO_4 \cdot 7H_2O$, $FeCl_3 \cdot 6H_2O$, H_3PO_4), окремих речовин на рівні 3ГДК ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$, $MnSO_4 \cdot H_2O$) та 1ГДК ($K_2Cr_2O_7$);

- якщо значення КДР знаходяться в межах 152,5-203,2% – токсичність може вважатись слабкою. Такі значення відмічались у варіантах досліді, з концентраціями окремих речовин на рівні 0,5ГДК (CH_4N_2S , $FeCl_3 \cdot 6H_2O$), 1ГДК (H_3PO_4 , $C_{10}H_{13}C_{12}NO_3$) та 2ГДК ($MnSO_4 \cdot H_2O$);

- якщо значення КДР більше 203,2% – прояв токсичності водного середовища може вважатись відсутнім: 0,5ГДК ($K_2Cr_2O_7$, $FeCl_3 \cdot 6H_2O$) та 1ГДК ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$, $CoSO_4 \cdot 7H_2O$, $MnSO_4 \cdot H_2O$, $C_{10}H_{13}C_{12}NO_3$).

Для зручності користування оціночною шкалою, межі груп були заокруглені, що дозволило запропонувати остаточну шкалу оцінки рівнів токсичності водного середовища з використанням в якості тест-параметру величини відхилення від контролю інтенсивності дихання акваріумних риб у дослідних зразках води (табл. 5.7).

Проведена модифікація способу оцінки токсичності водного середовища за тест-параметром інтенсивність дихання риб дозволила вдосконалити процедуру біотестування, а саме замінити хіміко-аналітичний метод визначення розчиненого у воді кисню на інструментальний, що є точним та зручним при оперативному контролі гідроекосистем.

Таблиця 5.7

Рівні токсичності водного середовища за результатами біотестування по інтенсивності дихання риб у дослідних зразках відносно контролю

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

Було визначено оптимальний час перебування тест-об'єкту в дослідних зразках води, уточнено формули розрахунку величини тест-параметру, а також запропоновано інтегральну шкалу оцінки ступені токсичності водного середовища, яка дозволяє отримати якісну характеристику еколого-токсикологічного стану гідроекосистем в режимі реального часу.

5.4. Балансовий підхід

5.4.1. Взаємозв'язок фосфорного й енергетичного балансу риб у токсичному середовищі

При порівнянні вмісту біогенних елементів у живій речовині й кісному компоненті біосфери виявляється, що диспропорція у вмісті фосфору особливо велика. Таким чином, фосфор належить до найбільш дефіцитних елементів, що визначають розвиток життя. Він є одним з найважливіших структурних елементів, грає важливу роль у регуляції внутрішньоводоймних процесів, має ключове значення у визначенні рівня трофії водойм [270].

Фосфор водного середовища істотно впливає на регуляцію біоенергетичних процесів у риб [477], водночас виключно важлива

роль фосфору у функціюванні основних механізмів енергозабезпечення процесів аклімації риб до абіотичних факторів водного середовища [478], фосфор водного середовища істотно впливає на обмін кальцію і фосфору в організмі риб [479].

Враховуючи, що понад 97% фосфору риба отримує з кормів [248], для даного елемента запропоновано балансове рівняння [75]:

$$P_r = P_p + P_e + P_n, \quad (5.2)$$

де P_r – фосфор раціону, P_p – приріст фосфору в тілі, P_e – екскретований фосфор, P_n – незасвоєний фосфор (фосфор екскрементів).

Підвищена концентрація фосфору здатна викликати більш інтенсивний розвиток молоді деяких видів риб і збільшення темпів лінійного росту, приростів маси, а також виживання молоді риб [285].

Дослідженнями з радіоактивним фосфором $P-32$ встановлено, що розчинний у воді фосфор проникає в тіло риб через слизову оболонку зябрових пелюсток і ротової порожнини, а також через шкірні покриви й засвоюється в процесі обміну [285]. Однак після переходу риб на активне живлення в її тіло з води поступає лише 1,5-3,0% фосфору; основну його кількість риба засвоює з їжі [285]. Встановлено, що фосфор може засвоюватися гідробіонтами з його сполук.

Показано, що на ранніх личинкових етапах розвитку вміст фосфору в сирій і сухій речовині всіх вивчених видів риб дніпровських водосховищ досить схожий і складає 0,28-0,30% у сирій і 1,82-2,00% – у сухій речовині. В процесі росту і розвитку риб закономірно збільшується і вміст фосфору в живій і сухій речовині їх тіла. Після досягнення певної (для кожного виду риб) маси тіла приріст відносного вмісту фосфору значно сповільнюється і в подальшому мало змінюється в процесі росту [75].

При з'ясуванні кількісних закономірностей прижиттєвої екскреції тваринами необхідно зважати на тісну залежність між рівнем дихання й обміну в цілому і рядом основних життєвих функцій. Інтенсивність енергетичного обміну пов'язана в першу чергу з розміром тіла, що встановлено практично для всіх груп тварин, у тому числі риб. При порівнянні різних груп морських тварин одержана зворотна залежність між масою тіла й інтенсивністю екскреції фосфору.

Виділення фосфору з організму риб відбувається, головним чином, через нирки й зябра. Транспорт йонів у риб здійснюється спеціальними клітинами, розташованими в зяберних пелюстках, слизовій оболонці рота шкірі, анальних папілах, ренальних органах і в кишечнику [285].

Порушуючи фізіолого-біохімічні процеси, важкі метали спричиняють істотний вплив на всі сторони метаболізму гідробіонтів, а тому значний інтерес представляє вивчення їхнього впливу на динаміку фосфорного обміну у риб, оскільки окремі його елементи

дуже чутливі до змін параметрів середовища у цілому [476]. Досліджено вплив оловоорганічних сполук на регуляцію надходження фосфату в органи й тканини коропа [480]. Досліджено фосфорний баланс білого амура *Ctenopharyngodon idella*, який харчується елодеєю [481].

Проте відомості щодо впливу токсикантів різної природи як на складові фосфорного обміну, так і на структуру фосфорного балансу організмів у літературі були практично відсутні.

Враховуючи виключно важливу роль фосфору у функціюванні екосистем, у процесах пластичного й енергетичного обміну організму [393], слабку вивченість ролі окремих груп гідробіонтів у процесах його колообігу, високу чутливість його складових до змін факторів навколишнього середовища, зокрема кислотності, концентрації певних речовин тощо та практично повну відсутність інформації про вплив токсикантів на елементи фосфорного обміну організмів особливо актуальність має питання про вплив токсикантів, зокрема важких металів, на елементи фосфорного обміну, співвідношення загального рівня обміну і рівня екскреції фосфору та з'ясування впливу токсикантів на складові фосфорного балансу і його структуру в цілому.

5.4.2. Рівень екскреції фосфору за різних концентрацій хрому у воді

Встановлені кількісні закономірності інтенсивності дихання й екскреції фосфору при стандартному, рутинному і травному обміні у 6 видів риб [482; 483].

З'ясовано, що інтенсивність екскреції фосфору значною мірою залежить від величини добового раціону риб [482; 483; 484]. Тому дослідження екскреторних процесів ми проводили при різних величинах добових раціонів.

Одномісячна молодь золотої рибки *Carassius auratus auratus* у контролі поглинає фосфор з води як при голодуванні ($4,21 \pm 0,37$ мкгР/г), так і при живленні досхочу, і лише при раціонах, що складали 0,25 і 0,50 від величини максимального мала місце його екскреція.

Проте при всіх значеннях величини добового раціону екскреція фосфору у досліді за концентрації хрому $0,1 \text{ мг Cr}^{6+}/\text{дм}^3$ суттєво перевищувала рівень екскреції у контролі (рис. 5.10).

Експерименти з двомісячною молоддю золотої рибки показали, що у контролі за умов живлення досхочу риба поглинала фосфор із води, в той час як за підвищеного вмісту іонів хрому у воді (за живлення досхочу) абсорбція фосфору змінювалася на його екскрецію.



Рис. 5.10. Інтенсивність екскреції та абсорбції фосфору у одномісячній молоді *Carassius auratus auratus* у контролі та за концентрації Cr^{6+} у воді $0,1 \text{ мкгCr}^{6+}/\text{дм}^3$ при різних значеннях раціону ($M \pm m$, $n=7$)

Так, за концентрації йонів хрому $1 \text{ мкгCr}^{6+}/\text{дм}^3$ (при живленні досхочу) золоті риби *Carassius auratus auratus* екскретували фосфор з інтенсивністю $0,59 \text{ мкг/г}$ на добу, у той час як у контролі риби поглинали фосфор із води з інтенсивністю $0,66 \text{ мкг/г}$ на добу. Ця тенденція мала місце і при інших рівнях хрому у воді (табл. 5.8, рис. 5.11).

Таблиця 5.8

Екскреція фосфору у двомісячній молоді *Carassius auratus auratus* (маса тіла $675 \pm 17 \text{ мг}$) за різних концентрацій Cr^{6+} у воді ($M \pm m$, $n = 11$)

Раціон, частки від максимального	Інтенсивність екскреції фосфору (мкг P/г маси тіла) при різних концентраціях хрому у воді				
	Контроль	$0,001 \text{ мкгCr}^{6+}/\text{дм}^3$	$0,010 \text{ мкгCr}^{6+}/\text{дм}^3$	$0,100 \text{ мкгCr}^{6+}/\text{дм}^3$	$10,000 \text{ мкгCr}^{6+}/\text{дм}^3$
0	$1,44 \pm 0,08$	$1,96 \pm 0,11$	$2,17 \pm 0,13$	$1,53 \pm 0,09$	$1,37 \pm 0,07$
0,5	$0,23 \pm 0,01$	$0,44 \pm 0,09$	$0,64 \pm 0,07$	$0,70 \pm 0,08$	$1,04 \pm 0,04$
1,0	$-0,32 \pm 0,02$	$0,11 \pm 0,02$	$0,17 \pm 0,04$	$0,32 \pm 0,03$	$0,49 \pm 0,03$

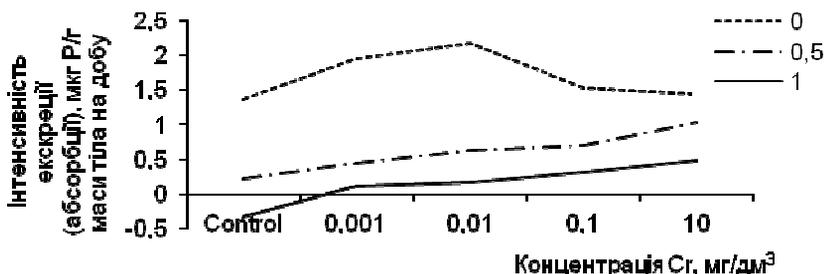


Рис. 5.11. Екскреція і абсорбція фосфору (мкг P/г маси тіла на добу) у двомісячній молоді *Carassius auratus auratus* за різних концентрацій Cr^{6+} у воді при голодуванні (0), живленні досхочу (1) та раціоні, що складає половину від максимального (0,5) ($M \pm m$, $n = 12$)

Аналогічне явище встановлено і у лина *Tinca tinca* (табл. 5.9-5.10).

Таблиця 5.9

Інтенсивність дихання, екскреції та абсорбції фосфору у *Tinca tinca* (маса тіла $4,11 \pm 0,26$ г) за різних значень величини добового раціону в контролі та за присутності йонів хрому у воді ($M \pm m$, $n = 9$)

Раціон, частки від максимального	Екскреція фосфору, мкгP/г маси тіла за добу		Інтенсивність дихання, мгO ₂ /г маси тіла за добу	
	Контроль	Дослід (0,001 мгCr ⁶⁺ /дм ³)	Контроль	Дослід (0,001 мгCr ⁶⁺ /дм ³)
0	3,47±0,21	6,37±0,23	19,56±0,98	16,21±0,87
0,5	0,92±0,09	3,54±0,32	27,42±1,06	21,18±1,92
1,0	-1,73±0,17	0,69±0,09	52,69±3,21	39,90±2,89

Таблиця 5.10

Інтенсивність дихання, екскреції та абсорбції фосфору у *Tinca tinca* (маса тіла $13,64 \pm 0,37$ г) у контролі та за концентрації Cr⁶⁺ 1 мг/дм³ при різних значеннях величини добового раціону ($M \pm m$, $n=6$)

Раціон, частки від максимального	Екскреція фосфору, мкгP/г маси тіла за добу		Інтенсивність дихання, мгO ₂ /г маси тіла за добу	
	Контроль	Дослід	Контроль	Дослід
0,0	5,6±0,2	7,2±0,2	5,9±0,1	4,7±0,2
0,5	1,8±0,1	2,9±0,2	6,2±0,4	5,2±0,3
1,0	-1,6±0,1	1,7±0,1	17,3±1,1	8,1±0,5

При порівнянні змін рівнів екскреції фосфору дихання за умов впливу підвищеного рівня хрому звертає на себе увагу кілька фактів. По-перше, вплив підвищеного рівня хрому призводить до значного зростання інтенсивності екскреції фосфору.

При живленні досхоchu абсорбція фосфору не спостерігається: натомість має місце його екскреція. По-друге, за підвищеного рівня хрому інтенсивність дихання знижується. Причому найістотніші зміни спостерігаються за умов живлення риб досхоchu. Доречно відзначити, що рівень екскреції фосфору в умовах наявності хрому у воді має найсуттєвіші відхилення від контролю за умов живлення риб досхоchu. У цьому випадку спостерігається явище, діаметрально протилежне контролю (абсорбція змінюється екскрецією).

Схожі результати отримані нами і у дослідах з пліткою (табл. 5.11).

За концентрації шестивалентного хрому 10 мг/дм³ при голодуванні піддослідні риби екскретували фосфор з інтенсивністю $1,7 \pm 0,07$ мкг/г тіла на добу (при середньому контрольному рівні $1,44 \pm 0,08$ мкг/г тіла на добу). При раціоні 0,5 від максимального рівень екскреції складав $1,04 \pm 0,04$ (проти $0,23 \pm 0,01$ мкгP/г маси тіла на добу в контролі).

Таблиця 5.11

Інтенсивність дихання і екскреції фосфору у *Rutilus rutilus* (маса тіла $12,76 \pm 0,73$) у контролі та за вмісту у воді $1 \text{ мгCr}^{6+}/\text{дм}^3$ при різних величинах добового раціону ($M \pm m$, $n = 6$)

Раціон, частки від максимального	Екскреція фосфору, мкг P/г маси тіла на добу		Інтенсивність дихання, $\text{мгO}_2/\text{г}$ маси тіла на добу	
	Контроль	Дослід	Контроль	Дослід
0	$1,93 \pm 0,08$	$2,56 \pm 0,09$	$11,53 \pm 0,71$	$8,65 \pm 0,32$
0,5	$0,06 \pm 0,01$	$1,05 \pm 0,10$	$7,89 \pm 0,36$	$6,18 \pm 0,18$
1,0	$0,89 \pm 0,09$	$1,09 \pm 0,08$	$25, \pm 1,87$	$11,73 \pm 0,84$

За максимального раціону у піддослідних риб спостерігалася екскреція фосфору з інтенсивністю $0,49 \pm 0,03$ мкг/г, у той час як у контролі мала місце його абсорбція (з інтенсивністю $0,32 \pm 0,02$ мкг/г тіла на добу).

За умов $0,05 \text{ мгCr}^{6+}/\text{дм}^3$ (що еквівалентно 1 санітарно-гігієнічній ГДК) при голодуванні екскреція фосфору піддослідними рибами була на рівні $1,57 \pm 0,13$ мкг/г, що складало 244% від рівня його екскреції у контролі ($0,65 \pm 0,05$ мкг/г тіла на добу).

У тримісячної золотой рибки за умов концентрації хрому $1 \text{ мг}/\text{дм}^3$ при живленні досхочу рівень екскреції фосфору складав $0,59 \pm 0,03$ мкгP/г на добу, в той час як в умовах контролю риби поглинали фосфор з води (рис. 5.12).

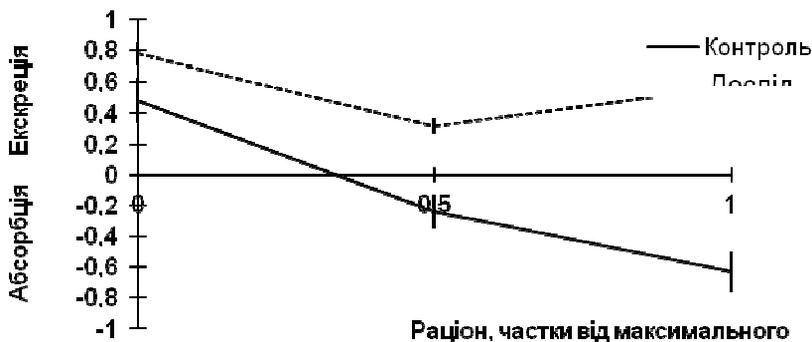


Рис. 5.12. Інтенсивність екскреції та абсорбції фосфору (мкгP/г маси тіла на добу) у тримісячної молоді *Carassius auratus auratus* у контролі та за вмісту $1 \text{ мгCr}^{6+}/\text{дм}^3$ при різних величинах добового раціону ($M \pm m$, $n = 11$)

За концентрації у воді $1 \text{ мгCr}^{6+}/\text{дм}^3$ при голодуванні піддослідні риби екскретували фосфор з інтенсивністю $0,75 \pm 0,06$ мкг/г тіла на добу (при контрольній інтенсивності $0,44 \pm 0,03$ мкг/г тіла на добу). При максимальному раціоні піддослідні риби екскретували фосфор з інтенсивністю $0,59$ мкг/г тіла на добу. Водночас у контролі мала місце абсорбція фосфору з води з інтенсивністю $0,66 \pm 0,05$ мкг/г тіла на добу.

За концентрації хрому $0,001 \text{ мг/дм}^3$ (1 рибогосподарська ГДК) рівень екскреції фосфору при голодуванні складав $1,04 \pm 0,08 \text{ мкг/г}$, що перевищувало значення у контролі на 160%.

Таким чином, у діапазоні досліджених концентрацій хрому у воді ($0,001$, $0,05$, $1,00$ і $10,00 \text{ мг/дм}^3$) встановлені суттєві порушення фосфорного обміну у риб – значне зростання рівня його екскреції та порушення екскреторно-абсорбційних процесів.

Дослідження екскреції фосфору у лина і плітки підтвердили закономірність, встановлену в експериментах з золотою рибкою. Таким чином, в усіх випадках має місце загальна закономірність: величина добового раціону суттєво впливає на метаболічні процеси риб. Відомо, що величина добового раціону істотно впливає на рівень дихання [134; 135]. Проте екскреція фосфору у риб за токсичного впливу важких металів в літературі практично не висвітлена. За раціону, що складає частину від максимального, має місце або певне зниження рівня дихання (бо риба поводить себе більш спокійно, що відмічено в досліді з пліткою), або незначне його зростання (в експериментах з лисом, який і при голодуванні поводить себе досить спокійно, відзначаючись мінімальною руховою активністю). У переважній більшості випадків рівень екскреції фосфору при живленні був нижчим, ніж при голодуванні.

У відношенні екскреції фосфору спостерігається така закономірність. При голодуванні рівень екскреції фосфору знаходиться на певному (для кожного виду риб відповідної розмірно-вікової групи) рівні. З початком живлення рівень екскреції знижується, а при живленні досхочу в усіх випадках (у контролі) мала місце абсорбція фосфору з води.

За умов концентрації хрому від $0,001 \text{ мг/дм}^3$ до $10,000 \text{ мг/дм}^3$ спостерігаються істотні порушення екскреторно-абсорбційних процесів у риб. Слід підкреслити, що найістотніші відхилення значень від контролю спостерігаються за живлення риб досхочу. В цьому випадку абсорбція фосфору, яка має місце у контролі, змінюється на його екскрецію.

У тримісячних золотих рибок при живленні досхочу абсорбція фосфору (в контролі) змінювалася на його екскрецію за умов вмісту хрому у воді 1 мг/дм^3 , складаючи $0,36 \pm 0,05 \text{ мкгP/г}$ маси тіла на добу, в той час як у контролі рівень абсорбції складав $0,28 \pm 0,06 \text{ мкгP/г}$ на добу ($n=6$).

Результати досліджень екскреторно-абсорбційних процесів у риб різного віку дозволили встановити, що вік піддослідних риб істотно впливає на характер цих процесів і має обов'язково враховуватися при аналогічних дослідженнях. Так, при голодуванні абсорбція фосфору з води мала місце лише у одномісячної молоді золотої риби, у той час

як старші вікові групи за цих умов лише екскретували фосфор. Це обумовлено віковими особливостями фосфорного обміну у риби. Зокрема відомо, що найінтенсивніше риби накопичують фосфор на ранніх стадіях, в період активного органогенезу. У личинок і мальків спостерігається суттєве зростання рівня загального фосфору в тілі [132; 136; 138]. Тому саме в ці періоди життя риба відзначається найвищими відносними потребами у фосфорі, що й обумовлює вікову специфіку екскреторно-абсорбційних процесів.

Наступна серія дослідів була проведена з представниками двох трофічних груп – хижаків – щукою (*Esox lucius*) і сомом (*Silurus glanis*); бентофагами – линем (*Tinca tinca*), бичком-бабкою (*Neogobius fluviatilis*) і окунем (*Perca fluviatilis*). Годували щуку і сома пліткою (*Rutilus rutilus*), а решту видів – личинками хірономід і трубочником (у співвідношенні 1 до 1).

Результати експериментів показали, що рівень екскреції фосфору при голодуванні характерний для кожного виду риби і суттєво залежить від його належності до тієї чи іншої трофічної групи. Причому найістотношою є відмінність у рівнях екскреції фосфору у хижаків і бентофагів (табл. 5.12). Слід відзначити, що відомості щодо рівня екскреції фосфору рибами у літературі вкрай обмежені й водночас неоднозначні. Для зоопланктону це питання достатньо вивчене і тому для оцінки екскреції фосфору у риби часто використовують екстраполяцію результатів, отриманих для зоопланктону [202].

У щуки й сома рівні екскреції виявилися на порядок вищими, ніж у інших видів риби. Щоб зрозуміти причину цього явища, варто звернути увагу на вміст фосфору у кормах (табл. 5.12).

Таблиця 5.12

Вміст фосфору в тілі риби, їхніх кормах, інтенсивність екскреції фосфору (E_p) та відношення інтенсивності дихання (q) до E_p при голодуванні, $t=23^\circ\text{C}$

Види риби	Маса тіла, г	n	Вміст фосфору в сирій речовині, %		Екскреція, мкг P/г маси тіла на добу	Відношення q/E_p
			В тілі риби	В кормі		
<i>Esox lucius</i>	25,34±2,21	8	0,569±0,021	0,523±0,042	48,3±4,1	142
<i>Silurus glanis</i>	34,59±2,01	8	0,542±0,032	0,523±0,042	52,5±4,9	139
<i>Tinca tinca</i>	19,91±1,49	9	0,571±0,017	0,194±0,010	4,3±0,3	398
<i>Neogobius fluviatilis</i>	19,11±1,52	8	0,525±0,014	0,194±0,010	5,6±0,4	465
<i>Perca fluviatilis</i>	20,42±2,20	9	0,898±0,045	0,194±0,010	3,1±0,4	2467

У хижаків він більш ніж удвічі вищий, ніж у бентофагів. Аналіз раціонів (кількості спожитого з їжею фосфору та величини енергоємності раціону) дозволяє дійти висновку, що лише хижаки не

мають дефіциту фосфору. Інші види риб мають адаптації до економії фосфору. Показано що ефективність засвоєння фосфору бентофагами і планктонофагами вдвічі вища, ніж азоту і більш ніж удвічі перевищує ефективність трансформації енергії раціону [136].

Привертає увагу максимальне значення відношення рівня дихання до рівня екскреції фосфору у окуня, яке у 18 разів перевищує аналогічний показник у щуки чи сома. Це, крім вищезгаданої причини, обумовлене також відносно вищим вмістом фосфору в тілі окуня. Саме тому дефіцит фосфору виявляється у нього найгострішим. Наслідком цього є зведення до мінімуму екскреції фосфору у окуня.

В умовах живлення різниця в екскреторних процесах виявляється ще суттєвішою. Причому у хижаків зі збільшенням величини раціону до максимального рівень екскреції фосфору зростає у п'ять разів. В усіх інших досліджених нами видів риб при живленні рівень екскреції фосфору не тільки не зростає, а, навпаки, знижується. При живленні досхочу екскреція фосфору змінюється на його абсорбцію з води. Це пов'язане з тим, що при харчуванні риба збільшує масу свого тіла (росте), але оскільки вміст фосфору в тілі більш ніж удвічі вищий, ніж у кормових об'єктах, то дефіцит фосфору риба має поповнювати, абсорбуючи фосфор із води. Аналогічні результати отримані за підвищеного вмісту Нікелю та Кадмію у воді [368; 369].

Таким чином рівень екскреції фосфору досить чутливо реагує на наявність токсикантів у воді, а тому значне зростання екскреції фосфору може свідчити про токсичність середовища. При використанні значень рівнів екскреції фосфору особливу увагу слід звертати на величину добового раціону. Враховуючи отримані нами результати можна рекомендувати діагностику токсикантів у воді при двох режимах годівлі піддослідних риб:

1. При голодуванні, що спрощує порівняння одержаних результатів для риб різних видів і дозволяє досягнути певного рівня стандартизації умов експерименту.

2. За умов живлення риб досхочу. В цьому випадку різниця в екскреторних процесах між дослідом і контролем виражені найбільш яскраво, більше того, характер процесів діаметрально протилежний.

Використання балансового підходу для діагностики токсикантів у середовищі вимагає проведення подальших досліджень як для стандартизації цієї методики, так і для вивчення впливу інших токсикантів на цей показник. Однак використання рівня екскреції фосфору рибами для діагностики екотоксикологічної ситуації здається нам досить перспективним.

5.5. Оцінка токсичного навантаження за змінами ентропії системи

Деякі автори пропонують в основу комплексної оцінки екологічних показників покласти визначення зміни ентропії [485-487] як міри неупорядкованості стану системи. Джерелом деградуючого впливу на природні екосистеми можуть бути різні екологічні фактори як хімічної, так і фізичної природи. Оцінка їх в ентропійних одиницях дозволяє співставити рівні екологічного впливу:

$$dS_{\text{э}} = dS_0 + dS_a, \quad (5.3)$$

де dS_0 – внесок навколишнього середовища; $dS_a = 0$; dS_a – приріст ентропії, викликаний нерівноважними процесами всередині системи.

Крім того, врахування термодинамічних характеристик водного середовища в ентропійних одиницях дозволяє також оцінити вплив як хімічних, так і фізичних показників:

$$dS_a = dS_x + dS_{\text{ф}}, \quad (5.4)$$

де S_x , $S_{\text{ф}}$ – значення антропогенного навантаження відповідно хімічної й фізичної природи [485].

Діагностика стану екосистем, з'ясування напрямків та темпів їх змін в умовах антропогенного навантаження можлива лише на основі кількісної оцінки стану біологічних та екологічних систем за впливу тих чи інших чинників. Важливим етапом вирішення цієї проблеми є з'ясування поняття «норми» і «патології» екосистем [44; 373]. У цьому аспекті першочерговим завданням є розробка кількісних критеріїв, які спроможні давати об'єктивну оцінку стану якості середовища за ступенем його адекватності особливостям живої матерії.

Безперервний обмін речовиною і енергією між біоценозом і середовищем складає фундаментальну основу його існування – метаболізм біоценозу, в процесі якого йому «вдається звільняти себе від усієї тієї ентропії, яку він вимушений виробляти» [488].

Без аналізу продукційно-енергетичних характеристик, очевидно, принципово неможливо визначати якісно різні стани екосистеми. Тому не випадково, що жоден із методів оцінки якості води за біологічними показниками не дозволяє контролювати перехід екологічної системи під впливом антропогенного пресу із одного якісного стану до іншого [40].

Саме як зрушення рівноваги у ентропійно-негентропійних процесах під впливом антропогенного навантаження розглядається вплив забруднення на екосистеми [44; 373; 485-487]. Причому ентропію можна виражати як в інформаційних одиницях, так і в термодинамічних. З'ясоване співвідношення продукції з загальним потоком енергії через популяцію [489].

В умовах забруднення навколишнього середовища може відбуватися як збільшення інтенсивності метаболізму біоценозу – метаболічний прогрес, так і зменшення його інтенсивності –

метаболический регрес [40]. Важливою передумовою метаболического прогресу є антропогенне збагачення водних екосистем біогенними елементами.

Показано, що здатність до живлення і його ефективність у гідробіонтів зростає за низьких концентрацій деяких речовин, які вважаються отруйними [373].

Багаторічні експериментальні та натурні дослідження відгуків компонентів прісноводного планктону на токсичні забруднення різної хімічної природи показали, що різні компоненти планктону реагують на токсичні впливи неоднозначно. На фітопланктон токсиканти справляють стимулюючий, пригнічуючий або летальний вплив залежно від концентрації та тривалості дії.

Показниками токсичної дії є зниження інтенсивності або повне припинення фотосинтезу, зміна співвідношень між первинною продукцією та деструкцією тощо [373].

Корисним може бути характеристика середовища за змінами ентропії системи, проте про які саме системи йде мова – біологічні чи екологічні, не зовсім зрозуміло з публікацій щодо даної проблеми [40; 44; 373; 485; 486]. Тим паче, що крім загальних концепцій ці роботи практично не містять фактичного матеріалу щодо змін ентропії системи за токсичного навантаження.

Тому для з'ясування характеру змін ентропії на рівні біологічної систем (організму і популяції) та екосистем в цілому за різного рівня хронічного забруднення водного середовища важкими металами ми дослідили кількісні закономірності зміни ентропії в біологічних і екологічних системах за різного рівня токсичного навантаження.

У експериментах з пуголовками озерної жаби встановлено, що за концентрацій хрому від 0,001 до 1,000 мг $\text{Cr}^{6+}/\text{дм}^3$ темп росту дещо зростає (сягаючи максимального значення за 0,100 мг $\text{Cr}^{6+}/\text{дм}^3$), та знижується при подальшому зростанні концентрації хрому у воді. Ефективність трансформації енергії при цьому зменшується в усьому діапазоні досліджених його концентрацій.

З літератури відомо, що рівень дихання гідробіонтів у токсичному середовищі спочатку зростає, потім істотно знижується. Проте ця інформація стосується, головним чином, стандартного рівня обміну, при цьому структура енергетичного балансу в цілому за токсичного навантаження лишалася мало дослідженою [321; 322].

Нами встановлено, що підвищення концентрації хрому призводить до істотних змін структури енергетичного балансу, в першу чергу – до значного зростання частки стандартного обміну (табл. 5.13).

Таблиця 5.13

Енергетичні витрати (Дж/г маси тіла на добу) у пуголовок *Rana ridibunda* при різних значеннях величини добового раціону за різних концентрацій йонів хрому у воді (T = 25° C)

Раціон, частки від максимального	Енергетичні витрати (Дж/г маси тіла на добу) за різної концентрації біхромату калію у воді					
	Конт- роль	0,001 мг Cr ⁶⁺ /дм ³	0,010 мг Cr ⁶⁺ /дм ³	0,100 мг Cr ⁶⁺ /дм ³	1,000 мг Cr ⁶⁺ /дм ³	10,000мг Cr ⁶⁺ /дм ³
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
Ri ₀ /R ₀ contr.		3,2	3,5	4,6	3,4	3,00

Аналіз структури енергетичного балансу дозволив встановити, що за рівня хрому у воді в діапазоні всіх досліджених нами концентрацій значно зменшується різниця між рівнем травного обміну і стандартного. Це свідчить про суттєве зниження ефективності трансформації енергії у зв'язку з істотним зростанням частки стандартного обміну, яка йде на підтримання гомеостазу та енантіостазу в умовах токсичного середовища.

Водночас слід відзначити, що відмінності між рівнем травного обміну у контролі та у токсифікованому (біхроматом калію) середовищі виявляються незначними. Таким чином, за умов живлення досхочу рівень обміну сягає певних, близьких до максимально можливих для даного організму, величин. У токсифікованому середовищі при цьому відбуваються істотні зміни структури енергетичного балансу – суттєво зростає частка стандартного обміну. Це дає змогу передбачати зміни стану личинок жаб за умов обмежених харчових ресурсів, зокрема при голодуванні найістотніші втрати маси тіла й енергетичних ресурсів очікуються саме у пуголовок, які живуть за концентрації хрому у воді 0,1 мг/дм³.

Для перевірки цього в кінці експерименту ми на кілька днів припинили годування пуголовок. Результат повністю підтвердив наше припущення. За останню добу голодування зменшення енергоємності тіла у пуголовок складало: у контролі – 6,50%; за концентрації хрому у воді 0,001 мг/дм³ – 9,12%; за 0,01 мгCr⁶⁺/дм³ – 12,28%; за 0,1 мгCr⁶⁺/дм³ – 17,76%, за 1 мгCr⁶⁺/дм³ – 8,97% і за 10 мгCr⁶⁺/дм³ – 8,15%. Таким чином досліди з голодування підтвердили аналіз результатів дослідження дихання. Слід відзначити, що і вміст сухого залишку в тілі, і калорійність виявилися найнижчими у пуголовок, що жили за концентрації хрому 0,1 мг/дм³ (менше ніж у контролі на 8,94% за сухим залишком і на 13,24% – за калорійністю). Це узгоджується з теорією

оптимального живлення. Зокрема вважається, що пристосованість до умов середовища прямо залежить від надходження енергії до організму, що харчується [303].

Рівень стандартного обміну (при голодуванні) за наявності біхромату калію у воді в діапазоні досліджених концентрацій (від 0,001 до 10,000 мг $\text{Cr}^{6+}/\text{дм}^3$) в кілька разів перевищував рівень стандартного обміну в контролі, причому максимальне перевищення було за концентрації хрому 0,100 мг/дм³ (у 4,6 рази) (рис. 5.13).

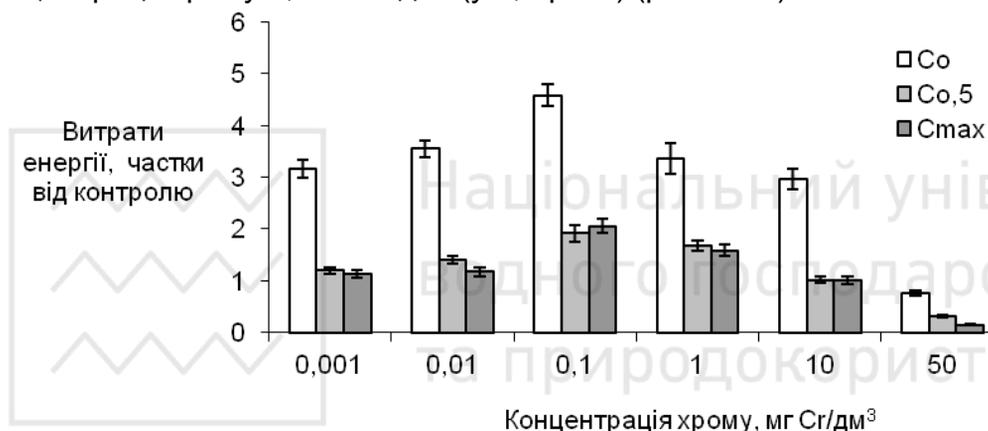


Рис. 5.13. Витрати енергії у личинок *Rana radibunda* на стандартний обмін (0), травний обмін при живленні досхочу (1) та за раціону, що складає половину від максимального (0,5) у частках від контролю за різного рівня Cr^{6+} у воді

Привертає увагу відношення травного обміну до стандартного. Воно мало найменші значення за умов концентрації хрому 10 мг/дм³. Це свідчить, що за цих умов вся доступна організму енергія витрачається лише на «відкачування ентропії», тобто на підтримання гомеостазу та енантіостазу, а на накопичення енергії резервів вже не залишається.

Водночас слід звернути увагу на кілька важливих обставин. По-перше, рівень стандартного обміну був мінімальним у контролі. А саме величина стандартного обміну розглядається як мінімальні енергетичні витрати організму на підтримання своєї життєдіяльності, тобто на «відкачування» ентропії.

Таким чином, вже за концентрації хрому 0,001 мг/дм³ істотно зростають енерговитрати організму на підтримання своєї життєдіяльності. Зростання рівня стандартного обміну пропорційне концентрації хрому у воді, сягаючи максимального значення за 0,100 мг $\text{Cr}^{6+}/\text{дм}^3$. Подальше зростання токсичності середовища призводить до зниження рівня як стандартного, так і загального обміну, що пов'язано зі згасанням функціональної активності організму.

Цей рівень токсичності можна вважати верхньою межею забруднення, з яким організм ще може «впоратися» шляхом поживлення «відкачування» ентропії ціною суттєвого зростання власних енерговитрат.

Експерименти з пуголовками за підвищеного вмісту свинцю у середовищі підтвердили цю закономірність.

У токсифікованому середовищі при цьому відбуваються істотні зміни структури енергетичного балансу – суттєво зростає частка стандартного обміну. Це дає змогу передбачати зміни стану організмів за умов обмежених харчових ресурсів, зокрема при голодуванні, що узгоджується з теорією оптимального живлення. Зокрема вважається, що пристосованість до умов середовища прямо залежить від надходження енергії до організму, що харчується.

Рівень стандартного обміну (при голодуванні) за вмісту свинцю у воді в діапазоні досліджених концентрацій (від 0,01 до 100,000 мг $Pb^{2+}/дм^3$) в кілька разів перевищував рівень стандартного обміну в контролі, причому максимальне перевищення було за концентрації 1,00 мг/дм³.

Привертає увагу відношення травного обміну до стандартного. Це свідчить, що за цих умов майже вся доступна організму енергія витрачається лише на підтримання гомеостазу та енантіостазу, а на накопичення енергії резервів вже не залишається (рис. 5.14).

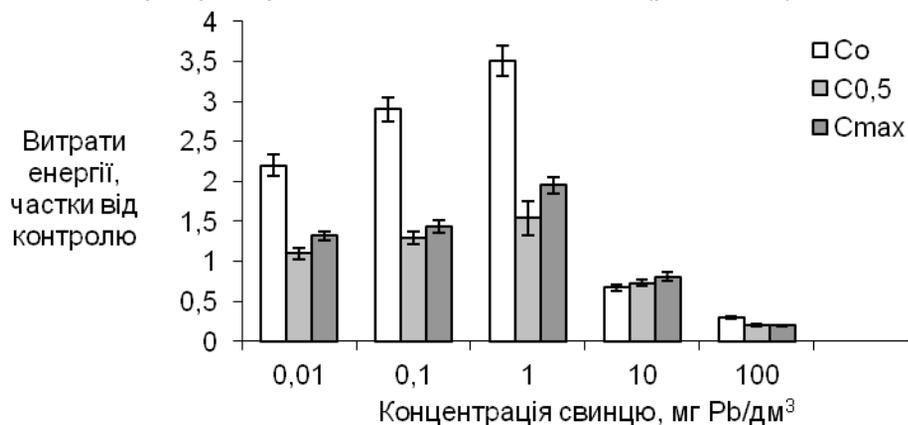


Рис. 5.14. Рівні стандартного (C_0) і травного обміну при живленні досхоchu (C_{max}) та за раціону, що складає половину від максимального ($C_{0,5}$) у пуголовок *Rana ridibunda* за різного вмісту Pb^{2+} у воді

Експерименти з личинками гостромордої жаби повністю підтвердили закономірність, встановлену в дослідях з пуголовками озерної жаби (рис. 5.15).

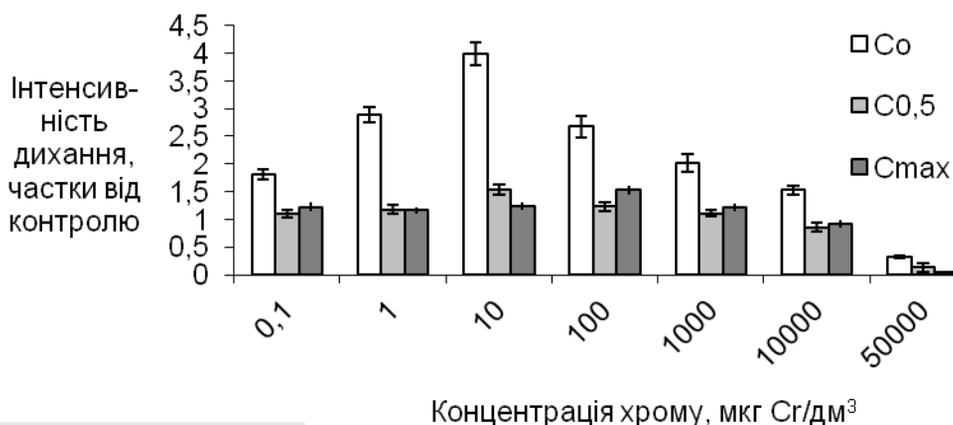


Рис. 5.15. Інтенсивність дихання личинок *Rana arvalis* при голодуванні (0), живленні до сходу (1) та раціоні, що складає 50% від величини максимального (0,5) за різних концентрацій Cr^{6+} у воді

Аналогічне явище встановлено нами і у риб. Обмеження раціону істотно впливає на рівень прояву токсичного ефекту (за ступенем пригнічення росту). Причому це вже суттєво проявляється при концентрації токсиканту, яка відповідає 1ГДК (в той час як за умов живлення досходу питома швидкість росту за цієї концентрації була вищою, ніж у контролі). Істотне ж перевищення концентрації токсиканту призводить до пригнічення росту вже практично незалежно від величини доступного раціону, що обумовлено пригніченням життєдіяльності за цих умов (рис. 5.16).

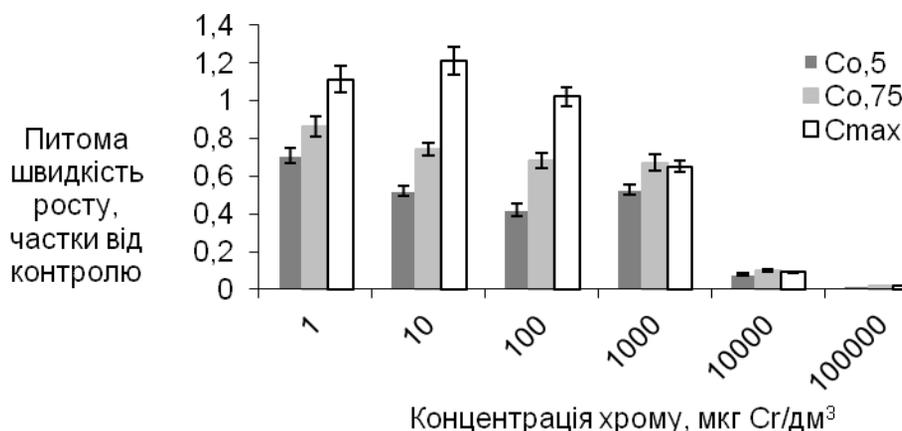


Рис. 5.16. Ріст *Carassius auratus auratus* (вік 1-2 місяці) за різних концентрацій Cr^{6+} у воді та величинах раціону (частки від максимального)

Водночас слід звернути увагу на кілька важливих обставин. По-перше, рівень стандартного обміну був мінімальним у контролі. А саме величина стандартного обміну розглядається як мінімальні енергетичні

витрати організму на підтримання своєї життєдіяльності, тобто на «відкачування» ентропії. Таким чином, вже за концентрації свинцю 0,01-1,00 мг/дм³ істотно зростають енерговитрати організму на підтримання своєї життєдіяльності. Зростання рівня стандартного обміну пропорційне концентрації свинцю у воді, сягаючи максимального значення за 1,00 мг Pb²⁺/дм³. Подальше зростання токсичності середовища призводить до зниження рівня як стандартного, так і загального обміну, що пов'язано зі згасанням функціональної активності організму. Таким чином, цей рівень токсичності можна вважати верхньою межею забруднення, з яким організм ще може «впоратися» шляхом пожвавлення «відкачування» ентропії ціною суттєвого зростання власних енерговитрат за живлення досхочу. Будь-яке обмеження раціону призводить до істотного зниження значень біопродукційних показників.

Аналогічну закономірність встановлено нами і на популяційному рівні. Дослідження росту культури інфузорії туфельки за різних концентрацій хрому у воді показало, що наявна біомаса (і зв'язана в ній енергія) на одиницю доступного її потоку зменшувалася зворотно пропорційно зростанню рівня токсиканта (Cr⁶⁺) у середовищі. За концентрації хрому 10 мг/дм³ культура припиняла своє існування вже на третю добу (рис. 5.17).

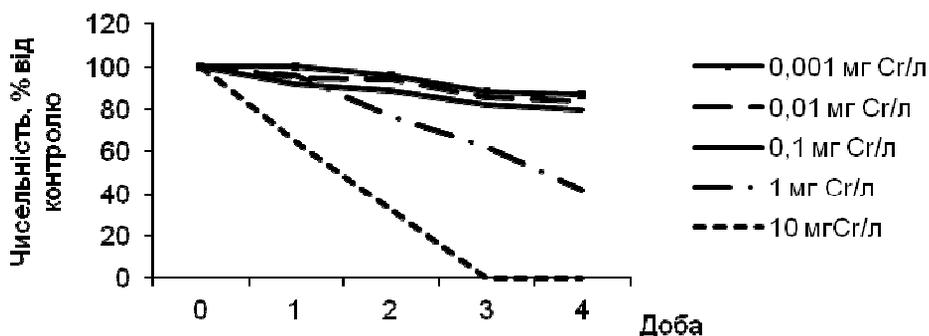


Рис. 5.17. Ріст культури *Paramecium caudatum* за різних концентрацій біхромату калію (мгCr⁶⁺/дм³) у воді

Таким чином, і на лабораторній популяції підтверджено, що величина зв'язаної системою енергії на одиницю її доступного потоку зменшується зворотно пропорційно зростанню рівня токсичності середовища.

Експерименти з гідрою показали, що найадекватнішу картину інтоксикації середовища як шестивалентним хромом, так і свинцем можна отримати, користуючись індексом оптимальності середовища для біопродукційного процесу, оскільки він характеризує як швидкість

накопичення системою енергії, так і ефективність її трансформації. Індекс оптимальності середовища знижувався зворотно пропорційно рівню забруднення водного середовища свинцем. Особливе значення при цьому має величина доступної біосистемі енергії. Будь-яке її обмеження здебільшого істотно посилює прояв токсичного ефекту (рис. 5.18).

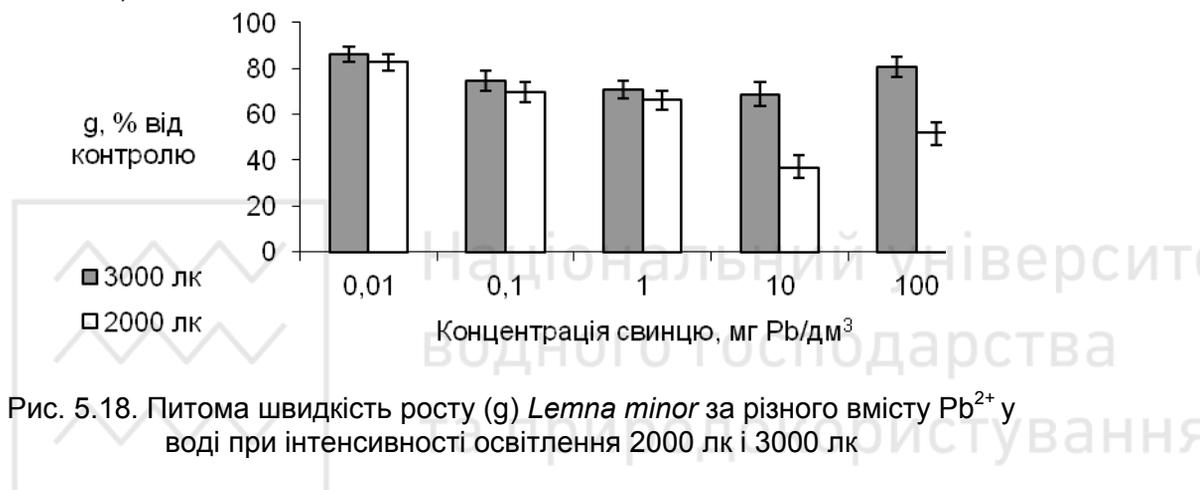


Рис. 5.18. Питома швидкість росту (g) *Lemna minor* за різного вмісту Pb²⁺ у воді при інтенсивності освітлення 2000 лк і 3000 лк

Таким чином результати наших експериментів свідчать, що в біологічних системах за токсифікації середовища важкими металами зростає «виробництво» ентропії, на «відкачування» якої біосистеми витрачають значну частку доступної їм енергії. Організм при цьому здатний до підтримання певного рівня функціональної активності. Особливе значення при цьому має величина доступної біосистемі енергії. Будь-яке її обмеження здебільшого істотно посилює прояв токсичного ефекту. Система ще здатна підтримувати певний рівень гомеостазу та енантіостазу, проте ця стійкість вимагає суттєвого зростання енерговитрат на її підтримання, що призводить до істотного зростання ентропії у системі в цілому. Подальше зростання рівня токсичності середовища призводить до згасання функціонування біологічних систем, які вже не спроможні підтримувати рівень своєї негентропії «ціною» суттєвого зростання ентропії у системі в цілому. На цьому етапі рівень ентропії в біосистемах зростає, але у зв'язку зі зниженням загального рівня їх метаболізму рівень ентропії в середовищі знижується.

Встановлені зміни ентропії в біологічних системах і у середовищі 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.

5.6. Класифікація екосистем різного ступеня токсичного навантаження

Структура, тобто впорядкованість, характеризує наявність у системі певного запасу негентропії, тоді як розструктурованість вказує на розвиток ентропійних процесів, на рух у бік «хаосу» [490].

Для виділення екосистем певного рівня забруднення чи певного типу антропогенного навантаження нами запропоновано використовувати індекс відносної схожості [491]. Сам індекс запропонований для встановлення схожості чи відмінності будь-якої кількості екосистем чи біотичних угруповань різного типу [492], а також будь-якої кількості масивів даних в еколого-біохімічних дослідженнях [493].

Порівняння індексу відносної схожості та його застосування для встановлення структурованості біосистем, зокрема трофічної структури угруповань з трьома основними методами кластерного аналізу – методом одинарного, середнього і повного зв'язку показало істотні переваги цього методу [494], який також успішно може використовуватися в класифікаційних побудовах в еколого-біохімічних і токсикологічних дослідженнях.

Суть методу полягає в тому, що ступінь схожості будь-якого масиву даних визначається за індексом відносної схожості:

$$IBC_{i=1}^n = \sum \min(a_i^1, a_i^2, a_i^m), \quad (5.5)$$

де n – загальна кількість компонентів в усіх системах; m – кількість елементів; a_i – відносне значення i -го компонента.

Методика побудови дендрограм структури будь-якої кількості систем полягає в таких послідовних операціях.

Спочатку визначаємо ступінь схожості між усіма (n) системами, в результаті чого отримуємо матрицю $n \times n$.

Потім відкладаємо на дендрограмі пару систем, що відрізняється максимальним ступенем схожості, цій парі присвоюємо номер $n + 1$ і в подальших розрахунках ця система може розглядатися як така, у якій відносні значення кожного компонента (у частках чи відсотках) дорівнюють мінімальному із двох, тобто є спільними для обох систем.

Потім визначаємо ступінь схожості $n + 1$ системи з рештою, знову відбираємо пару систем максимального ступеня схожості, відкладаємо її на дендрограмі, присвоївши порядковий номер $n + 2$ і т.д. аж поки всі

системи не розташуються на дендрограмі, наочно ілюструючи ступінь схожості чи відмінності їх між собою.

Для кількісної оцінки ступеня перекриття екологічних ніш необхідно перш за все отримати матрицю ($m \times n$) для ресурсів, в якій вказана кількість кожного з m станів ресурсів, які використовуються кожним із n видів. З цієї матриці можна отримати іншу матрицю ($n \times n$) перекриття між усіма парами видів, в якій діагональні елементи дорівнюють одиниці, а решта елементів менше одиниці.

Для побудови повної дендрограми відносної схожості будь-яких масивів даних, чи ступеня множин нами запропоновано досить простий метод [397; 482]. Так, розглянемо таблицю раціонів 5-ти видів (табл. 5.14).

На її основі розраховуємо матрицю схожості $n \times n$ (табл. 5.15).

Вибираємо з таблиці максимальне значення схожості і відкладаємо його значення на дендрограмі. Це будуть види 4 і 5 (79%). Цій парі присвоюємо номер 6 ($n + 1$). І в таблиці ця пара фігурує під номером 6, а значення харчових компонентів у ній беремо мінімальне із двох: (виділимо їх жирним шрифтом). Потім визначаємо ступінь схожості 6 компоненту з іншими і занесемо отримані величини в таблицю.

Таблиця 5.14

Відносне значення i -го компонента в раціоні кожного виду

Компоненти раціону	Види				
	7		3	6	
	1	2		4	5
A	50	20	1	(0)	3
B	5	2	16	(0)	5
C	(15)	41	1	18	12
D	0	5	81	(0)	5
E	10	(2)	1	32	40
F	(2)	30	0	50	35

Як видно з таблиці максимальна схожість видів 1 і 2 (59%). Відкладаємо цю пару на дендрограмі, а самій парі присвоюємо номер 7 ($n + 2$). Знову для пари 7 лишаємо значення харчових компонентів мінімальне із двох (тобто спільне обом видам) – це в таблиці позначимо жирним шрифтом.

Таблиця 5.15

Ступінь перекриття раціонів у 5 видів

	1	2	3	4	5	6	7
1		59 (2)	8	45	50		
2			10	50	54		
3				3	13		
4					79 (1)		
5							
6	42	49	2				
7			5			36 (3)	
8			2				

Після цього розрахуємо схожість 7 компоненту з рештою. Знову відмічаємо значення схожості в таблиці. Вибираємо групу з максимальною схожістю, знову відкладаємо одержанні значення на дендрограмі.

У результаті одержуємо ступінь схожості між усіма видами й групами. Так можна визначати структуру схожості для будь-якого масиву даних.

Аналогічно можна розрахувати ступінь перекриття множин за будь-якими іншими параметрами.

Маючи дані про ступінь перекриття конкретних ніш можемо визначити і ступінь перекриття їх багатомірних ніш. Для визначення ступеня перекриття n-мірної ніші ми маємо перемножити відносні перекриття кожної з n ніш (при цьому зручніше користуватися не %-ним значенням перекриття, а в частках від 1).

Тобто у нашому випадку з перекриттям трофічних ніш (55%) ми беремо величину 0,55 (у частках від 1). Наприклад, якщо тропічні ніші цих видів пекриваються на 50%, тобто на 0,5, то перекриття 2-мірної ніші (трофічної й топічної) складе:

$$0,55 \times 0,5 = 0,275, \text{ або } 27,5\%.$$

Аналогічно розраховується і перекриття n-мірної ніші.

Порівняння результатів, отриманих з використанням розробленої нами методики класифікаційних побудов з аналогічними, отриманими з використанням кластерного аналізу [478] дозволяє дійти висновку щодо істотних переваг розробленого нами методу.

При використанні запропонованої нами методики встановлення структурованості систем за ступенем схожості чи відмінності важливо зосередити увагу на найбільш вагомим та інформативним параметрам. Такими, як показують наші дослідження, з біопродукційних показників є: питома швидкість росту і накопичення енергії, валова і чиста ефективність трансформації енергії, рівень загального обміну, співвідношення загального обміну, травного і стандартного, рівень екскреції фосфору, структура енергетичного балансу організмів і

популяцій. Саме на цих показниках і має базуватися класифікація екосистем різного ступеня інтоксикації й антропогенного навантаження в цілому.

Нами досліджена можливість застосування індексів відносної схожості та відносної відмінності для встановлення ступеня схожості чи відмінності будь-якої кількості екосистем чи окремих їх компонентів із різним рівнем токсичного забруднення важкими металами за продукційними показниками біосистем – в першу чергу організмів, популяцій, а також угруповань. Особливу увагу приділено класифікації екосистем різного рівня забруднення за значеннями біопродукційних показників.

Для виділення екосистем певного рівня забруднення чи певного типу антропогенного навантаження запропоновано використовувати індекс відносної схожості, який був запропонований для встановлення схожості чи відмінності будь-якої кількості екосистем чи біотичних угруповань різного типу. Ступінь схожості будь-якої кількості об'єктів визначається за індексом відносної схожості (IBC) (див. формулу 5.5).

Ступінь відмінності між ними визначається за індексом відносної відмінності (IBV):

$$IBV = 1 - IBC \text{ (якщо IBC виражено у частках),} \quad (5.6)$$

або

$$IBV = 100\% - IBC \text{ (якщо IBC виражено у відсотках),} \quad (5.7)$$

де N – загальна кількість компонентів у всіх системах; m – кількість елементів; a_i – відносне значення i -го компонента.

Проведений нами аналіз показав, що запропонований індекс відповідає усім чотирьом стандартним критеріям метрики:

- симетрії;
- нерівності трикутника для трьох об'єктів;
- розрізняються нетотожні об'єкти;
- відсутність відмінності ідентичних об'єктів.

На відміну від усіх існуючих методів побудови дендрограм, які базуються на все тому ж попарному порівнянні, запропонований нами метод вперше враховує ступінь схожості чи відмінності будь-якого масиву систем одночасно.

Для встановлення повної структури схожості n екосистем (чи їх компонентів) необхідно застосування методів, які б давали ступінь схожості й відмінності будь-якої кількості досліджуваних об'єктів, водночас дозволяючи згрупувати (за рівнем схожості чи відмінності) досліджувані системи.

Таким чином, маючи відомості про біопродукційні показники аналогічних біосистем з n екосистем, можна розрахувати відносне перекриття цих множин (встановити ступінь схожості чи відмінності).

При аналізі екосистем за n біосистемами (популяцій, геміпопуляцій тощо) перекриття множин зазвичай розглядають лише

попарно, визначаючи ступінь схожості як показано вище, в результаті отримують матрицю $n \times n$. На цьому аналіз або завершується, або продовжується з використанням різних методів в основі яких лежить все те ж попарне порівняння. Запропонований нами метод суттєво відрізняється від інших аналогічних тим, що ми порівнюємо досліджувані системи не лише попарно, а і на всіх рівнях їх інтеграції за тими чи іншими показниками, що вперше дає можливість кількісної характеристики ступеня схожості (чи відмінності) будь-якого масиву даних одночасно.

Зазвичай в еколого-токсикологічних дослідженнях на питання: яка ступінь схожості усіх чи кількох систем відповіді найчастіше бракує.

Запропонований нами метод встановлення структурованості і класифікаційних побудов дозволяє визначати структуру схожості для будь-якого масиву даних.

Аналогічно можна розрахувати ступінь перекриття множин і за іншими параметрами.

Маючи дані про ступінь перекриття за конкретними показниками, можемо визначити і ступінь перекриття загалом за всіма параметрами. Для визначення ступеня перекриття за n -параметрами ми маємо перемножити відносні перекриття кожного з n параметрів (при цьому доцільно користуватися не %-ним значенням перекриття, а частками від 1).

Наприклад, якщо за структурою енергобалансу певної біосистеми системи перекриваються на 50%, тобто на 0,5, а за коефіцієнтами накопичення відповідного токсиканта на 0,3, то перекриття за двома параметрами складе:

$$0,5 \times 0,3 = 0,15, \text{ або } 15\%.$$

Аналогічно розраховується перекриття множин і n -компонентної системи.

При використанні запропонованої нами методики встановлення структурованості систем за ступенем схожості чи відмінності важливо зосередити увагу на найбільш вагомим й інформативним параметрам. Такими, як показують наші дослідження, з біопродукційних показників є: питома швидкість росту й накопичення енергії, валова і чиста ефективність трансформації енергії, рівень загального обміну, співвідношення загального обміну, травного і стандартного, рівень екскреції фосфору, структура енергетичного балансу організмів і популяцій. Саме на цих показниках і має базуватися класифікація екосистем різного ступеня забруднення й антропогенного навантаження в цілому.

Таким чином, класифікація токсифікованих екосистем за біопродукційними показниками може базуватися на таких показниках: величині загальної продукції, чистої, валової, співвідношенні продукція/доступна енергія, зміна структури енергетичного балансу,

зростання частки стандартного обміну, зміни величини спожитої енергії, зміни ентропії в біологічних та екологічних системах різного рівня. Важливим показником є рівень накопичення токсикантів компонентами екосистеми.

Проведений нами аналіз ступеня схожості модельних екосистем із різним рівнем токсичного навантаження показав, що метод дозволяє виокремлювати системи певного рівня й типу забруднення. Зокрема аналіз модельних екосистем за структурою енергетичного балансу організмів і лабораторних популяцій дозволяє виокремлювати групи систем того чи іншого рівня забруднення.

Таким чином, запропонований метод дозволяє практично вперше здійснювати адекватні класифікаційні побудови екосистем певного рівня й типу забруднення, що відкриває можливості застосування його як в системі екологічного моніторингу, так і для діагностики стану екосистем різного рівня токсичного навантаження. У порівнянні з іншими методами він відрізняється простотою, об'єктивністю, відповідає усім чотирьом вимогам метрики, відсутністю суб'єктивізму при виділенні тих чи інших груп екосистем, кількісна оцінка міри перекриття множин дається в частках чи у відсотках, що вигідно відрізняє його від інших, зокрема від методів кластерного аналізу.

Запропонований нами індекс оптимальності середовища дає змогу отримати найадекватнішу (у порівнянні з усіма іншими продукційно-енергетичними показниками) оцінку стану середовища, причому ІОС однаково успішно може застосовуватися до організмів будь-яких таксономічних груп і біосистем різного рівня, що уможливорює вихід на кількісний рівень оцінки якості середовища за змінами ентропії у системі.

Результати наших досліджень можуть використовуватися і для розрахунку ємності екосистем до того чи іншого забруднюючого чинника чи всього їх комплексу в цілому. Адже за вірогідними змінами біопродукційних показників біологічних систем можна здійснювати ранню діагностику токсичних ефектів, в першу чергу це стосується зростання коливань значень як окремих показників, так і їх співвідношень.

ЗАКЛЮЧНЕ ОБГОВОРЕННЯ

Враховуючи величезну кількість чинників, що впливають на якість середовища, ми вважаємо найперспективнішим шляхом оцінку його якості за станом самих біосистем різного рівня. Цей підхід базується на розумінні якості середовища як ступеня його адекватності особливостям живої матерії. При цьому зміни стану середовища мають оцінюватися за функцією відгуку біосистем різного рівня. Особливе значення при цьому належить продукційно-енергетичним параметрам живих систем, які можуть однаково успішно застосовуватися як до живих організмів будь-яких систематичних груп, так і їхніх популяцій та угруповань. У такому разі стан гідроекосистем пропонується оцінювати за функцією благополуччя біосистем різного рівня організації, а інтегральною характеристикою стану біосистем вважається структура енергетичного балансу, зміни якого відповідають змінам ентропії системи за різного стану середовища їх існування.

Забруднення екосистем впливає на метаболічні процеси як безхребетних, так і хребетних тварин, рослин, викликаючи їх розкорельованість, що призводить до значного зниження продуктивності.

На основі проведених нами експериментів ще раз підтверджено, що за дії стрес-факторів, якими часто виступають йони важких металів, відбувається перебудова метаболічних процесів, які спрямовані на забезпечення адаптаційно-компенсаторних механізмів на підтримку гомеостазу в організмі.

Встановлені нами суттєві зміни як окремих складових енергетичного балансу гідробіонтів, так і його структури в цілому за підвищеного рівня важких металів у водному середовищі свідчать про можливість і доцільність використання значень структури енергетичного балансу організмів для характеристики стану середовища їх мешкання.

Зокрема, в експериментах з рибами показано, що рівень накопичення важких металів в цілому пропорційний їх концентрації у воді, проте ця залежність не зовсім відповідає закону Габера. Це пов'язано з тим, що на різних етапах пристосування організму до токсичного середовища рівень накопичення токсиканта залежить як від швидкості його поглинання, так і від темпу його виведення з організму. Саме тому в більшості експериментів залежність між концентрацією у воді й рівнем накопичення важких металів не однозначна.

Шестивалентний хром, нікель і свинець істотно впливають на всі досліджені параметри організмів і їх популяцій, викликаючи глибокі порушення метаболічних процесів, розбалансування метаболічних процесів. Суттєві зміни біопродукційних показників (істотні коливання темпів росту, ефективності трансформації речовини і енергії) свідчать,

з одного боку, про розбалансування системи в цілому, а з іншого – про ступінчатий характер пристосувальних адаптацій організмів до нової токсикологічної ситуації, що узгоджується з літературними відомостями з цього питання [72; 427].

Важливо також зосередити увагу ще й на такій проблемі. Чи можна за рівнем накопичення передбачати токсичні ефекти на рівні організму, популяції й угруповання?

У частині експериментів нами встановлено зростання питомої швидкості росту і ефективності трансформації речовини й енергії за умов підвищених концентрацій (від 1 до кількох десятків ГДК) хрому й свинцю. Причому стимулюючий ефект зберігався протягом усього періоду дослідження, а не лише на його початку, як це має впливати із загальної теорії з адаптаційного синдрому [242].

Проте це питання потребує подальшого вивчення, оскільки швидкість відповіді системи пов'язана з концентрацією діючої речовини. Зростання концентрації зазвичай скорочує термін настання реакції-відповіді. Найшвидші індивідуальні реакції на токсичні впливи одних й тих же концентрацій реєструються у простих організмів – водоростей і інфузорій. Час настання таких реакцій обмежується годинами й добами. Добами вимірюється прояв реакцій-відповідей у гідр, дафній і риб за фізіолого-біохімічними параметрами. Тижнями оцінюються загальнобіологічні реакції на токсичність у дафній, риб, вищих водяних рослин, популяційні зміни в культурах водоростей. І це за умов, коли концентрації токсиканта в 10-100 разів перевищують ті, які рекомендовані як ГДК, обґрунтовані комплексними дослідженнями [324; 325].

Нами встановлено, що на тлі загального зростання біопродукційних параметрів – темпу росту та ефективності конвертації їжі за умов наявності в середовищі шестивалентного хрому (у діапазоні концентрацій від 0,001 до 0,05 мг/л) відбуваються істотні порушення фосфорного обміну у риб – істотне зростання його екскреції, що призводить до зниження його вмісту в тілі риб.

Таким чином, стимулюючий вплив токсикантів на біопродукційні показники ще не свідчить про кращі умови для організму. Тому є всі підстави вважати не лише зниження, але і зростання біопродукційних показників, тобто будь-яке істотне відхилення їх від контролю, тривожним сигналом, який вимагає з'ясування екотоксикологічної ситуації та фізіолого-біохімічного статусу організму.

Одним із аспектів наукової новизни проведених нами досліджень є відображення характеру прояву дії комплексу чинників через показники гомеостазу організмів та популяцій, як головного критерію при оцінках відгуку біосистем на незадовільний стан гідроекосистем.

При аналізі показників цитогенетичного гомеостазу риб за ядерними порушеннями еритроцитів крові, ми зафіксували

перевищення рівнів спонтанного мутагенезу (4,00‰) для кількох видів риби одночасно в 7 з 16 репрезентативних створах, а структурний розподіл ядерних порушень різних вікових категорій риби дозволив нам констатувати наявність стресових факторів у річкових екосистемах.

Нами вперше було з'ясовано, що достатньо чутливими індикаторами змін умов середовища природних водотоків 16 європейського екорегіону (ВРД ЄС) є показники гомеостазу таких видів риби, як плітка, краснопірка, верховодка та окунь. Отже, для об'єктивного з'ясування стану гідроекосистем необхідно проводити аналіз показників гомеостазу всіх, або, принаймні, кількох із зазначених видів риби одночасно.

Ми також з'ясували, що в якості діагностичних критеріїв стану гідроекосистем виправданим є використання прижиттєвих методів оцінки показників гомеостазу представників батрахофауни: стабільність розвитку організмів за рівнями ФА меристичних ознак, а також мікроядерного індексу та частки клітин з прикріпленими мікроядрами у покривному епітелію тварин.

У спробі виявити та зрозуміти «відгук» біоти на антропогенні зміни дослідних річок, одним із завдань наших досліджень було відстеження узгодженості змін між морфологічними та цитогенетичними показниками риби. Проведене порівняння отриманих показників флюктуючої асиметрії білатеральних ознак та частоти ядерних порушень еритроцитів крові риби дозволило відзначити, що синхронність змін обох показників простежується в усіх репрезентативних створах.

Порівнюючи між собою результати всіх проведених нами досліджень, ми дійшли висновку, що кількісна оцінка ступеня зміни якості середовища для біосистем різного рівня організації, а також представникам різних таксономічних категорій можлива лише на основі єдиного підходу й оцінок в одній і тій же шкалі.

Так, розроблена нами «Інтегральна шкала діагностики здоров'я річкових екосистем за цитогенетичними порушеннями еритроцитів крові риби» є реальним інструментом технології біомоніторингу, що дозволяє її використання в системі екологічного контролю річкових екосистем 16 європейського екорегіону.

Проведення багатофакторного регресійного аналізу, дозволило нам вперше довести можливість показників гомеостазу представників іхтіо- та батрахофауни відображувати вплив не ізольованих шкідливих чинників, а реально існуючого в водному середовищі комплексу речовин. Цінність отриманих прогностичних моделей полягає у врахуванні віддалених наслідків впливу на біоту; можливості визначення верхньої та нижньої межі діючих факторів та уточнення якісних характеристик показників морфологічного та цитогенетичного

гомеостазу організмів і популяцій у міру накопичення нових даних про адаптації їх організмів до шкідливих впливів.

Проведені нами біотестові оцінки зразків поверхневих вод, цільних донних відкладів та їх водних витяжок, які відбирались зі створів річок із різним антропогенним навантаженням у період зимової та літньої межени дали змогу порівняти тест-реакції використаних індикаторних організмів різних систематичних груп і оцінити індекс токсичності середовища, а також запропонувати авторські методи та модифікації методів біотестування.

Зокрема, проведена серія модельних експериментів з визначення інтенсивності дихання акваріумних риб *Amatitlania nigrofasciata*, що перебували у водних розчинах з різними концентраціями токсикантів, дозволила запропонувати певні уточнення з ведення процедури біотестування. У такий спосіб нами було вдосконалено методологію біотестування токсичності водного середовища за показником інтенсивності дихання риб, а саме: визначено оптимальний час експозиції акваріумних риб *A. nigrofasciata* у дослідних зразках води; уточнено формули розрахунків при проведенні експериментів. Ми вперше запропонували шкалу інтегральної оцінки ступені токсичності водного середовища за тест-реакцією «дихання риб». Цінність представлених результатів полягає в оперативності отримання інтегральної відповіді про ступінь токсичності водного середовища з можливістю багаторазового використання тваринного тест-об'єкту.

Серед використаних рослинних тест-об'єктів, найбільш показовими виявились тест-реакції *E.canadensis* за загальною кількістю цитологічних змін рослини при експозиції у зразках води впродовж 14 діб. В якості тест-параметру, при оцінках хронічної токсичної дії поверхневих вод регіону досліджень ми пропонуємо використання коефіцієнту цитологічних змін *E.canadensis*, що співвідносить суму клітин, які знаходяться в стані некрозу, початкового некрозу та ізотонічного плазмолізу до загальної кількості проаналізованих клітин, із врахуванням часу експозиції.

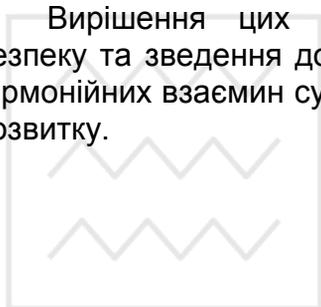
Результати всіх проведених експериментів та спостережень піддавались обробці з використанням методів математичної статистики (дисперсійний аналіз, регресійний однофакторний та множинний аналіз, кореляційно-матричний аналіз). З одного боку, це дало можливість виокремити найбільш впливові чинники водного середовища, які позначаються на гомеостазі організмів та популяцій, а отже формують якість середовища існування. З іншого боку, довело, що показники гомеостазу є достатньо інформативними, високочутливими і адекватно відображують рівні забруднення гідроекосистем.

Нашими експериментами повністю підтверджено припущення про те, що найбільшою чутливістю до наявності у середовищі токсикантів із

досліджених нами біопродукційних показників є запропонований нами новий інтегральний показник – індекс оптимальності середовища для біопродукційного процесу, який в усіх випадках відрізнявся максимальною амплітудою відхилень своїх значень від контролю за різних рівнів токсичного навантаження середовища мешкання піддослідних організмів.

Важливим практичним аспектом нашої монографії є спрощення процедури оцінки та контролю якості середовища, стану гідроекосистем та їх статусу, що дозволить істотно скоротити витрати на проведення моніторингу шляхом впровадження запропонованих нами експрес-методів біоіндикації та біотестування.

Вирішення цих проблем покликане забезпечити екологічну безпеку та зведення до мінімуму екологічних ризиків, що є запорукою гармонійних взаємин суспільства з природою в умовах збалансованого розвитку.



водного господарства
та природокористування

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Attrill M. J., Depleg M. H. Community and population indicators of ecosystem health: targeting links between levels of biological organization. *Aquatic Toxicology*. 1997. Vol. 38, P. 183–197.
2. Haskei I. B., Nortnatt B. G., Comanza R. What is ecosystem health and why should we worry about it? *Washington, DC: Island Press*. 1992. P. 3–20.
3. Баранова С. В. Региональная экологическая диагностика : дисс. ... канд. геогр. наук : 25.00.36 / РГПУ им. А.И. Герцена. СПб., 2001. 159 с.
4. Гандзюра В. П., Грубінко В. В. Концепція шкодочинності в екології. Київ-Тернопіль : Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008. 144 с.
5. Клименко М. О., Бедункова О. О. Кругообіг важких металів у водних екосистемах : монографія. Рівне : НУВГП, 2008. 215 с.
6. Національна програма екологічного оздоровлення басейну Дніпра та поліпшення якості питної води : затв. Постановою Верховної Ради України від 27 лютого 1997 р. № 123/97. Київ, 1998. 79 с.
7. Брагинский Л. П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности. *Гидробиологический журнал*. 1985. Т. 21, № 6. С. 65–74.
8. Грубінко В. В. Принципи організації та функціонування біо-екосистем. Тернопіль : Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2012. 112 с.
9. Клименко Н. А., Залесский И. И., Бедункова О. А., Клименко А. Н., Глаз С. Н. Пространственно-временные изменения микрокомпонентного состава вод малой реки. *Агроекологічний журнал*. 2015. № 3. С. 39–45.
10. Залеський І. І., Бедункова О. О. Часові трансформації хімізму річкової води. *Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання* : 14-а Міжнар. наук.-практ. конф., 28-29 травня. 2015 р. Львів : зб. наук. статей. Львів : ЛьвДЦНІІ, 2015. С. 19–22.
11. Майстренко В. Н., Хамитов Р. З., Будников Г. К. Экологический мониторинг суперэкоотоксикантов. М. : Химия, 1996. 320 с.
12. Chakrabarti C. G., Ghosh K. Dynamical entropy via entropy of non-random matrices: application to stability and complexity in modelling ecosystems. *Mathematical Biosciences*. 2013. Vol. 245, Issue 2. P. 278–281.
13. Davoren M. A., Fogarty A. M. The test battery for the ecotoxicological evaluation of the agri-chemical Environ. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2004. Vol. 59, Issue 1. P. 116–122.
14. Козловская В. И. Устойчивость водных животных к фосфорорганическим пестицидам и ее механизмы. *Проблемы*

- водной токсикологии, биотестирования и управления качеством воды. Л., 1986. С. 46–63.
15. Кокуричева М. П. О токсическом действии загрязнения водоемов на рыб. *ГосНИОРХ* : сб. науч. трудов. 1979. № 144. С. 147–156.
 16. Лукьяненко В. И. Общая ихтиотоксикология. Москва : Пищевая промышленность, 1983. 320 с.
 17. Филенко О. Ф., Михеева И. В. Основы водной токсикологии. Москва : Колос, 2007. 144 с.
 18. Jana V. B., Das R. N. Growth responses of *Clarias batrachus* in experimental tanks under different conditions of feeding and maturing. *Aquacultura Hungarica*. 1982. Vol. 3, P. 113–123.
 19. Karr J. R. Biological monitoring and environmental assessment: A conceptual framework. *Environmental Management*. 1987. Vol. 11. P. 249–256.
 20. Munkittrick K. R., Dixon D. G. A holistic approach to ecosystem health assessment using fish population characteristics. *Hydrobiology*. 1989. № 88/89. P. 123–135.
 21. Метелев В. В., Канаев А. И., Дзасохова Н. Г. Водная токсикология. Москва : Колос, 1971. 247 с.
 22. Розенберг В. Г. Теория биоиндикации. Москва : Высш. шк., 1994. 141 с.
 23. Подлипский И. И. Аккумулятивная биоиндикация в инженерно-экологических изысканиях. *Инженерные изыскания*. 2014. № 1. С. 54–63.
 24. Никаноров А. М., Жулидов А. В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Ленинград : Гидрометеоздат, 1991. 312 с.
 25. Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти : ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
 26. Євтушенко М. Ю., Хижняк М. І., Дудник С. В. До питання щодо створення системи біомоніторингу водойм рибогосподарського призначення. *Рибогосподарська наука України*. 2011. № 1. С. 39–49.
 27. Красовский Г. Н., Егорова Н. А. Гигиенические и экологические критерии вредности в области охраны водных объектов. *Гигиена и санитария*. 2000. № 6. С. 14–16.
 28. Олексив И. Т. Гидроэкологическая токсикометрия и биоиндикация загрязнений. Львов : Мир, 1995. 440 с.
 29. He M.-J., Luo X.-J., Chen M.-Y. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane in fish from a river system in a highly industrialized area, South China. *Science of The Total Environment*. 2012. Vol. 419. P. 109–115.

30. Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов : материалы Объединённого пленума Науч. совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии. Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии, г. Москва, 30 марта 2011 г. / Отв. ред.: Д. С. Павлов, Г. С. Розенберг, М. И. Шатуновский. Москва : Товарищество научных изданий КМК, 2011. 196 с.
31. Моисеенко Т. И. Устойчивость водных экосистем и их изменчивость в условиях токсичного загрязнения. *Экология*. 2011. № 6. С. 441–448.
32. Шульман Г. Е., Финенко Г. А., Аннинский Б. Е. Биоэнергетика гидробионтов / Ин-т биологии южных морей им. А. О. Ковалевского. Киев : Наук. думка, 1990. 248 с.
33. Винберг Г. Г. Первичная продукция водоёмов. Минск, 1960. 329 с.
34. Винберг Г. Г. Энергетический принцип изучения трофических связей и продуктивности экологических систем. *Зоологический журнал*. 1962. Т. 41. № 11. С. 13–15.
35. Заика В. Е. Удельная продукция водных беспозвоночных. Киев : Наук. думка, 1972. 144 с.
36. Заика В. Е. Соотношение продукции и метаболизма популяции. *Биологическая продуктивность южных морей*. Киев : Наук. думка, 1974. С. 100–111.
37. Заика В. Е. Сравнительная продуктивность гидробионтов. К. : Наук. думка, 1983. 208 с.
38. Евтушенко Н. Ю. Метаболизм тяжёлых металлов у рыб. *VIII науч. конф. по экол. физиол. и биохимии рыб* : тез. докл. (Петрозаводск, 30 сентября – 3 октября 1992 г.). Петрозаводск, 1992. Т. 1. С. 100–101.
39. Margalef R. Information theory in ecology. *General Systems*. 1958. № 3. P. 36–71.
40. Абакумов В. А. Продукционные аспекты биомониторинга пресноводных экосистем. *Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем*. Ленинград : Наука, 1987. С. 51–61.
41. Брагинський Л. П. Теоретичні передумови (загальні концепції токсиколо-гічної гідроекології). *Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень*. Львів : Світ, 1995. С. 7–37.
42. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. Москва : Прогрес, 1980. 327 с.
43. Винберг Г. Г. Взаимосвязь роста и энергетического обмена у пойкिलотермных животных. *Количественные закономерности роста организмов*. Москва, 1975. С. 7–25.
44. Брагинский Л. П. Биопродукционные аспекты водной токсикологии. *Гидробиологический журнал*. 1988. Т. 24. № 3. С. 74–83.

45. Вєялкіна Н. М. Використання клітинних біомаркерів рослинних і тваринних тест-організмів для оцінки токсичності води : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16. Київ, 2011. 18 с.
46. Семенченко В. П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод. Минск : Орех, 2004. 125 с.
47. Брагинский Л. П. Интегральная токсичность водной среды и ее оценка с помощью методов биотестирования. *Гидробиологический журнал*. 1993. Т. 29. № 6. С. 66–73.
48. Garmendia M., Ángel B., Franco J., Revilla M. Phytoplankton composition indicators for the assessment of eutrophication in marine waters: Present state and challenges within the European directives. *Marine Pollution Bulletin*. 2013. Vol. 66, Issues 1–2. P. 7–16.
49. Karadžić V., Subakov-Simić G., Krizmanić J., Natić D. Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia). *Desalination*. 2010. Vol. 255, P. 91–96.
50. Котовщиков А. В. Кириллова Т. В., Третьякова Е. И. Оценка экологического состояния реки Оби в районе г. Барнаула на основе пигментных характеристик фитопланктона. *Мир науки, культуры, образования*. 2010. № 1 (20). С. 38–43.
51. Андроникова И. Н. Использование структурно-функциональных показателей зоопланктона в системе мониторинга. Гидробиологические исследования морских и пресных вод. Ленинград : Наука, 1988. С. 47–53.
52. Афанасьев С. О. Структура біоти річкових систем як показник їх екологічного стану : автореф. дис. ... д-ра. біол. наук : 03.00.17. Київ, 2011. 38 с.
53. Гуменюк Г. Б., Макаров М. В., Зінковська Н. Г. Вміст важких металів у раковині молюска *Nassarius Reticulatus* (L.) з Севастопольської бухти (Чорне море) влітку 2007 року. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Сер. Біологія*. 2011. № 2 (47). С. 95–99.
54. Разнообразие и структурно-функциональная организация донных сообществ гидросистем бассейна Средней и Нижней Волги, их природная и антропогенная динамика. Институту экологии Волжского бассейна РАН 20 лет. *Основные итоги и перспективы научных исследований* / Т. Д. Зинченко и др. Тольятти : ИЭВБ РАН, 2003. С. 42–50.
55. Лукашев Д. В. Двустворчатые моллюски как индикаторы загрязнения тяжелыми металлами экосистемы р. Южный Буг. *Водные ресурсы*. 2010. Т. 37. № 3. С. 351–355.
56. Лукашев Д. В. Накопление тяжелых металлов моллюсками *Lymnaea stagnalis* как показатель загрязнения малых водоемов. *Гидробиологический журнал*. 2015. Т. 51. № 2. С. 74–81.

57. Лукашов Д. В. Влияние некоторых экологических факторов на уровни накопления тяжелых металлов моллюсками *Lymnaea stagnalis*. *Вестник Киевского национального университета им. Т. Шевченко. Сер. : Биология*. 2008. № 2. С. 27–28.
58. Лукашов Д. В. Параметры выведения тяжелых металлов из организма моллюсков *Lymnaea stagnalis* (L.) как показатели загрязнения водных экосистем. *Вестник Киевского национального университета им. Т. Шевченко. Сер. Проблемы регуляции физиологических функций*. 2010. № 1 (13). С. 6–10.
59. Шитиков В. К., Зинченко Т. Д., Головатюк Л. В. Развитие концепции сапробности для оценки качества поверхностных вод по индикаторным видам макробентоса. *Экологические проблемы бассейнов крупных рек : тезы докл. междунар. конф. Тольятти : ИЭВБ РАН, 2003. С. 324.*
60. Buschini A., Martino B., Gustavino M. Comet assay and micronucleus test in circulating erythrocytes of *Cyprinus carpio* specimens exposed in situ to lake waters treated with disinfectants for potabilization. *Mutation Research / Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2004. Vol. 557, Issue 2. P. 119–129.
61. Баранов В. Ю. Исследование популяций рыб в условиях водных экосистем с различной степенью антропогенной нагрузки. *Проблемы глобальной и региональной экологии*. 2003. С. 6–9.
62. Евтушенко Н. Ю. Биохимические реакции организма рыб на действие тяжелых металлов. *Методология экологического нормирования : тезы докл. Харьков, 1990. Ч. 2. С. 126–127.*
63. Веселов Е. А. Патологические функциональные и морфологические изменения у пресноводных беспозвоночных и рыб под влиянием интоксикации. *Норма и патология в водной токсикологии*. 1977. С. 111–114.
64. Курбанова И. К. Влияние нефтяного загрязнения водной среды на морфофункциональные показатели кутума и бычка-кругляка : дисс. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Дагестанский государственный университет. Махачкала, 2002. 177 с.
65. Лукина Ю. Н. Проблемы здоровья рыб в водных экосистемах Европейско-Сибирской области Палеарктики : дисс. ... д-ра биол. наук : спец. 03.02.08, 03.02.06 / Институт водных проблем Северо-Карельского научного центра РАН, 2014. 306 с.
66. Микряков В. Р., Балабанова Л. В., Заботкина Е. А. Реакция иммунной системы рыб на загрязнение воды токсикантами и закисление среды. Москва : Наука, 2001. 126 с.
67. Моисеенко Т. И. Гематологические показатели рыб в оценке их токсикозов (на примере сига (*Coregonus lavaretus*)). *Вопросы ихтиологии*. 1998. Т. 38. Вып. 3. С. 371–380.

68. Степанова В. М., Чуйко Г. М., Павлов Д. Ф. Морфологическая структура периферической крови мозамбикской тиляпии (*Oreochromis mossambicus*, Peters) при адаптации к хроническому действию токсических веществ. *Тезы докл. VIII Всес. конф. по эколог. физиол. и биох. рыб.* Петрозаводск, 1992. С. 114–115.
69. Dórea J. G. Persistent, bioaccumulative and toxic substances in fish: Human health considerations. *Science of The Total Environment*. 2008. Vol. 400, Issues 1–3. P. 93–114.
70. Hanan S. Aquatic environmental monitoring and removal efficiency of detergents. *Water Science*. 2014. № 28. P. 51–64.
71. Munkittrick K. R., Dixon D. G. A holistic approach to ecosystem health assessment using fish population characteristics. *Hydrobiology*. 1989. № 88/89. P. 123–135.
72. Грубінко В. В. Адаптивні реакції риб до аміаку водного середовища : автореф. дис. ... д-ра. біол. наук : 03.00.18; 03.00.04. Київ, 1995. 37 с.
73. Моисеенко Т. И. Концепция «здоровья» экосистемы в оценке качества вод. *Экология*. 2008. № 6. С. 411–419.
74. Шерман І. М., Пилипенко Ю. В. Іхтіологічний російсько-український тлумачний словник. Київ : Альтернативи, 1999. 272 с.
75. Гандзюра В. П. Накопление и трансформация азота и фосфора молодью рыб днепровских водохранилищ : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16. Киев, 1986. 16 с.
76. Кузина Т. В. Изменения структуры ядра эритроцитов периферической крови промысловых рыб Волго-Каспийского канала. *Вестник Московского государственного областного университета. Сер. Естественные науки*. 2011. № 2. С. 50–57.
77. Верголяс М. Р., Гончарук В. В. Вплив іонів міді на гематологічні та цитогенетичні показники прісноводних риб *Carassius auratus gibelio*. *Цитологія і генетика*. 2010. Т. 44, № 2. С. 124–128.
78. Шевченко П. Г. Встановлення видів риб-біоіндикаторів та оцінка загального стану водного середовища озер Шацького національного природного парку за іхтіологічними показниками. *Таврійський науковий вісник*. 2010. Вип. 68. С. 116–122.
79. Гончарук В. В., Верголяс М. Р., Веялкина Н. Н. Оценка генотоксического влияния тяжелых металлов на клетки рыб. *Вісник Вінницького державного аграрного університету*. 2008. С. 45–50.
80. Пилипенко Ю. В., Бєдункова О. О., Пилипенко Є. Ю. Міграційні шляхи розповсюдження іонів тважких металів в органах і тканинах риб-біомеліораторів в умовах малих водосховищ. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Рівне : НУВГП, 2007. Вип. 2 (38). С. 313–318.*

81. Гандзюра В. П. Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами. Київ : Обрії, 2002. 248 с.
82. Грубинко В. В., Смольский А. С., Арсан О. М. Гемоглобин рыб при действии аммиака и солей тяжелых металлов. *Гидробиологический журнал*. 1995. Т. 31. № 3. С. 82–88.
83. Грубинко В. В., Леус Ю. В. Перекисное окисление липидов и антиоксидантная защита у рыб. *Гидробиологический журнал*. 2001. Т. 37. № 1. С. 64–78.
84. Demchenko V., Vinokurova S., Chernichko J., Vorovka V., Hydrological regime of Molochnyi liman under anthropogenic and natural drivers as a basis for management decision-making. *Environmental Science & Policy*. 2015. V. 46. P. 37–47.
85. Demchenko V. O., Tkachenko M. Y. Biological characteristics of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), from different water bodies. *Archives of Polish Fisheries*. 2017. V. 25, № 1. P. 51–61.
86. Белова Н. В., Емельянова Н. Г., Макеева А. П. Уникальный случай появления карликовых особей белого товстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС. *Вопросы ихтиологии*. 1998. Т. 38. Вып. 6. С. 839–843.
87. Волкошовець О. В., Гриб Й. В. Формування складу аборигенної іхтіофауни руслових водосховищ малих річок в межах урбанізованих територій. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Сер. Біологія*. 2010. № 2 (43). С. 65–67.
88. Гандзюра В. П., Ашфак А. Діагностика якості водного середовища за продукційно-біологічними параметрами молоді риби. *Освіта та виховання учнівської молоді* : матеріали Всеукр. наук.-практ. конф., м. Кам'янець-Подільський, 25–26 лютого 1998 р. Кам'янець-Поділ., 1998. С. 82–85.
89. Гончаренко Н. І. Біоіндикація водного середовища на іхтіологічному матеріалі. Коефіцієнт варіації показників. *Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології*. Канів, 2008. С. 43–45.
90. Грубинко В. В., Жиденко А. А., Явоненко А. Ф. Роль глюкозо-аланинового цикла в обеспечении аммонийного гомеостаза у рыб в экстремальных условиях. *Экологическая физиология и биохим. рыб*. Петрозаводск : Изд-во Кар. научн. центра РАН, 1992. Т. 1. С. 76–78.
91. Демченко В. О. Теоретичні та практичні аспекти проблеми використання риби як індикаторів стану гідроекосистем (на прикладі Азовського моря). *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Сер. Біологія*. 2011. № 2 (47). С. 26–31.

92. Жиденко А. О., Міщенко Т. В., Заворотинський А. В. Активність каталази у тканинах коропів як біомаркер гербіцидного забруднення водойм. *Біологічні системи. Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія*. 2013. Т. 5. Вип. 2. С. 186–190.
93. Бібчук К. В., Жиденко А. О. Стан корошових риб в умовах інтенсивного застосування гербіцидів. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Сер. Біологія. Гідроекологія* : спец. випуск. 2015. № 3-4 (64). С. 74–78.
94. Жукинський В. Н., Вятчанина В. Л., Щербуха А. Я. Формалізована характеристика ихтиофауни України для оцінки її складу і стану популяції. *Гидробиологічний журнал*. 1995. Т. 31. № 4. С. 17–41.
95. Мальцев В. И. Особенности ихтиофаунистического комплекса водоемов и водотоков Украины. Исследования и мониторинг малых рек : практ. пособие. Киев–Хмельницькі–Бережани–Суми–Чернігов, 2005. 215 с.
96. Подопрігора В. Н. Вплив стрес-факторів на ріст та виживаність молоді риб : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.10. Київ, 2010. 22 с.
97. Голубец М. А., Царик И. В. Стабильность и устойчивость – важные функциональные особенности. Проблемы устойчивости биологических систем. Москва : ИЭМЭЖ РАН, 1992. С. 32–40.
98. Лебедева Н. В., Дроздов, Н. Н., Криволицкий Д. А. Биологическое разнообразие. Москва : Владос, 2004. 432 с.
99. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. Москва : Прогрес. 1980. 327 с.
100. Федоров В. Д. Проблема оценки нормы и патологии состояния экосистем. *Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям*. Ленинград : Гидрометеиздат, 1977. С. 6–12.
101. Гриб Й. В., Сондак В. В. Оцінка локальних загроз і пріоритетів збереження біорізноманіття водних екосистем. *Водне господарство України*. 2007. № 2. С. 25–32.
102. Догановський А. М., Іванова Е. В. Исследование возможностей оценки динамики биопродуктивности озер по ограниченному числу абиотических факторов (на примере Ладожского, Большие Чаны и других). *Расчетные гидрологические характеристики* : сб. науч. тр. (междувед.) Ленингр. гидрометеорол. ин-т. 1991. Вып. 110. С. 86–94.
103. Сондак В. В. Збереження видового різноманіття, природних умов відтворення та охорона рибних ресурсів у річковій мережі Західного Полісся України. *Рибогосподарська наука України*. 2010. № 2. С. 99–110.

104. Антомонов Ю. Г. Биологические механизмы надежности. Надежность и гомеостаз биологических систем. Киев : Наук. думка, 1987. С. 35–39.
105. Бронштейн И. Н. Устойчивость и сложность динамических систем. *Самоорганизация в физических, химических и биологических системах*. Кишинев : Штиинца, 1984. С. 132–136.
106. In-depth studies on health and environmental impacts of selected water pollutants. Contract No. 68-01-4646. U.S. Environmental Protection Agency. 1978. P. 32.
107. Technical Report, 25. EEA, Copenhagen. *The population structure* : proceedings of the VIII Congress Societatis Europaea Ictiologorum, Oviedo, Spain, Sept. 26 – Oct. 2. Boeletin del Instituto Nacional de Oceanografi. 1996. № 21. P. 221–230.
108. Моисеенко Т. И., Шаров А. Н. Модификации водных экосистем в период и после снижения антропогенной нагрузки. *Доклады РАН*. 2011. Т. 441, № 3. С. 419–422.
109. Дгебуадзе Ю. Ю. Экологические закономерности изменчивости роста рыб. Москва : Наука, 2001. 276 с.
110. Четвериков С. С. О некоторых моментах эволюционного процесса с точки зрения современной генетики. *Классики советской генетики*. Ленинград : Наука, 1968. С. 133–170.
111. Алимов А. Ф., Богуцкая Н. Г. Закономерности связи плодовитости с массой тела и скоростью роста у рыб. *Журнал общей биологии*. 2003. Т. 64. № 2. С. 112–127.
112. Юрцева А. О., Лайус Д. Л., Артамонова В. С. Изменчивость остеологических признаков молоди атлантического лосося (*Salmo salar* L.) северо-запада России: уровень флуктуирующей асимметрии и средние значения признаков. *Вестник Санкт-Петербургского университета*. 2008. Сер. 3. Вып. 3. С. 29–40.
113. Габиров М. М. Влияние загрязнения водной среды ионами Pb²⁺, Cd²⁺ и сырой нефтью на накопление генетически индуцированных повреждений в эритроцитах рыб. *Известия Самарского НЦ РАН*. 2011. Т. 13. № 1 (5). С. 1068–1070.
114. Гринжевський М. В. Вплив окремих факторів на ріст та якість риби. *Рибогосподарська наука України*. 2008. № 3. С. 57–62.
115. Шевченко П. Г., Пилипенко Ю. В. Спеціальна іхтіологія : підручник : в 2 т. Херсон : Олді-плюс, 2016. Т. 1. 268 с. Т. 2. 500 с.
116. Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. М. : Пищевая промышленность, 1966. 374 с.
117. Руководство по изучению рыб / под ред. П. А. Дрягина, В. В. Покровского. Москва : Пищевая промышленность, 1966. 376 с.
118. Бедункова О. О. Морфометрическая изменчивость природных группировок рыб на фоне современных изменений малой реки.

- Экология на современном этапе развития общества* : сб. науч. тр. Междунар. науч.-практ. конф., г. Барановичи, 25–26 ноября 2014 г. Барановичи : РИО БарГУ, 2014. С. 26–32.
119. Бедункова О. А. Оценка состояния водной экосистемы малой реки по характеристикам ихтиопопуляций. *Сбалансированное природопользование: современный взгляд, тенденции и перспективы* : материалы междунар. науч.-практ. конф. Херсон : Колос, 2010. С. 19–22.
120. Клименко М. О., Бедункова О. О. Мінливість морфометричних параметрів риб як відображення локальних варіацій екологічних умов малої річки. *Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології* : матеріали ІХ Міжнар. іхтіологічної наук.-практ. конф. м. Одеса, 14–16 вересня 2016 р. Одеса : ТЕС, 2016. С. 113–116.
121. Гандзюра В. П., Гандзюра Л. А., Корево Н. И. Вещественно-энергетические и информационные критерии состояния благополучия особи, популяции, сообщества и экосистемы. *Патологии, иммунологии и охраны здоровья рыб и других гидробионтов: расширенные* : материалы IV Междунар. конф. Борок, 24 – 27 сентября, 2015 г. / РАН, Федер. агентство науч. орг. России, ФГБУН Ин-т биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН ; под ред. В. Р. Микрякова, Е. А. Криксунова, Д. В. Микрякова. Ярославль : Филигрань, 2015. 588 с. С. 494–502.
122. Penczak T., Zalewski M., Molinski M., Szpoton K. The ecology of roach, *Rutilus rutilus* (L.) in the barbell region of the polluted Pilica river. *Growth. Ekol. Pol.* 1976. Vol. 24, №3. P. 473–489.
123. Кашулин Н. А. Состояние популяций рыб в небольших водоемах лесной зоны Кольского севера в условиях аеротехнологического загрязнения. Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера. Кольский НЦ РАН. Апатиты, 1995. С. 120–143.
124. Wison R. W., Bergman H. L., Wood C. M. Metabolic costs and physiological consequences of assimilation to aluminium in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Acclimation specificity, resting physiology, feeding, and growth. Fish. Aquat. Sci.* 1994. Vol. 51, P. 527–535.
125. Ranitaniemi J., Rask M., Vuorinen P. J. The growth of perch, *Perca fluviatilis* L., in small Finish lakes at different stages of acidification. *Annales Zoologici Fennici.* 1988. Vol. 25. № 3. P. 209–219.
126. Ranitaniemi J. The growth of young pike in small Finnish lakes with different acidity-related water properties and fish species composition. *Journal of Fish Biology.* 1995. Vol. 47. P. 115–125.
127. Hamish Greig S., Dev Niyogi K., Kristy Hogsden L. Heavy metals: confounding factors in the response of New Zealand freshwater fish

- assemblages to natural and anthropogenic acidity. *Science of The Total Environment*. 2010. Vol. 408, Issue 16. P. 3240–3250.
128. Jana B. B., Das R. N. Growth responses of *Clarias batrachus* in experimental tanks under different conditions of feeding and maturing. *Aquacultura Hungarica*. 1982. Vol. 3. P. 113–123.
 129. Ахмад Ашфак Вплив токсикантів (Cr⁶⁺, Ni²⁺, Pb²⁺) на біопродукційні параметри молоді риб : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.10. Київ, 1999. 20 с.
 130. Stiller K. T., Vanselow K. H., Moran D. The effect of carbon dioxide on growth and metabolism in juvenile turbot *Scophthalmus maximus* L. *Aquaculture*. 2015. Vol. 444. P. 143–150.
 131. Sfakianakis D. G., Renieri E., Kentouri M., Tsatsakis A. M. Effect of heavy metals on fish larvae deformities : a review. *Environmental Research*. 2015. Vol. 137. P. 246–255.
 132. Зинченко Т. Д., Выхристюк Л. А., Шитиков В. К. Методологический подход к оценке экологического состояния речных систем по гидрохимическим и гидробиологическим показателям. *Известия СамНЦ РАН*. 2000. Т. 2. № 2. С. 233–243.
 133. Олексів І. Т. Гидроэкологическая токсикометрия и биоиндикация загрязнений. Львів : Світ, 1995. 440 с.
 134. Федорова Е. А. Оценка токсичности стробилуриновых фунгицидов для гидробионтов : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.02.08. Ростов-на-Дону, 2012. 24 с.
 135. Бобильов Ю. П., Христов О. О. Оцінка впливу стічних вод ВАТ «Дніпроважмаш» на прибережні угруповання молоді риб. *Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах* : матеріали 4-ї Міжнар. наук. конф. Дніпропетровськ : Адверта, 2013. С. 81–84.
 136. Ogden J. C., Baldwin J. D., Bass O. L. Waterbirds as indicators of ecosystem health in the coastal marine habitats of Southern Florida. Conceptual ecological models. *Ecological Indicators*. 2014. Vol. 44, P. 128–147.
 137. Smith J. T. Modelling the dispersion of radionuclides following short duration releases to rivers. Part 2. *Uptake by fish*. *Science of The Total Environment*. 2006. Vol. 368, Issues 2-3. P. 502–518.
 138. Rocchetta I. Growth, abundance, morphometric and metabolic parameters of three populations of *Diplodon chilensis* subject to different levels of natural and anthropogenic organic matter input in a glacial lake of North Patagonia. *Limnologica. Ecology and Management of Inland Waters*. 2014. Vol. 44, P. 72–80.
 139. Сондак В. В. Іхтіофауна природних водойм Стир-Горинського рибовідтворювального комплексу (стан та умови відтворення) : автореф. дис. ... д-ра біолог. наук : 03.00.10. Київ, 2010. 47 с.

140. Zakharov V. M. Appearance, fixation and stabilization of environmentally induced phenotypic changes as a microevolutionary event. *Genetica*. 1993. Vol. 89. P. 227–234.
141. Van Valen L. Study of fluctuating asymmetry. *Evolution*. 1962. Vol. 16. № 2. P. 125–146.
142. Kozlov V., Zvereva E. Confirmation bias in studies of fluctuating asymmetry. *Ecological Indicators*. 2015. Vol. 57. P. 293–297.
143. Parsons P. A. Fluctuating asymmetry: an epigenetic measure of stress. *Biol. Rev.* 1990. Vol. 65, P. 131–145.
144. Захаров В. М. Асимметрия животных (популяционно-феногенетический подход). Москва : Наука, 1987. 216 с.
145. Beasley A., Bonisoli A., Timothy A. *Ecological Indicators*. 2013. Vol. 30. P. 218–226.
146. Захаров В. М. Здоровье среды: практика оценки. Центр экологической политики России. Центр здоровья среды. Москва, 2000. 320 с.
147. Lajus D. L., Graham J. H., Kozhara A. V. Developmental instability and the stochastic component of total phenotypic variance. *Developmental instability: causes and consequences* / ed. by M. Polak. Oxford, 2003. P. 343–363.
148. Костылева Л. А., Пескова Т. Ю. Оценка гомеостаза развития рыб нижнего Дона по показателю флуктуирующей асимметрии. *Естественные науки*. 2011. № 3 (36). С. 44–50.
149. Федоров Е. Ф. Экологическая оценка антропогенного влияния на ихтиофауну реки Ишим юга Тюменской области : автореф. ... канд. биол. наук : 03.02.08. Омск, 2011. 24 с.
150. Lajus D. L. Variation patterns of bilateral characters. Variation among characters and among populations in the White Sea herring (*Clupea palasi marisalbi*). *Biological Journal of the Linnean Society*. 2001. № 74. P. 237–253.
151. Казакова Д. Д. Асимметрия парных структур обыкновенного гольяна некоторых водотоков бассейнов рек Печора и Вычегда. URL: <http://resources.krc.karelia.ru/krc/doc/publ2009/bioresur> (дата звернения: 12.09.2019).
152. Романов Н. С. Флуктуирующая асимметрия лососей заводского и естественного воспроизводства. *Биология моря*. 1995. Т. 21. №3. С. 328–335.
153. Михеев П. Б., Петренко Н. Г., Огородов С. П., Михеева О. И. Об изменчивости числа жучек стерляди *Acipenser ruthenus* в ареале и аквакультуре. *Рыбоводство и рыбное хозяйство*. 2014. № 10. С. 25–31.
154. Lajus D. L., Knust R., Brix O. Fluctuating asymmetry and other parameters of morphological variation of eelpout *Zoarces viviparus*

- from different parts of distributional range. *Sarsia*. 2003. Vol. 88 (4). P. 247–260.
155. Mabrouk L., Guarred T., Hamza A. Fluctuating asymmetry in grass goby *Zosterisessor ophiocephalus* Pallas, 1811 inhabiting polluted and unpolluted area in Tunisia. *Marine Pollution Bulletin*. 2014. Vol. 85. Issue 1. P. 248–251.
 156. Петрова А. В. Опыт использования показателей флуктуирующей асимметрии в ихтиомониторинге малых рек Сибири. *Молодёжь и наука* : сб. матер. VIII Всеросс. науч.-техн. конф. студентов, асп. и молодых учён., посвященной. Красноярск. 2012. С. 31–41. URL: <http://conf.sfu-kras.ru/sites/mn2012/section31.html> (дата звернения: 12.09.2019)
 157. Swaddle J. P. Fluctuating Asymmetry, Animal Behavior, and Evolution. *Advances in the Study of Behavior*. 2003. Vol. 32, P. 169–205.
 158. Виноградов К. П. Вивчення флуктуючої асиметрії річкового окуня (*Perca fluviatilis* L., 1758). *Біологія та валеологія* : зб. наук. праць / Харківський національний педагогічний університет ім. Г. С. Сковороди. 2012. Вип. 14. С. 9–17.
 159. Лайус Д. Л., Грэм Д. Х., Католикова М. В., Юрцева А. О. Флуктуирующая асимметрия и случайная фенотипическая изменчивость в популяционных исследованиях: история, достижения, проблемы, перспективы. *Вестник Санкт-Петербургского университета*. 2009. Сер. 3. Вып. 3. С. 98–110.
 160. Янкова Н. В. Эколого-морфологические особенности диплоидно-триплоидных комплексов серебряного карася (*Carassius auratus gibelio*) на примере озер междуречья Тобол-Тавда : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16. Тюмень, 2006. 23 с.
 161. Лайус Д. Л. Анализ флуктуирующей асимметрии как метод популяционных исследований беломорской сельди. *Труды Зоол. ин-та АН СССР*. Ленинград, 1991. Т. 235. С. 121–128.
 162. Пустовойт С. П. Анализ взаимосвязи гетерозиготности и величины флуктуирующей асимметрии горбуши (*Oncorhynchus Gorbucha*). *Вестник ВОГУС*. 2010. Т. 14, № 3. С. 530–536.
 163. Falconer D. S., Mackay F. C. Introduction to quantitative genetics. Essex, England. 1996. P. 75.
 164. Гавриков Д. Е. Асимметрия билатеральных признаков позвоночных животных. *Бюллетень ВСНЦ СО РАМН*. 2007. № 2. С. 26–28.
 165. Животовский Л. А. Популяционная биометрия. Москва : Наука, 1991. 215 с.
 166. Федорова Е. А. Оценка токсичности стробилуриновых фунгицидов для гидробионтов : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.02.08. Ростов-на-Дону, 2012. 24 с.

167. Крысанов Е. Ю. Анеуплодия и хромосомный мозаицизм у рыб (на примере представителей семейств *Cyprinodontidae* и *Synbranchidae*) : автореф. ... канд. биол. наук : шифр галузи. Москва, 1987. 20 с.
168. Davies P. E. Development of a national river bioassessment system (AUSRIVAS) in Australia. Assessing the biological quality of fresh waters. RIVFACS and other techniques. *Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria*. UK, 2000. P. 113–124.
169. Lemos A. T., Rosa D. P. Mutagenicity assessment in a river basin influenced by agricultural, urban and industrial sources. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2009. Vol. 72. P. 2058–2065.
170. Ohe T., Paul A., David M. Mutagenic characteristics of river waters flowing through large metropolitan areas in North America. *Mutation Research / Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2003. Vol. 534, Issues 1–2. P. 101–112.
171. Грубінко В. В., Смольський О. С., Явоненко О. Ф. Зміни морфофункціональних характеристик крові коропових риб за інтоксикації аміаком. *Фізіологічний журнал*. 1996. Т. 42. № 1-2. С. 40–46.
172. Степанова В. М. Влияние экологических факторов различной природы на клеточное звено иммунной системы рыб : дисс. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН. Борок, 2003. 126 с.
173. Ledebur M., Schmid W. The micronucleus test methodological aspects. *Mutation Research. Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*. 1973. Vol. 19. Issue 1. P. 109–117.
174. Красовский Г. Н., Егорова Н. А. Гигиенические и экологические критерии вредности в области охраны водных объектов. *Гигиена и санитария*. 2000. № 6. С. 14–16.
175. Nunes E. A., Lemos C. T., Gavronski L. Genotoxic assessment on river water using different biological systems. *Chemosphere*. 2011. Vol. 84, Issue 1. P. 47–53.
176. Gutiérrez J. M., Villar S., Plavan A. A. Micronucleus test in fishes as indicators of environmental quality in subestuaries of the Río de la Plata (Uruguay). *Marine Pollution Bulletin*. 2015. Vol. 91. P. 518–523.
177. Cavas T. In vivo genotoxicity evaluation of atrazine and atrazine-based herbicide on fish *Carassius auratus* using the micronucleus test and the comet assay. *Food and Chemical Toxicology*. 2011. Vol. 49, Issue 6. P. 1431–1435.
178. Arhipchuk V. V., Garanko N. N. Using the nucleolar biomarker and the micronucleus test on in vivo fish fin cells. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2005. Vol. 62, № 1. P. 42–52.
179. Anbumani S., Mary N. Mohankumar Gamma radiation induced micronuclei and erythrocyte cellular abnormalities in the fish *Catla catla*. *Aquatic Toxicology*. 2012. Vol. 122–123. P. 125–132.

180. Крюков В. И., Кочкарев П. В. Частота микроядер в клетках крови рыб пресных водоёмов полуострова Таймыр. *Образование, наука и производство*. 2013. Т. 1. № 1. С. 35–37.
181. Смагин А. И., Лугаськова Н. В., Меньших Т. Б. Цитогенетическое исследование рыб из водоема-хранилища отходов ПО «МАЯК». *Проблемы радиозологии и пограничных дисциплин*. 2005. Вып. 7. С. 97–118.
182. Нагдалиев Ф. Ф., Котелевцев С. В. Изменения транспорта ионов и его гормональная регуляция в эритроцитах рыб при стрессе. *Вопросы ихтиологии*. 1966. Т. 36. № 1. С. 109–114.
183. Лугаськова Н. В. Видовая специфика цитогенетической стабильности рыб в условиях эвтрофного водоема. *Экология*. 2003. № 3. С. 235–240.
184. Горовая А. И., Скворцова Т. В., Павличенко А. В., Лисицкая С. М. Мониторинговый контроль состояния водных экосистем на основе цитогенетических методов. *Зб. наук. статей 3-го Всеукр. з'їзду екологів з міжнар. участю*. Вінниця, 2011. Том. 1. С. 314–317. URL: <http://есо.com.ua> (дата звернення: 10.09.2019).
185. Бедункова О. О. Генотоксичний моніторинг річки Стир у межах Рівненської області. *Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки. Сер. Біологічні науки*. 2016. № 7 (332). С. 126–132.
186. Ильинских Н. Н. Микроядерный анализ и цитогенетическая нестабильность. Томск : Изд-во Томского университета, 1992. 272 с.
187. Романенко В. Д. Основы гидроэкологии. Київ : Обереги, 2001. 728 с.
188. Терехова И. А. Анализ биоиндикационного потенциала разных групп водной биоты. *Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы* : материалы III Всерос. конф. по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова; *Критерии оценки качества вод и методы оценки антропогенных нагрузок* : конференции по гидроэкологии; *Современные методы исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки* : школы-семинара, Борок, 11–16 ноября 2008 г. Борок, 2008. Ч. 1. С. 136–147.
189. Большаков В. Н., Пястолова О. А., Вершинин В. Л. Специфика формирования видовых сообществ животных в техногенных и урбанизированных ландшафтах. 2001. № 5. С. 343–354.
190. Вершинин В. Л. Гемопозз бесхвостых амфибий – специфика адаптациогенеза видов в современных экосистемах. *Зоологический журнал*. 2004. Т. 83. № 11. С. 1367–1374.

191. Файзулин А. И. Зеленые лягушки как индикаторы состояния бассейнов рек. *Экологические проблемы бассейнов крупных рек*. Тольятти : ИЭВБ РАН, 1998. С. 106–107.
192. Логинов В. В. Фенотипическая изменчивость и цитогенетические характеристики природных популяций зеленых и бурых лягушек, обитающих на антропогенно-трансформированных и заповедных территориях : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16. Н. Новгород, 2004. 24 с.
193. Писанец Е. М. Амфибии Украины (справочник-определитель земноводных Украины и сопредельных территорий). Киев : Зоологический музей ННПМ НАН Украины, 2007. 312 с.
194. Закс М. М. Экология зеленых лягушек (*Rana esculenta complex*) Пензенской области: распространение, популяционная изменчивость, влияние антропогенных факторов : автореф. ... канд. биол. наук : 03.02.08. Пенза, 2013. 20 с.
195. Бондарьков М. Д. Особенности радиоактивного загрязнения Чернобыльской зоны. *Наукові і технічні аспекти Чорнобиля* : зб. наук. праць. К. : ІВЦ "Видавництво «Політехніка»", 2002. Вип. 4 С. 508–517.
196. Романова Е. Б., Волкова О. В., Тихонова М. И. Оценка состояния популяций зеленых лягушек рода *Rana* по комплексу показателей гомеостаза. *Вестник Нижегородского университета им. Лобачевского*. 2011. № 2 (2). С. 119–124.
197. Файзулин А. И. Анализ кислотности (рН) нерестовых водоемов как параметр экологической ниши безхвостных земноводных (*Anura, Amphibia*) Среднего Поволжья. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. 2010. Т. 12. № 1. С. 125–128.
198. Максимов С. В. Биотипическое распределение земноводных как биоиндикационный признак в условиях Брянской области (Южное нечерноземье России). URL: <http://cyberleninka.ru> (10.09.2019)
199. Косинцева А. Ю., Гашев С. Н. Влияние факторов урбанизации на экологию и фауну земноводных. *Вестник ОГУ*. № 4. 2006. С. 70–72.
200. Афанаскина Л. Н. Сравнительная характеристика клеточных субпопуляций мозжечка серой жабы (*Bufo bufo*) и остромордой лягушки (*Rana arvalis*) в условиях антропогенного воздействия. *Вестник Красноярского государственного педагогического университета*. 2012. Вып. 31. С. 387–391.
201. Levan A. The effect of colchicine on root mitoses in *Allium*. *Hereditas*. 1938. № 24. P. 471–486.
202. Абакумов В. А. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1983. 239 с.

203. Александрова В. В. Применение метода биотестирования в анализе токсичности природных и сточных вод (на примере Нижневартовского района Тюменской области) : монография. Нижневартовск : Изд-во Нижневарт. гуманит. ун-та, 2009. 94 с.
204. Бакаева Е. Н., Никаноров А. М. Гидробионты в оценке токсичности вод суши. Москва : Наука, 2006. 257 с.
205. Бедункова О. О., Конончук В. О. Токсикологічна оцінка поверхневих вод та донних відкладів річки Устя методом біотестування *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Сер. Біологія*. 2016. № 1 (65). С. 33–39.
206. Клименко М. О., Бедункова О. О. Технології «*in situ*» як засіб регіонального екологічного контролю водного середовища. *Вода: проблеми та шляхи вирішення* : зб. статей наук.-практ. конф. з міжнар. участю, м. Рівне, 6-8 липня 2016 р. Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2016. С. 90–96.
207. Крайнюкова А. Н. Биотестирование в системе оценки и контроля источников токсического загрязнения водной среды : автореф. дис. ... д-ра. биол. наук : 03.00.16. Купавна, 1991. 39 с.
208. Лаврик В. И. Информационно-экспертная система оценки и прогнозирования качества природных вод и состояния пресноводных экосистем. *Гидробиологический журнал*. 1996. Т. 32, № 2. С. 105–112.
209. Макрушин А. В. Биоиндикация загрязнений внутренних водоемов. *Биологические методы оценки природной среды*. М., 1978. С. 127–137.
210. Шлычков А. П., Жданова Г. Н., Яковлева О. Г. Использование коэффициента стока загрязняющих веществ для оценки состояния рек. *Мониторинг*. 1996. № 2. С. 23–27.
211. Voslarova E., Pistekova V., Svobodova Z., Bedanova I. Nitrite Toxicity to *Danio rerio*: Effects of Subchronic Exposure on Fish Growth *ACTA VET. BRNO*. 2008. № 77. P. 455–460.
212. Жиденко А. А., Мищенко Т. В., Кривопиша В. В. Реакция карповых рыб на действие глифосата. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Гідроекологія* : спец. випуск. 2015. № 3-4 (64). С. 227–230.
213. Жиденко А. А., Бибчук Е. В. Состояние организма карпа в условиях действия гербицидов, нормализация пробиотическим препаратом БПС-44. *Science Rise : scientific journal*. № 10/6 (15). 2015. P. 6–11.
214. Филенко О. Ф. Биотестирование: возможности и перспективы использования в контроле поверхностных вод. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1989. С. 185–193.

215. Крайнюков О. Н. Исследование зависимости между обобщенным показателем уровня загрязненности воды и ее токсическими свойствами. *Экология / Ecology* : сб. науч. статей III-го Всеукр. съезда экологов с междунар. участием, г. Винница, 6–9 сентября 2011 г. Винница : ВНТУ, 2011. Т. 1. С. 207–209.
216. American Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater / American Public Health Association (APHA). 20th ed. Washington, DC. 1998. P. 87.
217. Albalat A., Potrykus J., Pempkowiak J., Porte C. Assessment of organotin pollution along the Polish coast (Baltic Sea) by using mussels and fish as sentinel organisms. *Chemosphere*. April 2002. Vol.47, Issue 2. P. 165–171.
218. Deng X., Xu Y., Han L. Assessment of river health based on an improved entropy-based fuzzy matter-element model in the Taihu Plain, China. *Ecological Indicators*. 2015. Vol. 57. P. 85–95.
219. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality: National Water Quality Management Strategy. Paper No 4 / *Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand*. Canberra, 2000.
220. Тоичкин А. М. Биоиндикаторная роль бурой водоросли *Cystoseira barbata* (Stackhouse) C. AG. в мониторинге загрязнения прибрежных акваторий Черного моря тяжелыми металлами : V Междунар. науч.-практической конф. молодых учен. по проблемам водных экосистем. Севастополь, 2007 С. 99–100.
221. Крайнюкова А. М., Чистякова О. О., Крайнюков О. М. Комплексна оцінка екологічного стану водних об'єктів (на прикладі басейну р. Сів. Донець). *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна*. 2011. № 944. Вип. 6. С. 61–71.
222. Андрусак Н. С. Застосування мікрокосмних моделей для визначення порушень трофічної структури річок Західного регіону України, забруднених нафтопродуктами : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16. Чернівці, 2008. 23 с.
223. Костишин С. С., Хорбут Н. С. Морфофізіологічні зміни *Lemna minor* та *Elodea canadensis* в умовах нафтового забруднення. *Екологія та ноосферологія*. 2007. Т. 18, № 1–2. С. 68–76.
224. Костишин С. С. Мікрокосмні моделі екосистем. Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2015. 336 с.
225. Зинченко Т. Д. Интегральная оценка экологического состояния водных объектов по гидрохимическим и гидробиологическим показателям. *Известия Самарского научного центра РАН*. 2002. Т. 2, № 4. С. 270–275.
226. Мусієнко М. М. Фізіологія рослин. Київ : Вища шк., 1995. 503 с.

227. Тордія Н. В., Гродзинський Д. М. Дослідження швидкості руху цитоплазми як цитофізіологічний метод в радіобіологічному експерименті. *Цитологія і генетика*. 2004. Т. 38, № 1. С. 63–71.
228. Афанасьев С. А. Методология гидробиологических исследований в аспекте внедрения положений Рамочной Водной Директивы ЕС в Украине. *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем*. СПб., 2007. С. 13–18.
229. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксик О. П. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод по відповідним категоріям. Київ : СИМВОЛ–Т, 1998. 28 с.
230. РД 52.24.669-2005. Уніфіковані методи біотестування для виявлення токсичного забруднення поверхневих вод суши. Ростов-на-Дону, 2005. 13 с.
231. СанПін № 4630-88. Санітарні правила і норми охорони поверхневих вод від забруднення ; 04.07.88 г. 69 с.
232. ТК 82. Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання ресурсів України. *Біотестування у природоохоронній практиці* : зб. / Технічний комітет з стандартизації. Вид. офіц. Київ, 1997. 240 с.
233. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. The Guidelines. 2000. Vol. 1 (Chapters 1–7). URL: <https://www.environment.gov.au> (дата звернення 12.09.2019)
234. Australian guidelines for water quality monitoring and reporting: National Water Quality Management Strategy. Paper No 7 / Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. Canberra, 2000.
235. Australian water quality guidelines for fresh and marine waters: National Water Quality Management Strategy. Paper No 4 / Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. Canberra, 1992.
236. Временное методическое руководство по нормированию уровней содержания химических веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов (на примере нефти) / ответ. исполн.: к.б.н. Л. В. Михайлова. Москва : РЭФИА, НИА-ПРИРОДА. 2001. 104 с.
237. РД 52.24.635-2002. Методические указания. Проведение наблюдений за токсикологическим загрязнением донных отложений в пресноводных экосистемах на основе биотестирования. СПб. : Гидрометеиздат, 2003. 28 с.
238. Филенко О. Ф. Взаимосвязь биотестирования с нормированием и токсикологическим контролем загрязнения водоемов. *Водные ресурсы*. 1985. № 3. С. 130–134.

239. Грубінко В. В. Системна оцінка метаболічних адаптацій у гідробіонтів. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Гідроекологія* : спец. випуск. 2001. № 4 (15). С. 36–39.
240. Гришин А. Н. Энергетический баланс и экологическая эффективность пелагических сообществ Черного моря. *Гидробиологический журнал*. 2001. Т. 37. № 6. С. 3–10.
241. Грубінко В. В. Лімітуючі стадії фізіолого-біохімічної дії токсикантів в організмі гідробіонтів. *Другий з'їзд гідроекологічного товариства України* : тез. доп. (Київ, 27–31 жовтня 1997 р.). Київ, 1997. Т. 2. С. 117–118.
242. Семенов А. Д., Спичак М. К., Дубинина В. Г. Рыбохозяйственные аспекты экологического мониторинга поверхностных вод Советского Союза. *Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем Ж.* : тр. Сов.-франц. симпозиума. Л. : Гидрометеиздат, 1988. С. 32–40.
243. Строганов Н. С., Дмитриева А. Г., Король В. М. Водоросли и макрофиты как объекты для биотестирования. *Теоретические вопросы биотестирования*. Волгоград : Волгоградск. Правда, 1983. С. 153–158.
244. Guasch H., Ivorra N., Lehmann V., Paulsson M., Real M., Sabater S. Community composition and sensitivity of periphyton to atrazine in flowing waters: the role of environmental factors. *J. Appl. Phycol.* 1998. № 10. P. 203–213.
245. Groenendijk D., Lecker S. M. G., Plans M., Kraak M. H. S., Admiraal W. Dynamics of metal adaptation in riverine chironomids. *Environ. Pollut.* 2002. Vol. 117. № 1. P. 101–109.
246. Филенко О. Ф., Исакова Е. Ф., Король В. М., Путинцев А. И. О возможной природе фазности реагирования гидробионтов на токсические воздействия. *Материалы IV съезда ВГБО* : тезы докл. (Киев, декабрь 1981 г.). Киев : Наук. думка, 1981. Ч. 3. С. 100–102.
247. Филенко О. Ф., Парина О. В. Оловоорганические соединения и регуляция поступления фосфата в органы и ткани карпа. *Реакции гидробионтов на загрязнение*. Москва : Наука, 1983. С. 151–158.
248. Qureshi S. A., Saksena A. B., Singh V. P. Acute toxicity of some heavy metals to fish food organisms. *Int. Environ. Stud.* 1980. Vol. 14, № 3. P. 325–327.
249. Буздуган В. К. Экологические аспекты острой токсичности тяжелых металлов и их влияния на общий обмен у массовых видов водных беспозвоночных : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.18. Киев, 1987. 16 с.
250. Столяр О. Б., Курант В. З., Хоменчук В. А., Грубинко В. В. Свойства низкомолекулярных термостабильных белков и

- содержание тиолов в гепатопанкреасе карпа при воздействии сублетальных концентраций ионов свинца и марганца. *Гидробиологический журнал*. 2001. Т. 37. № 5. С. 73–80.
251. Столяр О. Б., Курант В. З., Хоменчук В. А., Грубинко В. В. Свойства низкомолекулярных термостабильных белков и содержание тиолов в гепатопанкреасе карпа при воздействии сублетальных концентраций ионов свинца и марганца. *Гидробиологический журнал*. 2001. Т. 37. № 5. С. 73–80.
252. Стом Д. И., Гиль Т. А. Токсичность органических соединений и тяжелых металлов при наличии кормовых организмов для *Epischura baicalensis* и *Daphnia magna*. *Гидробиологический журнал*. 2000. Т. 36. № 2. С. 54–59.
253. Бурдин К. С., Полякова Е. Е. Металлотионеины, их строение и функции. *Успехи современной биологии*. 1987. Т. 103. Вып. 3. С. 390–400.
254. Hartung R. Biological effects of heavy metal pollutants in water. *Metal Ions in Biological Systems*. New-York-London, 1973. P. 75–92.
255. Parker Jr., E. D., Forbes V. E., Nielsen S. L., Ritter C., Barata C., Baird D.J., Admiraal W., Levin L., Loeschke V., Lytiklinen-Saarenmaa P., High-Jensen H., Calow P., Ripley B. J.. Stress in ecological systems. *Oikos*, 1999. Vol. 86. № 1. P. 179–184.
256. Xiaohui L., Yao Y., Yi T., Yuelu J., Baiyang C., Xiaoshan Z., Zhonghua C., Bing L. A mechanism study on toxicity of graphene oxide to *Daphnia magna*: Direct link between bioaccumulation and oxidative stress. *Environmental pollution*. 2018. Vol. 234. P. 953–959.
257. Коновалов Ю. Д. Связывание кадмия и ртути белками и низкомолекулярными тиоловыми соединениями рыб (Обзор). *Гидробиологический журнал*. 1993. Т. 29. № 1. С. 42–51.
258. Коновалов Ю. Д. Реакция белоксинтезирующей системы рыб на наличие в их организме катионов ртути, кадмия, меди и цинка. *Гидробиологический журнал*. 2001. Т. 34. № 1. С. 95–105.
259. Пидгайко М. Л. Методы определения продукции водных животных. Минск, 1968. 270 с.
260. Коновець І. М. Вплив токсикантів на метаболізм аміаку у риб при різних температурах водного середовища : автореф. дис. ...канд. біол. наук : 03.00.16. Київ, 1994. 23 с.
261. Карпевич А. Ф. Об адаптивности и пластичности водных организмов. Реакции гидробионтов на загрязнение. Москва : Наука, 1983. С. 13–29.
262. Фотосинтез и биопродуктивность: методы определения / пер. с англ. под ред. А. Т. Мокроносова. Москва : Агропромиздат, 1989. 460 с.

263. Флеров Б. А. Механизмы приспособления водных животных к токсическим веществам. *Реакции гидробионтов на загрязнения*. Москва : Наука, 1983. С. 30–34.
264. Wells M. R., Yarbrough J. D. In vivo and in vitro retention of (C 14) aldrin and (C 14) dieldrin in cellular fractions from brain and liver tissues of insecticide-resistant and susceptible *Gambusia*. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1973. Vol. 24, №2. P. 190–196.
265. Еремка Е. В. Эколого-физиологические основы устойчивости растений к шестивалентному хрому в условиях Донбасса : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16. Днепропетровск, 1991. 18 с.
266. Lenhoff H. M. Determining growth rates of groups of *Hydra* and budding rates of individual *Hydra*. *Hydra: Research Methods*. Plenum Press. New York, 1983. P. 47–52.
267. Janssens de Bisthoven L., Postma J. F., Parren P., Timmermans K. R., Ollevier F. Relations between heavy metals in aquatic sediments and in *Chironomus* larvae of Belgian lowland rivers and their morphological deformities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1998. Vol. 55. P. 688–703.
268. Берман Ш. А. Физиологическая роль микроэлементов в организме пресноводных рыб. *Обмен веществ и биохимия рыб* / отв. ред. Г. С. Карзинкин. Москва : Наука, 1967. С. 275–279.
269. Брагинский Л. П. Биопродукционные аспекты водной токсикологии. *Гидробиологический журнал*. 1988. Т. 24. № 3. С. 74–83.
270. Алимов Ф. Ф. Введение в продукционную гидробиологию. Ленинград : Гидрометеиздат, 1989. 152 с.
271. Константинов А. С. Общая гидробиология. Москва : Высш. школа, 1986. 472 с.
272. Винберг Г. Г. Интенсивность обмена и пищевые потребности рыб. Минск : Изд-во Белорус. ун-та, 1956. 253 с.
273. Биопродукционные процессы в водохранилищах-охладителях ТЭС. Кишинёв : Штиинца, 1988. 271 с.
274. Винберг Г. Г. Скорость роста и интенсивность обмена у животных. *Успехи современной биологии*. 1966. Т. 61. № 2. С. 274–293.
275. Винберг Г. Г. Итоги исследований пресноводных сообществ всех трофических уровней. *Ресурсы биосферы*. Ленинград : Наука, 1976. С. 145–157.
276. Щербак В. И. Влияние продолжительности экспозиции на показатели первичной продукции фитопланктона евтрофных водоемов при использовании скляночного метода в кислородной модификации. *Гидробиологический журнал*. 2000. Т. 36. № 1. С. 97–102.

277. Алимов А. Ф. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков. Ленинград : Наука, 1981. 248 с.
278. Биоэнергетика и рост рыб / пер. с англ. под ред. У. Хоара, Д. Рендолла, Дж. Бретта. Москва : Легкая и пищ. пром-сть, 1983. 408 с.
279. Шульман Г. Е. Физиолого-биохимические индикаторы состояния рыб как основа мониторинга. *Тез. докл VIII науч. конф. по экол. физиологии и биохимии рыб.* 30 сент.–3 октябр. 1992 г. Петрозаводск, 1992. Т. 2. С. 169.
280. Шатуновский М. И. Экологические закономерности возрастной и сезонной динамики обмена веществ у рыб. Биологические основы рыбоводства. *Актуальные проблемы экологической физиологии и биохимии рыб.* Москва : Наука, 1984. С. 28–44.
281. Шеремета Н. Г. Влияние различных искусственных кормов на рост гуппи (*Poecilia reticulata*). *Физиологические аспекты токсикологии гидробионтов* : сб. научн. тр. Ярослав. гос. ун-та. 1989. С. 37–40.
282. Біргер Т. І. Кормова цінність безхребетних для риб. Київ : АН УРСР, 1961. 110 с.
283. Гигиняк Ю. Г. Калорийность водных беспозвоночных животных. *Общие основы изучения водных экосистем.* Ленинград : Наука, 1979. С. 43–57.
284. Шерстюк В. В. Некоторые показатели энергетической ценности беспозвоночных и молоди рыб Кременчугского водохранилища. *Пищевые потребности и баланс энергии у рыб.* Киев : Наукова думка, 1973. С. 132–148.
285. Шерстюк В. В. Энергетическая оценка кормовых ракообразных. *Гидробиологический журнал.* 1980. Т. 16. № 6. С. 92–93.
286. Шеханова И. А. Изучение фосфорного обмена у молоди карповых и осетровых рыб с применением радиоактивного фосфора. Москва : Изд-во журнала Рыбное хозяйство, 1959. 78 с.
287. Коновець І. М. Вплив токсикантів на метаболізм аміаку у риб при різних температурах водного середовища : автореф. дис. ...канд. біол. наук : 03.00.16. Київ, 1994. 23 с.
288. Цветкова А. М., Новиков Б. И. Антропогенное загрязнение тяжелыми металлами донных отложений Каховского водохранилища. *Гидробиологический журнал.* 1995. Т. 31. № 6. С. 79–85.
289. Жукова Т. И., Писаренко М. М. Выживаемость и темп роста головастиков некоторых бесхвостых амфибий на Северном Кавказе. *Фауна и экология рептилий и амфибий.* Краснодар, 1984. С. 30–38.

290. Заика В. Е. Скорости размножения инфузорий. *Продукция и пищевые связи в сообществах планктонных организмов*. Киев : Наук. думка, 1970. С. 96–104.
291. Карзинкин Г. С. Основы биологической продуктивности водоемов. Москва : Пищепромиздат, 1952. 342 с.
292. Протасов А. А., Сергеева О. А., Кошелева С. И. Гидробиология водоёмов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины и др. Киев : Наук. думка, 1991. 192 с.
293. Каменев А. Г. Биопродуктивность и биоиндикация водоемов Мордовии. Саранск : Изд-во Саранского ун-та, 1992. 94 с.
294. Иванец О. Р. Скорость роста и продукции *Daphnia magna* в зависимости от органического загрязнения прудов. *Гидробиологический журнал*. 1986. Т. 17. № 3. С. 38–43.
295. Dorn P. B., Rodgers J. H., Jop K. M., Raia J. C., Dickson K. L. Hexavalent chromium as a reference toxicant in influent toxicity test // *Environ. Toxicol. and Chem.* 1987. Vol. 6, № 6. P. 435–444.
296. Лубянов И. П. Влияние промышленного и бытового загрязнения на кормовую базу рыб рек и водохранилищ бассейна Днепра. *Об отрицательном влиянии промышленного загрязнения на санитарно-гидробиологический режим и рыбное хозяйство водоемов бассейна Днепра и пути его устранения* : научно-практ. совещ. : тез. докл. Днепропетровск, 1960. С. 19–23.
297. Винберг Г. Г. Евтрофирование озер и первые итоги гидробиологических исследований на р. Тюп и Тюпском заливе озера Иссык-Куль. *Гидробиологические исследования на р. Тюп и Тюпском заливе озера Иссык-Куль*. Ленинград, 1977. С. 132–139.
298. Камшилов М. М. Норма и патология в функционировании водных экосистем. *Норма и патология в водной токсикологии* : тез. докл. Всесоюз. симпоз. (Байкальск, 1977 г.). Байкальск, 1977. С. 13–16.
299. Алимов А. Ф. Продукционные характеристики озерных экосистем. *Гидробиологический журнал*. 2000. Т. 36. № 1. С. 3–14.
300. Экологические аспекты ихтиотоксикологии. Москва : Агропромиздат, 1987. 237 с.
301. Попов П. А. О некоторых аспектах ихтиомониторинга металлов. *Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде* : доклады II Международной научно-практ. конф. (Семипалатинский гос. ун-т им. Шакарима, 16-18 октября 2002 г.). Семипалатинск, 2002. Т. 2. С. 489–493.
302. Алимов А. Ф. Исследование биотических балансов экосистем пресноводных водоемов СССР. *Гидробиологический журнал*. 1988. Т. 24. № 6. С. 3–9.

303. Алимов А. Ф. Общие основы учения о биологической продуктивности водоемов. *Гидробиологический журнал*. 1988. Т. 24. № 3. С. 40–51.
304. Алимов А. Ф. Основные положения теории функционирования водных экосистем. *Гидробиологический журнал*. 1990. Т. 26. № 6. С. 3–12.
305. Алимов А. Ф. Разнообразие, сложность, стабильность, выносливость экологических систем. *Журнал общей биологии*. 1994. Т. 55. № 3. С. 288–302.
306. Алимов А. Ф. Закономерности изменения структурно-функциональных характеристик сообществ гидробионтов. *Гидробиологический журнал*. 1995. Т. 31. № 5. С. 3–11.
307. Metals Ions in Biological Systems. Edited by Helmut Singel. Vol. 20. Concept on Metal Ion Toxicity. Marsel-Dekker. INC. New York and Basel, 1986. 336 p.
308. Аудулев К. К., Брагинский Л. П., Буртная И. А., Горбань Ю. Ю. Методика количественной оценки эффекта токсических веществ на массовые виды планктонных ракообразных на уровне особи и популяции. *Методики биологических исследований по водной токсикологии*. Москва : Наука, 1971. С. 143–152.
309. Аулдуев К. К., Буртная И. А. Установка для токсикологических экспериментов с водными беспозвоночными : тез. докл симпозиума по водной токсикологии (Ленинград, 28–30 января 1969 г.). Ленинград : Изд-во ГосНИОРХ, 1969. С. 40–41.
310. Аудулев К. К., Брагинский Л. П. Сравнительная оценка токсичности атразина для *Daphnia magna* Straus на уровне особи и популяции. *Санитарная гидробиология и водная токсикология*. Рига : Зинатне, 1968. С. 4–10.
311. Пидгайко М. Л. Применение продукционно-биологической садковой методики в исследовании токсичности пестицидов для зоопланктона. *Методики биологических исследований по водной токсикологии*. Москва : Наука, 1971. С. 169–172.
312. Пикуш И. В., Сухойван П. Г. К оценке рыбопродуктивности днепровских водохранилищ. *Гидробиологический журнал*. Т. 14, № 4. 1978. С. 49–51.
313. Щербань Э. П. Влияние монурона на потенциальную продуктивность некоторых планктонных *Cladocera*. *Экспериментальная водная токсикология*. Рига : Зинатне, 1971. С. 92–103.
314. Щербань Э. П. Влияние диурона на отдельные биопараметры и потенциальную продуктивность *Daphnia magna* Straus. *Экспериментальная водная токсикология*. Рига : Зинатне, 1971. С. 71–79.

315. Щербань Э. П. Изменение биологических параметров и показателей продуктивности ветвистоусых ракообразных при хроническом воздействии малых концентраций солей тяжелых металлов и некоторых пестицидов: автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.08. Киев, 1973. 26 с.
316. Щербань Э. П. Токсичность ионов некоторых тяжелых металлов для *Daphnia magna* Straus в зависимости от температуры. *Гидробиологический журнал*. 1977. Т. 13. № 4. С. 86–91.
317. Щербань Э. П. Экспериментальная оценка токсичности дунайской воды для *Cladocera*. *Гидробиологический журнал*. 1982. Т. 18, № 2. С. 82–88.
318. Щербань Э. П. Сравнительная оценка эффективности биотестирования на различных видах *Cladocera*. *Гидробиологический журнал*. 1992. Т. 28. № 4. С. 76–81.
319. Щербань Э. П., Пономаренко С. П. Оценка токсичности регуляторов роста растений методом биотестирования на *Daphnia magna* Straus. *Гидробиологический журнал*. 1999. Т. 35. № 6. С. 37–52.
320. Щербань Э. П., Платонов Н. А. Токсикологическая оценка углеаммонийной соли и регуляторов роста растений методом биотестирования на *C. affinis*. *Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Гідроекологія* : спец. випуск. 2001. № 3 (14). С. 240–241.
321. Насибулина Б. М. Биоиндикация качества воды в бассейне Нижней Волги: автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.18. Москва : Моск. гос. ун-т им. М. В. Ломоносова, 1995. 20 с.
322. Колупаев Б. И. Дыхание гидробионтов в норме и патологии. Казань : Изд-во Казанск. ун-та, 1989. 120 с.
323. Колупаев Б. И. Дыхание гидробионтов в токсической среде. Казань : Изд-во Казан. ун-та, 1992. 128 с.
324. Колупаев Б. И., Синева Л. М., Шевчук Н. Ф. и др. Сравнительная оценка чувствительности некоторых тест-функций у рыб, ракообразных и простейших к действию токсических веществ. *Методы биоиндикации и биотестирования природных вод*. Москва, 1987. № 1. С. 109–118.
325. Филенко О. Ф. Введение. Задачи и приемы биотестирования токсичности водной среды. *Методы биотестирования качества водной среды*. Москва : МГУ, 1989. С. 3–9.
326. Филенко О. Ф., Исакова Е. Ф. Компенсаторные изменения в ответе дафний на летальные воздействия. *Реакции гидробионтов на загрязнение*. Москва : Наука, 1983. С. 135–139.
327. Бузинова Н. С. Патологические изменения активности пищеварительных ферментов рыб. *Теор. вопросы водной*

- токсикологии. Норма и патология.* Москва : Наука, 1983. С. 131–137.
328. Бузинова Н. С. Характер регуляции некоторых показателей пластического обмена у рыб под влиянием токсикантов. *Реакции гидробионтов на загрязнения.* Москва : Наука, 1983. С. 140–145.
329. Путинцев А. И., Гамеза Н. А. Приспособляемость и регуляция у рыб при длительном воздействии малых концентраций токсикантов (физиолого-биохимический аспект). *Реакции гидробионтов на загрязнение.* Москва : Наука, 1983. С. 222–231.
330. Schatz A., Schalscha E., Schatz V. The occurrence and importance of paradoxical concentration effects in biological systems. *Comp. Sci.*, 1964. Vol. 5. № 1. P. 26–31.
331. Строганов Н. С. Методика быстрого определения токсичности водной среды. *Вестник МГУ. Сер. Биология.* 1968. № 3. С. 40–46.
332. Маляревская А. Я. Специфические и неспецифические изменения в организме рыб при действии на них различных токсикантов. *Гидробиологический журнал.* 1978. Т. 14. № 2. С. 60–69.
333. Маляревская А. Я. Обмен веществ у рыб в условиях антропогенного евтрофирования водоемов. Киев : Наук. думка, 1979. 252 с.
334. Биргер Т. И. Метаболизм водных беспозвоночных в токсической среде. Киев : Наук. думка, 1979. 192 с.
335. Баранов С. А., Богданова Л. А. Использование экологического коэффициента скорости роста рыб при разработке рыбохозяйственных ПДК. *Совершенствование биотехники прудового рыбоводства* : сб. науч. тр. ВНИПРХа. 1975. Вып. 25. С. 119–126.
336. Каган Ю. С. Токсикология фосфорорганических инсектицидов и гигиена труда при их применении. Москва : Медгиз, 1963. 173 с.
337. Каган Ю. С. Токсикология фосфорорганических пестицидов. Москва : Медицина, 1977. 144 с.
338. Грушко Я. М. Соединения хрома и профилактика отравления ими. Москва : Наука, 1964. 376 с.
339. Брагинский Л. П., Дедю И. И. Токсические факторы в биопродуктивности пресных вод. *Лимнология горных водоемов.* Ереван, 1984. С. 27–30.
340. Патин С. А. Эколого-токсикологические аспекты изучения и контроля качества водной среды. *Гидробиологический журнал.* 1991. № 3. С. 75–78.
341. Пашкова О. В. Структура зоопланктонных угруповань як індикатор екологічного стану водних екосистем в умовах антропогенного впливу. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія.* Київ : Ніка-Центр, 2001. Т. 2. С. 649–656.

342. Лукьяненко В. И., Карпович Т. А. Биотестирование на рыбах. Методические рекомендации АН СССР, 1989. 96 с.
343. Гэрбэлэу А. П., Дедю И. И. Новый подход к расчету интенсивности потребления кислорода гидробионтами в токсических средах. *Гидробиологический журнал*. 1995. Т. 31. № 2. С. 53–56.
344. Вопросы методик в водной токсикологии : сб. статей / под ред. Л. А. Лесникова. Ленинград : Тр. ГосНИОРХ., 1979. 168 с.
345. Гуменюк Г. Б. Вміст і міграція міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі тернопільського ставу. *Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Гідроекологія* : спец. випуск. № 3 (14). 2001. С. 190–193.
346. Зилов Е. А., Стом Д. И. Модельный эксперимент в водной токсикологии. *Гидробиологический журнал*. 1990. Т. 26. № 1. С. 67–71.
347. Комаровский Ф. Я., Попович Н. А. Экспериментальная водная токсикология. Москва : Наука, 1971. 178 с.
348. Щербань Э. П. Сравнительная оценка эффективности биотестирования на различных видах Cladocera. *Гидробиологический журнал*. 1992. Т. 28. № 4. С. 76–81.
349. Shao Y., Chen Z., Hollert H., Zhou S., Deutschmann B., Seiler T.-B. Toxicity of 10 organic micropollutants and their mixture: Implications for aquatic risk assessment. *The Science of the total environment*. 2019. Vol. 666. P. 1273–1282.
350. Лесников Л. А. Основные задачи, возможности и ограничения биотестирования. *Теоретические вопросы биотестирования*. Волгоград, 1983. С. 3–12.
351. Тихомиров А. М., Ветвицкая Л. В., Головачева Л. Г., Боленен И. И. Методы планирования эксперимента в токсикологических исследованиях. *Вторая Всес. конф. по рыбохоз. токсикологии* : тез. докл. (С.-Петербург, ноябрь, 1991 г.) С.-Петербург, 1991. Т. 1. С. 212–213.
352. Baylor S., Kristofco A., et all. Comparative behavioral toxicology with two common larval fish models: Exploring relationships among modes of action and locomotor responses. *The Science of the total environment*. 2018. Vol. 640-641. P. 1587–1600.
353. Трахтенберг И. М., Колесников В. С., Луковенко В. П. Тяжёлые металлы во внешней среде. Современные гигиенические и токсикологические аспекты. Минск : Наука і техника, 1994. 285 с.
354. Линник П. Н., Чубарь Н. И. Органические комплексные соединения железа и хрома в водохранилищах Днепра и их химическая природа. *Гидробиологический журнал*. 1996. Т. 32. № 6. С. 61–70.

355. Лещинская А. А. Формы существования хрома в водоемах Северо-Западного Причерноморья. *Актуальные вопросы водной экологии*. Киев : Наук. думка, 1990. С. 83–85.
356. Аверьянова О. В., Дудник Л. В., Пушкарь В. Я. Перекисное окисление липидов у карпа и белого толстолобика с различными темпами роста. *Экологическая физиология и биохимия рыб* : тез. докл. IX Всероссийск. конф. (Ярославль, май, 2000 г.). Ярославль, 2000. Т. 1. С. 3–4.
357. Козловская В. И., Павлов Д. Ф., Селютин А. П. и др. Содержание коллагена позвоночника и активность ацетилхолинэстеразы мозга у плотвы Рыбинского водохранилища. *Физиол. аспекты токсикол. Гидробионтов* : сб. науч. трудов. Ярославль : Ярославский гос. ун-т., 1989. С. 14–30.
358. Клоченко П. Д., Медведь В. А. Влияние свинца и меди на некоторые показатели жизнедеятельности зеленых и синезеленых водорослей. *Гидробиологический журнал*. 1999. Т. 35. № 6. С. 52–62.
359. Брагінський Л. П. Загальні закономірності відгуків планктонних співтовариств на вплив токсикантів. *Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Гідроекологія* : спец. випуск. 2001. № 3 (14). С. 180–181.
360. Лоренс Дж. М. Использование стратегии жизненного цикла вида в оценке морских беспозвоночных для биотестирования. *Биология моря*. 1995. Т. 21. № 6. С. 386–389.
361. Maloney T. E. Control of Algae with chlorophenyldimethylurea. *J. Amer. Water Works Assoc.* 1958. Vol. 50. № 3. P. 3–10.
362. Антипин А. С. Влияние некоторых токсических веществ на выживаемость и амилолитическую активность пристеночного и полостного пищеварения у ельца. *Водоемы Сибири и перспективы их рыбохозяйственного использования*. Томск : Изд-во Томского ГУ, 1973. С. 21–29.
363. Бузинова Н. С. Оценка функционального состояния пищеварительного тракта карпов под воздействием триметилловохлорида. *Реагирование гидробионтов на оловоорганические соединения*. Москва : Наука, 1979. С. 124–129.
364. Xiaoming X., Zhaojie C., Shanshan W. Joint toxicity on hepatic detoxication enzymes in goldfish (*Carassius auratus*) exposed to binary mixtures of lead and paraquat. *Environmental toxicology and pharmacology*. 2018. Vol. 62. P. 60–68.
365. Берман Ш. А. Локализация щелочной и кислой фосфатаз в кишечнике карпа и изменение их активности под влиянием

- кобальта, марганца и цинка. *Ученые записки Латвийского ГУ*. 1972. № 176. С. 35–42.
366. Берман Ш. А., Гозит Н. К. Влияние различных доз солей кобальта, марганца, меди и цинка на инвертазную активность кишечника рыб. *Микроэлементы в организме рыб и птиц*. Рига : Зинатне, 1968. С. 85–97.
367. Сейсума З. К., Куликова И. Р., Марцинкевича С. Я. Влияние тяжелых металлов на планктон в экспериментальных экосистемах *in situ* / и др. Рига : Зинатне, 1986. 256 с.
368. Соломатина В. Д. Влияние различного уровня фосфора в водной среде на обмен кальция и фосфора у рыб. *Экологическая физиология и биохимия рыб* : тез. докл. VII Всесоюзн. конф. (Ярославль, май, 1989). Ярославль, 1989. Т. 2. С. 155–156.
369. Гандзюра В. П., Корево Н. И. Особенности фосфорного баланса рыб в условиях повышенного содержания Cd^{2+} в воде. Москва : *Труды ВНИРО*. 2016. Т. 62. С. 190–196.
370. Гандзюра В. П. Фосфорный баланс рыб при действии тяжелых металлов (Cr^{6+} , Ni^{2+}) водной среды. *Гидробиологический журнал*. 2003. Т. 39. № 5. С. 92–100.
371. Sharma R. K., Agrawal M. Biological effects of heavy metals, an overview / *J. Environ. Biol.* 2005. Vol. 26. P. 301–313.
372. Винберг Г. Г. Успехи лимнологии и гидробиологические методы контроля качества внутренних вод. *Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям*. Ленинград, 1981. С. 16–45.
373. Pandey Lalit K., Lavoie I., Morin S., Park J., Lyu J., Choi S., Lee H., Han T. River water quality assessment based on a multi-descriptor approach including chemistry, diatom assemblage structure, and non-taxonomical diatom metrics. *Ecological Indicators*. 2018. Vol. 84. P. 140–151.
374. Брагинский Л. П. Теоретические аспекты проблемы «нормы и патологии» в водной токсикологии. *Теоретические вопросы водной токсикологии* : материалы III Советско-американского симпозиума (2-6 июня 1979 г., Борок, СССР). Ленинград : Наука (Ленинградское отделение), 1981. С. 29–40.
375. Брагинский Л. П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности. *Гидробиологический журнал*. 1985. Т. 21. № 6. С. 65–74.
376. Дудоров П. Биоэнергетические и другие соображения, важные в изучении влияния качества воды на рост рыбы. *Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов* : материалы 2-го сов.-амер. симпоз. Ленинград, 1979. С. 57–71.

377. Воробйова Л. В. Мейобентос Чорного і Азовського морів : автореф. дис. ... доктора біол. наук : 03.00.17. Севастополь: Інститут біології південних морів ім. О. О. Ковалевського, 2000. 37 с.
378. Щербак В. І., Ковальчук Л. А., Майстрова Н. В. Методологічні основи моніторингу біоти природних вод. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія* : наук. зб. Київ : Ніка-Центр. 2001. Т. 2. С. 137–145.
379. Гриб Й. В. Екологічна оцінка стану екосистем річкових басейнів рівнинної частини території України (охорона, відновлення, управління : автореф. дис. ... д-ра біол. наук : 03.00.16. Дніпропетровськ : Дніпропетр. нац. ун-т, 2002. 40 с.
380. Никаноров А. М., Трунов Н. М., Жулидов А. В., Лапин И. А. Принципы и задачи экологического нормирования пресноводных экосистем. *Экологическая химия воды* : II Всесоюз. школа. Москва, 1988. С. 40–61.
381. Оксикюк О. П., Жданова Г. А., Гусынская С. Л., Головка Т. В. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. Планктон. *Гидробиологический журнал*. 1994. Т. 30. № 3. С. 26–31.
382. Щупак Е. Л., Иванова Н. Л. Особенности роста и развития озерной лягушки : полевые наблюдения и эксперимент. *Зоокультура амфибий*. Москва : АН СССР, 1990. С. 38–46.
383. Arkhipchuk V. V., Romanenko V. D., Malinovskaya M. V., Kipnis L. S., Solomatina V. D., Krot Yu.G. Toxicity assesment of water samples with a set of animal and plant bioassays: experience of the ukrainian participation in the watertox program. *Environmental Toxicol.* 2000. Vol. 15. № 4. P. 277–286.
384. Добромысова И. Г., Корякова М. Д., Саенко Г. Н. Сезонная миграция поливалентных металлов между водой и макрофитами Японского моря. *Взаимодействие между водой и живым веществом* : тр. Междунар. симпоз. (Одесса, 6-10 октября 1975 г.). Москва : Наука, 1979. Т. 2. С. 159–163.
385. Коваленко В. Ф., Могилевич Н. О., Миролубова О. В. Кількісне співвідношення процесу обміну речовин – біологічний тест функціонального стану гідробіонтів. *Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Гідроекологія* : спец. випуск. 2001. № 4 (15). С. 49–50.
386. Заика В. Е. Балансовые модели роста животных. *Количественные аспекты роста организмов*. Москва : Наука, 1975. С. 25–35.
387. Белокопытин Ю. С. Энергетический обмен морских рыб. Киев : Наук. думка, 1993. 128 с.

388. Kraak M. H. S., Scholten M. C. T., Peeters W. H. M., de Kock W. C. Biomonitoring of heavy metals in the Western European rivers Rhine and Meuse using the freshwater mussel *Dreissena polymorpha*. *Environ. Pollut.* 1991. Vol. 74. P. 101–114.
389. Котова Л. И., Рыжков Л. П., Полина А. В. Биологический контроль качества вод. Москва : Наука, 1989. 144 с.
390. Плигин Ю. В., Щербак В. И., Арсан О. М., Михайленко Л. Е., Матчинская С. Ф., Майстрова Н. В. Влияние поверхностного стока на биоту Каневского водохранилища в районе г. Киева и рекомендации по его очистке. *Экология городов и рекреационных зон* : материалы междунар. научно-практической конф. (Одесса, 25-26 июня 1998 г.). Одесса : «Астропринт», 1998. С. 272–277.
391. Ігнатюк О. А. Залежність продукційно-енергетичних показників біосистем від рівня забруднення середовища важкими металами : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16. Київ : КНУ ім. Т. Шевченка, 1999. 20 с.
392. Dorgelo J., Kamp L.. Heavy metals in the IJsselmeer area (The Netherlands): supply, distribution and concentrations in water, sediment and organisms. A Review. *Hydrobiol. Bull.* 1992. Vol. 25. P. 191–210.
393. Гутельмахер Б. Л. Скорость экскреции фосфора морскими и пресноводными ракообразными (Обзор). *Гидробиологический журнал.* 1983. № 2. С. 13–29.
394. Романенко В. Д., Евтушенко Н. Ю., Коцарь Н. И. Метаболизм углекислоты у рыб. Киев : Наук. думка, 1980. 179 с.
395. Виноградов А. П. Химический элементарный состав организмов моря. *Труды Биогеохимической лаборатории АН СССР.* 1944. Т. 4. Часть 3. 249 с.
396. Гандзюра В. П. Содержание фосфора в теле рыб днепровских водохранилищ. *Гидробиологический журнал.* 1985. Т. 21. № 6. С. 84–87.
397. Гандзюра В.П. Возрастная динамика содержания общего азота и фосфора в теле рыб. *Экологическая физиология и биохимия рыб* : тез. докл. Всес. конф. (Ярославль, май, 1989 г.). Ярославль, 1989. Т. 1. С. 81–83.
398. Гандзюра В. П. Содержание азота в теле рыб днепровских водохранилищ. *Гидробиологический журнал.* 1986. Т. 22. № 2. С. 109–111.
399. Арсан О. М., Щербань Е. П., Кулик В. О. та ін. Екологотоксикологічний стан дніпровських водоймищ. *Другий з'їзд гідроекологічного товариства України* : тез. доп. (Київ, 27–31 жовтня 1997 р.). Київ, 1997. Т. 2. С. 106–107.
400. Романенко В. Д. Водные ресурсы Днепра и его экологическое состояние. *Гидробиологический журнал.* 1998. Т. 34. № 2. С. 3–8.

401. Романенко В. Д. Стратегічні напрямки водно-екологічної політики в Україні. *Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Гідроекологія* : спец. випуск. 2001. № 3 (14). С. 3–7.
402. Романенко В. Д. Основи гідроекології : підручник. Київ: Обереги, 2001. 728 с.
403. Романенко В. Д., Арсан О. М., Соломатина В. Д. Кальцій и фосфор в жизнедеятельности гидробионтов. Киев : Наук. думка, 1982. 152 с.
404. Саркисов Д. С. Клинический аспект современных представлений о структурных основах адаптации и компенсации нарушенных функций. *Структурные основы адаптации и компенсации нарушенных функций* : руководство / АМН СССР ; под ред. Д. С. Саркисова. Москва : Медицина, 1987. С. 57–83.
405. Сафонова Г. А. Накопление ртути и других тяжелых металлов водорослями и водными растениями. *Поведение ртути и других тяжелых металлов в экосистемах*. Новосибирск, 1989. Ч. 1. С. 64–100.
406. Росивал Л., Энгст Р., Соколай А. Посторонние вещества и пищевые добавки в продуктах / под ред. Зайцева А. Н., Скурихина Н. М. Москва : Лег. пром-сть, 1982. 264 с.
407. Зимбалевская Л. Н., Сухойван П. Г., Черногоренко М. И. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. Киев : Наук. думка, 1989. 248 с.
408. Гандзюра В. П. Продуктивно-биологические критерии оценки токсичности. *Вторая Всес. конф. по рыбохоз. токсикологии, посвящ. 100-летию проблемы качества воды в России* : тез. докл. (С-Петербург, ноябрь 1991 г.). С.-Петербург, 1991. Т. 1. С. 104–105.
409. Гандзюра В. П. Вплив токсикантів на продукційно-енергетичні параметри гідробіонтів. *Другий з'їзд гідроекологічного товариства України* : тез. доп. (Київ, 27–31 жовтня 1997 р.). Київ, 1997. Т. 2. С. 115.
410. Golterman H. L. Methods for Chemical Analysis of Fresh Waters – IBP, Handbook № 8. Oxford and Edinburg, 1969. 172 p.
411. Smith-Sonneborn J., Leibovitz B., Donatatham R. et al. Bioassay of environmental nickel dusts in a particle feeding. *Environ. Mutagenes*. 1986. Vol. 8. № 4. P. 621–626.
412. Пасичная Е. А. Оценка качества воды по газообменным функциям гидрофитов. *Вода: проблемы и решения* : материалы V Междунар. научно-практ. конф. Дніпропетровськ : Гамалія, 1999. С. 84–87.

413. Пасичная Е. А. Токсичность меди для гидрофитов: аккумуляция, влияние на фотосинтез, дыхание, пигментную систему (Обзор). *Гидробиологический журнал*. 2001. Т. 37. № 3. С. 93–107.
414. Патин С. А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. Москва : Пищепром., 1979. 304 с.
415. Хельми Г. Ф. Основы физики биосферы. Ленинград : Наука, 1968. 299 с.
416. Фролькис В. В., Горбань Е. Н., Кольтовер В. К. Влияние антиоксиданта бутилированного гидрокситолуола (дибунала) на гормональную регуляцию у крыс разного возраста. Доклады АН СССР. 1985. Т. 284. № 2. С. 449–502.
417. Король В. М. Реагирование водных растений на химическое загрязнение воды : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16. М., 1985. 19 с.
418. Король В. М. Проведение токсикологических исследований на высших водных растениях. *Методы биотестирования водной среды*. Москва : Изд-во Моск. ун-та, 1989. С. 34–40.
419. Колупаев Б. И. Дыхание гидробионтов в норме и патологии. Казань : Изд-во Казанск. ун-та, 1989. 120 с.
420. Корте Ф., Бахадир М., Клайн В., Лай Я.П., Парлар Г., Шойнерт И. Экологическая химия / под ред. Ф. Корте. Москва : Мир, 1997. 396 с.
421. Cooper D. C. Enhancement of net primary productivity by herbivore grazing in aquatic laboratory microcosm. *Limnol. Oceanogr.* 1973. Vol. 18. P. 31–37.
422. ДСТУ 4107-2002 (ISO 5667-16:1998, MOD). Якість води. Відбір проб. Частина 16. Настанови з біотестування. Київ : Держспоживстандарт України. 2003. 38 с.
423. Мусієнко М. М. Фізіологія рослин. Київ : Вища шк., 1995. 503 с.
424. Neil W. Increasing the reliability and reproducibility of aquatic ecotoxicology: Learn lessons from aquaculture research. *Ecotoxicology and environmental safety*. 2018. Vol. 161. P. 785–794.
425. Хоружая Т. А., Федорова Л. С. Перспективы применения в биомониторинге природных вод методов биотестирования на рыбах : *Вторая Всес. конф. по рыбохоз. токсикологии* : тез. докл. (С.-Петербург, ноябрь, 1991 г.). С.-Петербург, 1991. Т. 2. С. 239–241.
426. Васьюковец Л. А., Крайнюкова А. Н., Ильяхин Ю. В. Стандартизация методики определения токсичности воды на рыбах. *Вторая Всес. конф. по рыбохоз. токсикологии, посвящ. 100-летию проблемы качества воды в России* : тез. докл. (С.-Петербург, ноябрь 1991 г.). С.-Петербург, 1991. Т. 1. С. 75–76.
427. Evans G. P., Jonson D. Automatic detection of pollution at drinking water in takes using fish. *Water Supply*. 1984. № 2. P. 35–42.

428. Грубінко В. В. Лімітуючі стадії фізіолого-біохімічної дії токсикантів в організмі гідробіонтів. *Другий з'їзд гідроекологічного товариства України* : тез. доп. (Київ, 27–31 жовтня 1997 р.). К., 1997. Т. 2. С. 117–118.
429. 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.
430. Duarte J. G., Silva L. L. S., Freire D. M. G., Cammarota M. C. Enzymatic hydrolysis and anaerobic biological treatment of fish industry effluent: Evaluation of the mesophilic and thermophilic conditions. *Renewable Energy*, 2015. Vol. 83. P. 455–462.
431. 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. *Pestic. Biochem. Physiol.* 2014. Vol. 113. P. 15–24.
432. Branco P., Santos J.M., Amaral S., Romão F., Pinheiro A.N., Ferreira M.T. Potamodromous fish movements under multiple stressors: Connectivity reduction and oxygen depletion. *Sci. Total Environ.* 2016. Vol. 572. P. 520–525.
433. Чернышова В. М. Методики биологических исследований по водной токсикологии. Москва : Изд-во «Наука», 1971. 229 с.
434. Перечень рыбохозяйственных нормативов : предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. Москва : ВНИИРО, 1999. 304 с.
435. Альберт Э. Избирательная токсичность / пер. с англ. Москва : Мир, 1971. 431 с.
436. Айвазян С. А. Прикладная статистика: исследование зависимостей : справ. издание. / Москва : Финансы и статистика, 1985. 487 с.
437. Олексів І. Т., Ялинська Н. С., Брагінський Л. П. Гідроекологічна ток-сикометрія та біоіндикація. Львів : Світ, 1995. 440 с.
438. Stanley J. G. Nitrogen and Phosphorus Balance of Grass Carp, *Ctenopharyngodon idella*, Fed *Elodea*, *Egeria densa*. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 1974. № 3. P. 587–592.
439. Warwick R. M. The nematode/copepod ratio and its use in pollution ecology. *Mar. Poll. Bull.* 1981. Vol. 12. № 10. P. 329–330.
440. Строганов Н. С. Методика быстрого определения токсичности водной среды. *Вестник МГУ. Сер. Биология.* 1968. № 3. С. 40–46.
441. Koopman S. Dynamic Energy and Mass Budgets in Biological Systems. *Cambridge University Press*, Great Britain, 2000. 199 p.

442. Khan M. A., Nasreen N. Toxicity effects and physiological stresses of Pb nitrate on *Oxytricha fallax* Stein, a mesosaprobic indicator *Ciliate*, *Protozoa / Progr. Protozool.* 6-th Int. Congr. Protozool. (Warszawa, July 5–11, 1981). Abstr. Pap. Warszawa, 1981. P. 183.
443. Гроздов А. О., Соколова С. А. Исследования влияния различных факторов среды на инфузорий в токсикологических экспериментах. *Биогеохимические и токсикологические исследования загрязнения водоемов* : сб. науч. тр. ВНИРО. Москва : Изд-во ВНИРО, 1984. С. 167.
444. Догель В. А. Как производить биологические наблюдения над простейшими. Ленинград : Гос. Издат, 1926. 87 с.
445. Лозина-Лозинский Л. К. Лабораторные наблюдения над парамециями. *Изв. НИИ им. Л.Ф. Лесгафта.* 1929. Т. 15. Вып.1-2. С. 91–136.
446. Методики биологических исследований по водной токсикологии / под ред. Н. С. Строганова, Л. П. Брагинского, С. П. Федия. Москва : Наука, 1971. 290 с.
447. Иванова М. Б. Влияние температуры и активной реакции воды на дыхание и скорость фильтрации *Daphnia pulex*. *Гидробиологический журнал.* 1965. Вып. 1. № 5. С. 15–19.
448. Сыроватка Н. И., Левин А. М. О роли тяжелых металлов в этиологии некроза жабр производителей карпа. *Вторая Всес. конф. по рыбохоз. токсикологии* : тез. докл. (С.-Петербург, ноябрь, 1991 г.). С.-Петербург, 1991. Т. 2. С. 204.
449. Финогенова Н. П., Алимов А. Ф. Оценка степени загрязнения вод по составу донных животных. *Методы биологического анализа пресных вод.* Ленинград, 1976. С. 95–106.
450. Bleeker E. A. J., Noor L., Kraak M. H. S., Admiraal W.. Comparative metabolism of phenanthridine by carp (*Cyprinus carpio*) and midge larvae (*Chironomus riparius*). *Environ. Pollut.* 2001. Vol. 112, № 1. P. 11–17.
451. Heugens E. H. W., Hendriks A. J., Reede T., van Straalen N. M., Admiraal W. A review on the effects of multiple stressors on aquatic organisms and analysis of uncertainty factors for use in risk assessment. *Crit. Rev. Toxicol.* 2001. Vol. 31. № 3. P. 247–284.
452. Мардаревич М. Г. Сравнительная характеристика влияния свинца на выживаемость цериодафнии (*Ceriodaphnia affinis*) и дафнии (*Daphnia magna*). *Пресноводная аквакультура в Центральной и Восточной Европе: достижения и перспективы* : материалы междунар. научно-практ. конф. (Киев, 18-21 сентября 2000 г.) / под ред. Н. В. Гринжевского. Киев, 2000. С. 246–247.
453. Захаров В. М., Чубинишвили А. Т. Мониторинг здоровья среды на охраняемых природных территориях. Москва, 2001. 136 с.

454. Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. Москва : Пищевая промышленность, 1966. 374 с.
455. Виноградов К. П. Вивчення флюктуючої асиметрії річкового окуня (*Perca fluviatilis* L., 1758). *Біологія та валеологія* : зб. наук. праць. Харківський національний педагогічний університет ім. Г. С. Сковороди, 2012. Вип. 14. С. 9–17.
456. Єлейко В. Використання коефіцієнтів асиметрії та ексцесу у параметричних статистичних моделях. *Фіз.-мат. моделювання та інформ. технології*. 2006. Вип. 4. С. 114–122.
457. Смагин А. И. Экология водоемов зоны техногенной радиационной аномалии на Южном Урале : автореф. дис. ... д-ра. биол. наук : 03.00.16. Пермь, 2008. 52 с.
458. Lajus D. L., Graham J. H., Kozhara A. V. Developmental instability and the stochastic component of total phenotypic variance/ *Developmental instability: causes and consequences* / ed. by M. Polak. Oxford, 2003. P. 343–363.
459. Головина Н. А., Тромбицкий И. Д. Гематология прудовых рыб. Кишинев : Изд-во Штинца» 1989. 156 с.
460. Гончаров Г. Д. Лабораторная диагностика болезней рыб. Москва, 1973. 119 с.
461. Иванова Н. Т. Система крови. Материалы к сравнительной морфологии системы крови человека и животных. Ростов-на-Дону, 1995. 156 с.
462. Вершинин В. Л. Основы методологии и методы исследования аномалий и патологий амфибий : учеб. пособие. Екатеринбург : Изд-во Урал. ун-та, 2015. 80 с.
463. Shmid W. The micronucleus test. *Mutat. Res.*, 1975. V. 31. № 1. P. 9–15.
464. Бахрушин В. Є. Методи аналізу даних : навч. посіб. для студентів. Запоріжжя : КПУ, 2011. 286 с.
465. Хавезов И., Цалиев Д. Атомно-абсорбционный анализ. Л. : Химия, 1983. 144 с.
466. Метелев В. В., Канаев А. И., Дзасохова Н. Г. Водная токсикология. Москва : Колос, 1971. 247 с.
467. Линский А. В. Тяжелые металлы в водной среде и их токсичность для гидробионтов. *Гидробиологический журнал*. 1981. Т. 17. № 5. С. 71–83.
468. Гриб Й. В., Клименко М. О., Сондак В. В. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління). Рівне : Волинські обереги, 1999. Том I. 348 с.
469. *Вопросы формирования природных вод в условиях антропогенного воздействия* : сб. матер. II конференция молодых ученых. Ленинград : Гидрометеоиздат. 1981. 275 с.

470. Антропогенное эвтрофирование водоемов. *Тезисы докладов на I Всесоюзном симпозиуме по антропогенному эвтрофированию водоемов*. Черноголовка : Изд. АН СССР. 339 с.
471. Дубына Д. В., Гейни С., Гроудова З., Стойко С. М., Сытник К. М., Тасенкевич Л. А., Шеляг-Сосонко Ю. Р., Гусак Ш., Отягелова Г., Эржабкова О. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды. Киев : Наук. думка, 1993. 399 с.
472. Микряков В. Р. Функционирование иммунной системы рыб под воздействием биотических и абиотических факторов. Борок : ИБВВ АН СССР, 1991. 93 с.
473. Микряков Д. В. Влияние некоторых экологических факторов на содержание антигенреагирующих лимфоцитов в организме карпа *Surpinus carpio*. *Проблемы патологии, иммунологии и охраны здоровья рыб и других гидробионтов* : расширенные материалы IV Международной конференции, 24–27 сентября 2015 г., Борок / РАН, Федер. агентство науч. орг. России, ФГБУН Ин-т биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН. Ярославль : Филигрань, 2015. С. 202–209.
474. European Communities WFD CIS Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document № 5. Transitional and Coastal Water: typology, reference conditions and classification systems. Luxembourg. 2003. 107 p.
475. Васенко А. Г., Верниченко, Д. Ю. Верниченко-Цветков А. А. Анализ методологических подходов к оценке качества поверхностных вод. *Вода: химия и экология*. 2013. № 10. С. 46–51.
476. Водна Рамкова директива ЕС 2000/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення. Київ, 2006. 261 с.
477. Van Valen L. Study of fluctuating asymmetry. *Evolution*. 1962. Vol. 16, № 2. P. 125–146.
478. Арсан О. М., Соломатина В. Д., Романенко В. Д.. Роль фосфора водной среды в регуляции биоэнергетических процессов у рыб. *Гидробиологический журнал*. 1984. Т. 20. № 1. С. 53–57.
479. Арсан О. М. Особенности функционирования основных механизмов энергообеспечения процессов акклимации рыб к абиотическим факторам водной среды : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.00.18; 03.00.04. Москва : АН СССР. МГУ им. М. В. Ломоносова, 1987. 37 с.
480. Столяр О. Б. Низькомолекулярні термостабільні білки гепатопанкреасу коропа як індикатори забруднення організму важкими металами. *Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Гідроекологія* : спец. випуск. 2001. № 3 (14). С. 231–232.

481. Филенко О. Ф., Лазарева В. В. Влияние токсических агентов на общебиологические и цитологические показатели у дафний. *Гидробиологический журнал*. 1989. Т. 25. № 3. С. 56–59.
482. Stephens K. Determination of low phosphate concentration in lake and marine water. *Limnol. Oceanogr.* 1963. № 8. P. 361–362.
483. Гандзюра В. П. Влияние величины суточного рациона на интенсивность дыхания и экскреции азота и фосфора рыбами днепровских водохранилищ. Киев : ВИНТИ, 1986. № 496-В86. 21 с.
484. Гандзюра В. П. Соотношение интенсивности дыхания и экскреции при стандартном, рутинном и пищевом обмене у рыб разного возраста. *Энергетический обмен рыб* : тезы доклада совещание. (Суздаль, 15–17 апреля 1986 г.). Москва, 1986. С. 11.
485. Гандзюра В. П., Лукьянец И. А. Влияние питания на экскрецию ортофосфатов рыбами. *8 науч. конф. по эколог. физиол. и биохимии рыб* : тезы докл. (Петрозаводск, 30 сентября – 3 октября 1992 г.). Петрозаводск, 1992. Т. 1. С. 63–64.
486. Буравлев Е. П. Интегральная экологическая оценка антропогенного загрязнения водного бассейна. *Гидробиологический журнал*. 1993. Т. 29. № 3. С. 64–70.
487. Буравльов Є. П. Основи сучасної екологічної безпеки. Київ : Вид-во ВАТ Інститут транспорту нафти», 2000. 238 с.
488. Ситник Ю. М. Вміст важких металів в організмі риб межиріччя Прип'яті та Стоходу. *Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Гідроекологія* : спец. випуск. 2001. № 3 (14). С. 228–229.
489. Яновский Э. Г. О современной рыбопродуктивности Азовского моря. *Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Гідроекологія* : спец. випуск. 2001. № 3 (14). С. 171–172.
490. Ким Дж.-О., Мюллер Ч. У., Кленка У. Р. Факторный, дискриминантный и кластерный анализ / пер. с англ., под ред. И. С. Енюкова. Москва : Финансы и статистика, 1989. 215 с.
491. Химический состав пищевых продуктов. Кн. 2 : Справочные таблицы содержания аминокислот, жирных кислот, витаминов, макро- и микроэлементов, органических кислот и углеводов / под ред. Скурихина И. М., Волгарева М. Н. 2-е изд. Москва : Агропромиздат, 1987. 360 с.
492. Гандзюра В. П. Индикация экотоксикологических эффектов по структуре сообществ. Вестник Днепропетровского ун-та. *Биология и экология*. 1993. Вып. 1. С. 32–33.
493. Гандзюра В. П. Индекс относительного сходства и его применение в экологии. *Методы исследования и использования*

- гидроэкосистем* : тез. докл. Междунар. научно-метод. эколог. конф. (Рига, 1991 г.). Рига, 1991. С. 55.
494. Гандзюра В. П. Оцінка стану гідроекосистем за продукційно-енергетичними параметрами біосистем. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія* : наук. зб. Київ : Ніка-Центр, 2001. Т. 2. С. 586–591.
495. Гандзюра В. П., Юришинець В. І., Юришинець А. І. Застосування індексу відносної схожості для встановлення трофічної структури іхтіоценозу. *Вісник Київського ун-ту. Біологія*. 1995. Вип. 26. С. 86–92.



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Наукове видання

**Гандзюра Володимир Петрович
Клименко Микола Олександрович
Бєдункова Ольга Олександрівна**

БІОСИСТЕМИ В ТОКСИЧНОМУ СЕРЕДОВИЩІ

Монографія

Друкується в авторській редакції

Технічний редактор

Г.Ф. Сімчук

Підписано до друку 28.01.2020 р. Формат 60×84 ¹/₁₆.
Ум.-друк. арк. 15,2. Обл.-вид. арк. 16,9.
Тираж 300 прим. Зам. № 5521.

*Видавець і виготовлювач
Національний університет
водного господарства та природокористування
вул. Соборна, 11, м. Рівне, 33028.*

*Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи до державного
реєстру видавців, виготівників і розповсюджувачів видавничої
продукції РВ № 31 від 26.04.2005 р.*