

УДК

574.4:504.455

<https://doi.org/10.31713/vs220233>

Гриб Й. В., д.б.н., професор, Петрук А. М., к.с.-г.н., доцент, Борщевська І. М., к.с.-г.н., доцент, Войтишина Д. Й., здобувач, Михальчук М. А., ст. викладач (Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне, y.v.hryb@nuwm.edu.ua, a.m.petruk@nuwm.edu.ua, i.m.borshevaska@nuwm.edu.ua, m.a.mykhalchuk@nuwm.edu.ua)

БІОІНДИКАЦІЯ СТАНУ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА У КОМПЛЕКСНОМУ ОЦІНЮВАННІ ТОКСИЧНОСТІ СЛАБОПРОТОЧНИХ ВОДОЙМ

Експериментальний метод біоіндикації стану водного середовища включає: а) оцінку токсичності за тест-об'єктом ряскою малою; б) реакцією іхтіофауни (рибна проба) за реакцією риби на токсичність водного середовища; в) за складом бентосних безхребетних організмів – личинок веснянок, поденок, струмковиків, їх чисельністю (індекс Майєра) та індексом Гуднайта – Уїтлея (за питомою вагою олігохет до загальної чисельності бентосних організмів). Розроблені індекси реакції гідробіонтів при лабораторному моделюванні, а також в польових умовах. Протестований стан водного середовища р. Устя за створами спостережень за популяціями ряски малої, індексом Майєра та екологічною індексацією стану р. Устя за трьома блоками: сольовим складом, трофо-сапробіологічними характеристиками та токсичністю. Відповідно, можливі польові дослідження стану водного середовища за реакцією популяції ряски малої та бентосних організмів.

На відміну від лабораторних методів дослідження якості води (гідрохімічних, гідробіологічних), які дають оперативну інформацію проточних систем на момент відбору проби води, біоіндикація якості води дає достовірну інформацію впливу стану середовища на тест-об'єкт у системі «водне середовище – біота». Таким чином, лабораторні дослідження якості води дають інформацію щодо сутності людини, а не біоти. Біотест дає оперативну сумарну впливів домішок водного середовища і тому може бути включений в комплекс іхтіоекологічних досліджень при відборі проб води та отримання достовірної оцінки загальної екологічної ситуації.

Таким чином, в перелік іхтіоекологічних досліджень в літній період необхідно включати: фізичні характеристики (колірність, прозорість, запах, температура, газовий режим, піноутворення, зависі, сольовий склад (головні іони, мінералізацію, сухий залишок), органічні і біогенні домішки (С, N, P), токсичні домішки (за важкими металами), біотестування за безхребетними бентосними організмами (індексом Майєра, Гуднайта – Уітлея, Вудівісса) та динаміку фітопланктону і його склад за сапробністю.

Ключові слова: водна екосистема; ряска мала; рибна проба; бентосні безхребетні; система ERT; індекси Майєра; Гуднайта – Уітлея.

Вступ. За якістю поверхневих вод в сучасний період річкова вода не може бути використана як питна (без відповідної підготовки), як це було раніше, до епохи антропоцену.

Відбувається постійний вплив наслідків господарської діяльності людини через надходження стічних вод урбанізованих територій та тваринницьких ферм. Водне середовище негативно впливає на склад і продуктивність аборигенної іхтіофауни. Так, на зміну струмкової форелі та інших реофільних риб приходять ротан, який може жити в брудній воді і дихати через плавці. Тому необхідні більш глибокі комплексні дослідження в системі «вода – біота». Необхідно відмітити високу чутливість гідробіонтів до домішок, які вони відчувають у концентраціях, не встановлених приладами.

Так, річковий вугор відчуває сторонні домішки у концентраціях $1 \cdot 10^{-9}$ мг/дм³, дуже чутливо реагує на нафтопродукти, розчинники фарб, дизпаливо, аміак, сірководень, дефіцит розчиненого кисню, низьке значення рН. Його приманює запах свіжої ікри, трубочника, річкових раків, земляного черв'яка, відходів боєнь.

Таким чином, біоіндикацію можна рахувати як фінальний етап комплексних гідроекологічних досліджень якості водного середовища.

Постановка проблеми. Водне середовище індикується за станом гідробіоценозів: ряски малої, молоді коропових риб, ценозів бентосних безхребетних – личинок веснянок, поденок, струмковиків за індексами Майєра, Гуднайта – Уітлея.

Необхідною умовою екологічної оцінки якості водного середовища та стану природних гідробіоценозів є аналіз кількісного

складу безхребетних водних об'єктів, що піддаються антропогенному навантаженню. Біоіндикація цього стану має велике наукове і практичне значення.

Всі річкові екосистеми представляють значну проблему, що вимагає змістовного вивчення і аналізу. У водне середовище надходить значна кількість забруднюючих і токсичних домішок від промислових і сільськогосподарських підприємств, а також стічні та зливові води комунального сектору, що несуть із собою важкі метали, біогенні домішки, пестициди тощо, що впливає на екологічну ситуацію, склад аборигенної іхтіофауни та рибопродуктивність.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Протягом останніх десятиріч великої актуальності набуло застосування біологічних методів індикації стану гідроекосистем [1]. Зокрема, широко почав застосовуватись біологічний метод індикації як інтегральної оцінки стану середовища за реакцією живих організмів [2–5]. Зміни у водному середовищі призводять до зміни фізіології, морфології як окремих організмів, так і видів та структури популяції гідробіонтів [6]. Тому чутливі види, які населяють водойми, можуть бути індикаторами несприятливих умов середовища, адже для свого розвитку вони вимагають певних умов (чинників), що діють у водних екосистемах.

Для санітарно-біологічної оцінки водних об'єктів, а також для оцінки ступеня евтрофікації водойм використовують водяні рослини – як біоіндикатори стану водного середовища [2; 7], бентосні організми та молодь аборигенних видів риб.

Об'єктом визначення токсичності водного середовища в застійних водоймах можуть слугувати макрофіти, оскільки вони є чутливими індикаторами стану водних екосистем, зокрема такий вид, як ряска мала (*Lemna minor* L.) [8–10].

Ряскові, за наявності біологічно активних речовин утворюють стійкий щільний покрив на поверхні водного дзеркала [11]. Їх функція багатогранна: це формування газового режиму, кормова база для коропових видів риб (короп, білий амур, карась тощо). Ряскові мають кормову цінність для риб при їх вирощуванні з промисловою метою. За біохімічними властивостями ряска наближена до зернових культур та не поступається бобовим за кількістю сирого протеїну.

Вид *Lemna minor* L. характеризується специфікою анатомо-морфологічної будови та еколого-біохімічними особливостями

метаболізму, що дає можливість проводити за змінами розвитку рослини індикацію стану водного середовища.

Так, були встановлені функціональні реакції плейстофітів на забруднення водного середовища важкими металами; досліджені морфологічні зміни та інтенсивність асиміляційних процесів у клітинах рослин *Lemna minor* L. залежно від рівня забруднення водного середовища важкими металами [12].

На сьогодні представників родини ряскових широко застосовують у моніторингу стану водойм, зокрема доведено можливість використання біометричних, цитологічних та біохімічних параметрів культури ряски малої *Lemna minor* L. як індикатора для визначення токсичних і полутантних властивостей вод [10; 13; 14].

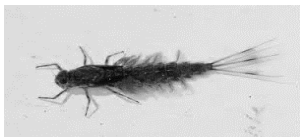
Об'єкт і методи досліджень. За результатами біоіндикаційних досліджень якість води оцінюють за 4 категоріями: I – дуже чиста вода (відмінна якість), II – відносно чиста вода (задовільна якість), III – забруднена вода, непридатна для пиття (незадовільна якість), IV – брудна вода (дуже погана якість). Вивчивши склад водних безхребетних і відносно різноманіття комплексу ERT, можна визначити якість води на досліджуваній ділянці.

Якість води I категорії – «дуже чиста вода» (I клас екологічної класифікації якості води): у річці присутні всі три загони ERT (поденки, веснянки, струмковики), представники їх дуже різноманітні (в результаті можна виявити більше 20 морфотипів ERT); чисельність організмів ERT дуже висока; крім того, у бентосі присутні й інші різноманітні групи безхребетних, як-от ракоподібні гамариди (багаточисельні), вищі раки, двостулкові молюски та інші групи.

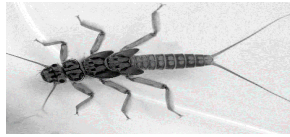
Якість води II категорії – «відносно чиста вода» (II клас екологічної класифікації якості води): присутні всі три загони ERT, але їх різноманіття відносно невисоке, особливо мало веснянок (не більше 1–2 морфотипів) і поденок (4–5 морфотипи), загальна кількість морфотипів ERT може досягати 10–14; чисельність ERT невисока, як і чисельність ракоподібних – гамарид, однак чисельність олігохет, хірономід, червононогих молюсків відносно збільшується.

Якість води III категорії – «забруднена вода» (III клас екологічної класифікації якості води): різко знизилась чисельність трьох загонів ERT, відсутні веснянки, поденки).

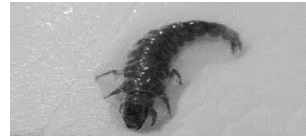
Якість води IV категорії – «брудна вода» (IV–V клас екологічної класифікації якості води).



Поденки
(Ephemeroptera)



Веснянки (Plecoptera)



Струмковики
(Trichoptera)

Рис. 1. Представники комплексу ERT. Личинки

У роботі для виконання поставлених завдань були використані наступні методи екологічного дослідження:

а) спостереження за станом водного середовища в досліджуваних водних об'єктах, лабораторні експерименти для вивчення впливу екотоксикологічних чинників на метаболізм у клітинах рослини; фізико-хімічні (визначення фізико-хімічних властивостей води); статистичні при вивченні впливу стічних вод цукрозаводів та урботериторій.

Фітоіндикаційні дослідження були проведені протягом 2000–2020 років на прикладі зарегульованих ділянок за профілем р. Устя.

Визначення показників флори та рослинності макрофітів було проведено із застосуванням традиційних гідроботанічних методик. Визначення класу якості води здійснено за макрофітним індексом та паралельно за трофо-сапробіологічним та токсичним індексом [8; 10].

У наших дослідженнях як тест-об'єкт було обрано один вид родин ряскових, що широко зустрічається на водних об'єктах з явищами стагнації: ряска мала (*Lemna minor* L.). Вона невибаглива до умов, володіє інтенсивним ростом (у перші дні набирає максимальний темп росту, а далі його призупиняє), характеризується підвищеною чутливістю до забруднення води та володіє специфічною реакцією. Зокрема фіксуються морфологічні відхилення рослин ряски від фізіологічної норми розвитку під впливом забруднювача: хлорози, пожовтіння, в'янення листя, специфічні реакції (наявність або відсутність корінців), інтенсивність формування дочірніх особин.

Увесь експериментальний матеріал опрацьовано з використанням методів варіаційної статистики.

Разом з фітоіндикацією стану якості середовища велась паралельно індикація за іхтіофауною та бентосними організмами;

б) іхтіоекологічні дослідження (рибна проба) – велись на молоді коропових риб, за якими у досліджуваній пробі води вселяли 3 особини молоді коропа (контроль проба у чистій воді), досліджували у часі частоту дихання, характер і особливості плавання, забарвлення зовнішніх покривів, зябрових стулок, наявність гемолізу еритроцитів;

в) дослідження бентосних організмів за ключем (ERT) за трьома точками відбору площею 1 м² кожна, визначення індексів Майера, Гуднайта – Уітлея, Вудівісса.

Ряска мала (*Lemna minor* L.) – рослина з плаваючими еліптичними або округлими непрозорими пластинками, з однією-трьома жилками, завдовжки 2–4 мм, завширшки 2–3 мм. Корінці рослини сягають 1–4 см довжини. Їх довжина залежить від вмісту поживних речовин у воді. Квітки рослини одностатеві, суцвіття складається із двох тичинкових і однієї маточкової квітки. Рослини однодомні.

Ряска мала цвіте рідко, у червні-липні. Цвітіння стимулює висока літня температура, коли у водоймі спадає рівень води. Плід рослини – безкрила дрібна сім'янка з одним ребром. Розмножується насінням рідко, в основному – вегетативно.

Ряска мала поширена в озерах, стоячих природних і штучних водоймах, ставах. Рослина може опускатися на глибину 30–100 см. Формує зарості, вкриваючи всю поверхню води суцільним килимом.

Lemna minor L. поширена всією Україною. Вона є кормовою, харчовою, лікарською рослиною. Розрослі плантації ряски використовуються як природний біофільтр. Зелена маса рослини містить протеїн (20–40%), жири (4–5%), клітковину (до 30%), макро- та мікроелементи, вітаміни групи А, В, С, флавоноїди, тритерпени. Її продуктивність – 0,2–1,0 кг/м². Є хорошим кормом для 40 видів риб, а також моллюсків, ракоподібних тощо.

Поширення ряски в світловий період насичує водне середовище розчиненим киснем і є кормом для коропових риб, однак, покриваючи всю водну поверхню водойми, створюють кризові умови в нічний (темновий) період, поглинаючи розчинений кисень і виділяючи вуглекислий газ. Відбувається так зване темнове дихання, що призводить до дефіциту кисню і задухи риби [15].

Виклад основного матеріалу дослідження. На рослини негативно впливає присутність продуктів анаеробного розкладу органічної речовини, наявність токсичних домішок і сполук, які надходять у водойми із антропогенними стоками, що проявляється у пригніченні життєздатності, зменшенні проєктивного покриття і

показників видового і ценотичного різноманіття, зокрема заміну поширення аборигенної іхтіофауни (карася сріблястого, лина, в'юна).

*Моделювання відгуку ряски малої на токсичність
водного середовища*

Кожний рослинний ценоз у часі проходить фізіологічний цикл розвитку від молодості (оптимуму) до старіння (клімаксного стану), що базується на сталій енергетичній базі. Причому чинником, який може викликати колапс ценозу, є відсутність навіть однієї складової енергетичних дотацій, наприклад фосфору. Лімітуючий чинник може виникати не тільки внаслідок відсутності його у річковому стоці, але і внаслідок енергетичної конкуренції у сукупності інших гідробіоценозів. Неприскосований до нових умов ценоз гине, однак на його місці розвивається новий.

Інша картина спостерігається при дії токсичного реагента на живу клітину. Процес деградації клітини досить розтягнутий у часі (для нижчих організмів – мікрowodоростей, простіших) і більш швидкий у вищих хребетних (річкової іхтіофауни).

В цілому можна прийняти класифікацію Реккевега щодо гомотоксичних фаз тканини, що виникають під дією токсичної речовини – біоциду. Фазові реакції на токсикогенну (або несприятливу) дію зовнішніх (абіогенних) факторів наступні:

1 – фаза екскреції, або намагання організму звільнитись від сторонніх домішок за рахунок власних механізмів виділення (або вийти із зони забруднення) – додатній реотаксис (міграція риби проти течії у напрямку руху забрудника).

2 – фаза реакції – намагання звільнитися від забрудника, прискорити механізм обміну шляхом активації обміну тканин, багатих судинами (зябра), або підняття риби із зимувальних ям на чисту воду, пошук середовища із сприятливими умовами детоксикації.

3 – фаза депонування – два попередніх механізми не допомогли вийти з кризового стану, встановлюється рівновага між дією токсичного чинника та захисною реакцією виду (перехід на інший вид газового обміну рибами при дефіциті кисню, виділення слизу для захисту зовнішніх покривів та інше).

4 – фаза імпрегнації – фіксує надходження речовини у клітину, як складову частини (ДДТ, важкі метали). Клітина перестає виділяти продукти обміну, вони накопичуються в ній, виникає феномен акумуляції. Він може мати два напрями: 1) посилення ділення клітини і утворення дефектних дочірніх особин (*Lemna minor* L.) при дії кристалів 2, 4-ізомер – ДДТ, у присутності іонів Zn, з явищами




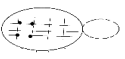
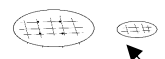
хлорозу (Гриб Й.В., 1970); 2) накопичення продуктів обміну з явищами деформації клітин (наприклад, викривлення хребта у коропових риб в присутності хлорорганічних пестицидів та порушення кальцієвого обміну, генетичні порушення в найпростіших організмів та рослинах (гігантизм). Саме явище колапсу у розвитку біоценозу нами було виділено між III та IV класом, або відповідно явищам депонування домішок та імпрегнації (перехідний стан) (табл. 1).

5 – фаза дегенерації клітин виникає в результаті постійного впливу абіотичних факторів – токсичних, температурних, радіаційних. Патологічний процес переходить із матрікса в саму клітину, викликаючи їх невпорядкованість та порушуючи диференціацію (зміни у складі та формулі крові, опіки зябер, ороговіння ока у риб).

6 – фаза дедиференціації – вихід клітин із ієрархічної системи організму, утворення цисти (мікроводорості).

Таблиця 1

Фазові реакції *Lemna minor* L. на дію токсичних речовин

| | |
|---|--|
|  | а) <i>Фаза екскреції</i> – розрихлення клітинної оболонки із сторони підходу кристалу біоциду |
|  | б) <i>Фаза реакції</i> – вихід клітинної рідини назовні та захват кристалу (піноцитоз), довжина корінців – до 4 см |
|  | в) <i>Фаза депонування</i> – включення кристалу біоциду в структуру клітини, скорочення довжини корінців, їх чисельності, формування дочірньої клітини |
|  | г) <i>Фаза деградації</i> – інтенсифікація обмінних процесів, початок формування нової особини ряски, зникнення більшості корінців |
|  | д) Фаза дедиференціації – вихід нової особини з явищами хлорозу, відсутність корінців |

маточна
інтоксикована
особина

хлорозна
особина

Рівень патолого-біологічних фаз повинен бути підтверджений функціональними та енергетичними критеріями. Відновлення системи можливе (з енергетичних позицій) там, де втрачена менша половина енергетичного матеріалу ценозу чи їх сукупності.

Теж саме стосується і цілої екосистеми річки, що складається із сукупності біоценозів.

Схему відповідності екологічної класифікації якості поверхневих вод відносно гомотоксичних фаз клітин гідробіонтів розроблено професором Грибом Й. В. (див. табл. 1).

Слід зауважити, що оцінка екологічного стану водних об'єктів за фазами реакцій гідробіонтів носить частково консервативний характер, оскільки залежить від часу і просторових характеристик (протічність, витрати води тощо). Тому екологічна оцінка стану водного об'єкту повинна бути комплексною (гідрохімічною, гідробіологічною, іхтіологічною, токсикологічною). На об'єкті дослідження паралельно мають бути використані експрес-методи дослідження (температура води, розчинений кисень, рН, редокс-потенціал).

Розроблена класифікація якості поверхневих вод за рівнем токсичності на рівні водних рослин – ряски малої (*Lemna minor* L.) та одноліток коропових риб (рибна проба) (табл. 2), рис. 2, 3.

Клас якості води р. Устя за *Lemna minor* L. наведений у табл. 3.

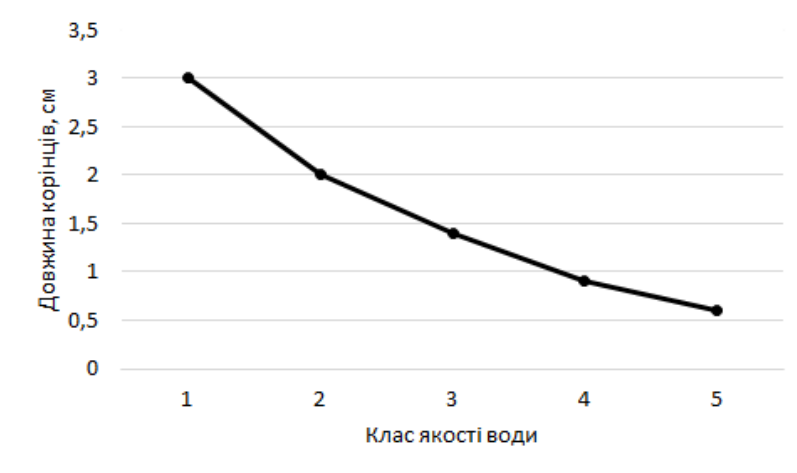


Рис. 2. Залежність морфометричних характеристик Lemna minor L. від якості води за довжиною корінців

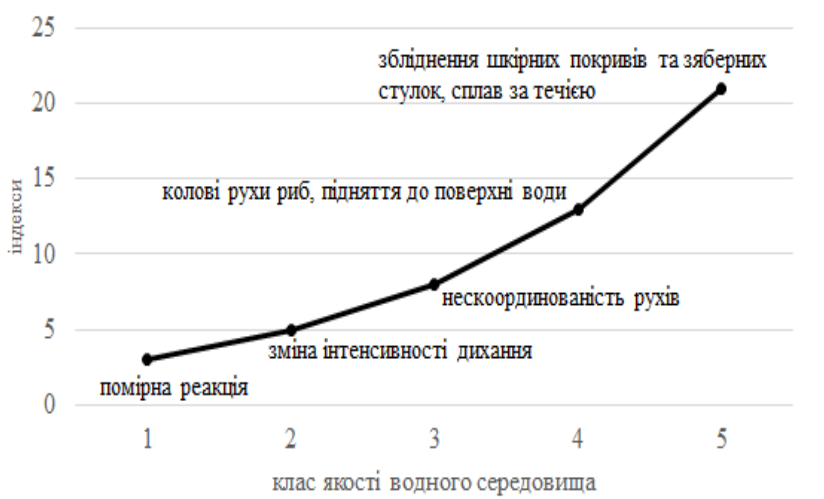


Рис. 3. Залежність індексу реакції риб (короп) на забруднення за фазами екологічного режиму

Таблиця 2

Фазові перетворення у сукцесіях біоценозів в залежності від якості води (на клітинному і ценотичному рівні)

| Якісні характеристики розвитку ценозу | Клас | | | | |
|---------------------------------------|--|--|--|--|--|
| | I оптимум | II добрий | III задовільний | IV перехідний | V поганий |
| | біологічний бар'єр деградація неможливість зворотного розвитку деградація ценозу | | | | |
| а) ценотичний рівень | | | | | |
| Норма | Оптимальні стартові умови розвитку сукупності ценозів | Фаза енергетичної конкуренції та метаболічної інгібіторної дії | Фаза перебудови трофічних зв'язків | Випадіння окремих видів, монотипізація видового складу | Колапс, руйнування ценозу, явища деградації |
| Прояви | Якість води відповідає всім стартовим умовам розвитку ценозів, чиста, прозора, без запахів, придатна для пиття відношення C : | Зовнішньо – без видимих ознак, хоча відбувається диференціація за умовами середовища – температурними, кисневими, світловими, гідрологічними, посилення міграції | Сплавлення за течією угруповань мікроводоростей, ряски, опалесценція води, запах водоростевий, ріст чисельності гетеротрофних бактерій | Інтенсивний розвиток фітомаси мікроводоростей та вищої водної рослинності, зменшення видового різноманіття у ценозах (фіто- та зоопланктону, бентосних | Явища стагнації, «цвітіння» води (анабена, мікроцистіс та ін.), заростання поверхні водного дзеркала макрофітами (очерет, кушир, |

продовження табл. 2

| | | | | | |
|--|---|---|--|--|---|
| | N : P як 106:16:1 | | | організмів), явища стагнації та періодичного дефіциту розчиненого кисню, бактеріальні забруднення, вода непридатна для пиття | ряска, спіроделла), запах водоростей, часом сірководневий, гниючий, вода непридатна для пиття |
| б) клітинний рівень (токсична дія) | | | | | |
| Норма | Витоки річок у непорушених природних басейнах, природні джерела; внаслідок сталих умов та динамічності вивчаються як еталони порівняння | | | | |
| Патологія (поява абіотичного чинника, токсичних домішок) | Фаза екскреції: фізіологічний обмін, пошук оптимальних умов розвитку біотою або зайняття фізіологічних ніш, вихід на чисту воду | Фаза реакції: посилення фотосинтезу мікроводоростей, інтенсивне дихання у риб, підвищена рухомість, активація обмінних процесів у клітині | Фаза депонування та імпрегнації, явища хлорозу, зміни формули крові у риб, сплавлення по течії, додатній реотаксис, інтенсифікація процесів поділу клітини | Фаза деградації клітин, хлороз, лізис водоростей та червоних кров'яних тілець у риб, сплавлення по течії, викривлення хребта у риб | Фаза дедиференціації, мутації клітин, розвиток пухлин, деструктуризація |

Таблиця 3

Клас якості води р. Устя за Lemna minor L.

| | за індексом Іе | за Майером (чисельність бентосних організмів) | Клас (за біоіндикацією) |
|---------------------------------|----------------|--|-------------------------------|
| Вище м. Здолбунів | 2 | 20 | I |
| Нижче м. Здолбунів | 4 | 15 | II |
| Вище м. Рівне (Б. Кут) | 3 | 10 | III |
| Нижче м. Рівне (с. Золотіїв) | 4 | 17 | IV |
| Став с. Зозів | 5 | 8 | V |

Примітка: При відсутності ряски малої у водному об'єкті токсичність можна визначити за рибною пробою або за видовим складом безхребетних організмів бентосу.

Характеристику видів-біоіндикаторів водойм наведено в табл. 4.

Якість води р. Устя за індексом Майєра – в табл. 5.

Індикатор стану водного об'єкту за рибною пробою наведено в табл. 6.

Таблиця 4

| X. Жителі чистих вод (n x 3) | Y. Організми середньої чутливості (n x 2) | Z. Жителі забруднених вод (n x 1) |
|---------------------------------|--|---|
| Личинки веснянок | Бокоплави | Хірономіди |
| Личинки поденок | Річкові раки | П'явки |
| Личинки струмковиків | Личинки стрекоз | Водяні ослики |
| Личинки вислокрилок | Личинки комарів | Молюски-ставковики |
| Двостулкові молюски | Молюски катушки | Личинки молюсків, олігохет |

Розрахунок індексу: $3X + 3Y + 1Z = S$.

За сумою індексу оцінюється стан забруднення водойми.

I клас – $S = > 22$ бали, чиста водойма

II клас – $S = 17-21$ бал, помірно чиста водойма

III клас – $S = 11-16$ балів, помірно забруднена водойма

IV клас – $S < 11$ балів, водойма брудна

Таблиця 5

Якість води р. Устя за індексом Майера

| | S | клас |
|-----------------------------|----|------|
| Нижче м. Здолбунів | 15 | III |
| Вище м. Рівне (водосховище) | 11 | III |
| Нижче м. Рівне | 10 | IV |
| Став с. Зозів | 8 | IV |

Таблиця 6

Індикатор стану водного об'єкту за рибною пробою

| Фазові реакції молоді коропових риб | Клас | Зовнішні ознаки, особливості поведінки |
|-------------------------------------|------|---|
| Фаза фізіологічного обміну | 0 | У риби відмічається посилення рухомості, частоти дихання |
| Фази реакції на токсичність | 1 | Інтенсивна рухомість, частота дихання, намагання вийти із зони забруднення, явище реотаксису |
| Фази депонування | 2 | Зміна кольору зовнішніх покривів (збліднення), підвищення інтенсивності дихання риб, підвищена рухомість |
| Фаза адаптації | 3 | Посилення рухів риб, нескоординовані рухи, підвищена частота дихання, підняття до поверхні води |
| Фаза деградації | 4 | Риба піднімається на поверхню води, невпорядковано рухається, лягає на бік, збліднення зовнішніх покривів та зябрових пластин, сплавляється за течією, викривлення хребта |
| Фаза деструктивних змін | 5 | Риба лягає на бік, гине, сплавляється за течією |

Примітка: Індикація стану молоді риб проведена у лабораторних умовах. В природному стані в створі с. Зозів в р. Устя відмічається затримка росту риб, потемніння зовнішніх покривів, викривлення хребта як підсумок дії токсичності вод від стічних вод м. Рівне, фаза деградації. При дії значних домішок стічних вод риба піднімається до поверхні, гине (насамперед такий вид, як окунь).

За крупними таксонами бентосу Гуднайта і Уїтлея запропонували індексацію стану водного об'єкта – як частку виявлених олігохет у відсотках до всіх виявлених видів донних безхребетних.

Чистим водам відповідає чисельність олігохет до 60%, забрудненим – від 66 до 100%.

Співвідношення (періодичність) значень індексу Гуднайта – Уїтлея та екологічна класифікація якості води за Грибом Й. В. представлено в табл. 7.

Таблиця 7

Співвідношення (періодичність) значень індексу Гуднайта – Уїтлея та екологічна класифікація якості води

| Екологічний клас | Індекс Гуднайта – Уїтлея | |
|------------------|--------------------------|-----------------------------|
| | Ie за токсичністю Ic | Індекс Гуднайта – Уїтлея Ic |
| I | 1,0–2,0 | 15,0 |
| II | 3,0–5,0 | 30,0 |
| III | 8,0–13,0 | 45,0 |
| IV | 15,0–21,0 | 66,0 |
| V | > 21 | > 66,0 |

Водні безхребетні – індикатори якості води

Безхребетні у річках представлені великою кількістю різноманітних груп організмів, але найбільш зручні при тестуванні вод – це так звані організми *макробентосу*.

Для біоіндикації вод важливі личинки *амфібіотичних* комах. *Амфібіотичні* комахи – це такі, личинки яких живуть у воді, а дорослі комахи (імаго) – мають крила і живуть на суші, літаючи поблизу водойм. Серед комах найбільш важливі – поденки (Ephemeroptera), веснянки (Plecoptera) і струмковики (Trichoptera), тому що вони найбільш чутливі до забруднень організми бентосу, вони – показники чистої води. Ці три загони коротко називають «комплекс ERT».

Обговорення отриманих результатів. Ряска мала (Lemna minor L.) – класичний об'єкт для біотестування токсичності вод, який можна досліджувати у слабопроточних водоймах, а також в лабораторії під мікроскопом. Він дає картину стану водної екосистеми на поверхні води.

Стан фізіологічного розвитку ряски залежить від температури води, наявності біогенних елементів, наявності плівки на водному

дзеркалі. Тому для об'єктивної оцінки стану середовища нам необхідно визначити екологічну ситуацію водної товщі і бентосу.

Водну товщу ми спостерігаємо за станом аборигенної іхтіофауни, як за її складом, що вимагає більш глибоких досліджень, а також за реакцією молоді коропових риб (рибна проба). У гострому досліді ми спостерігаємо інтенсивність руху риб, частоту дихання, зміну забарвлення збліднення зябрових стулок, порушення координації. У випадках токсичності води спостерігаємо витік лакованої крові з-під зябрових стулок внаслідок гемолізу еритроцитів.

Більш стійкі показники ми отримуємо при дослідженні складу безхребетних організмів бентосу – личинок веснянок, поденок, струмковиків, вислокрилок. За їх чисельністю визначаємо рівень забруднення водного середовища – чистої води, води з незначними домішками, відносно чисті а також забруднені води.

Разом з визначенням екологічного індексу якості води за сольовим складом, трофо-сапробіологічними та токсикологічними характеристиками, отримані дані спостережень дають об'єктивну характеристику реакції біоти на домішки. Таким чином, ми користуємось комплексною якісною класифікацією стану водного середовища за індексом якості води екологічним (Ie), морфометричним за ряскою малою (Mi), за індексом рибопродуктивності (Ri); індексом Майера (Mgi), індексом Гуднайта – Уїтлея (HUi) – за бентосними організмами. Аналогом дослідження стану водного середовища за бентосними організмами є індекс Вудівісса, що використовується при експертних дослідях.

Висновки

1. За дією біоциду на тест-об'єкт при лабораторному моделюванні відмічається висока чутливість ряски малої, що відбувається за першої доби. Під час проведення рибної проби відмічена зміна у поведінці риб, їх рухомості, диханні, забарвленні тіла та побіління зяберних стулок, що дає можливість тестування стану середовища.
2. При хронічній дії токсиканта відмічена затримка ростових процесів, викривлення хребта, підвищена нескоординована рухливість, підняття до поверхні води, додатній реотаксис. При дії глікозидів (сапоніну), у риб відмічено руйнування червоних кров'яних тілець, витікання лакованої крові з-під зяберних стулок.
3. При гострому отруєнні у польових умовах відмічено підняття риби до поверхні водного дзеркала, хаотичність рухів та колове плавання, порушення дихання, сплавлення за течією (під дією хлорорганічних

та хлорфенольних сполук після скидання біологічно очищених та оброблених активним хлором стічних вод).

4. За комплексом ERT чисельність бентосних організмів для вод першої категорії – поденок, веснянок, струмковиків до 20 морфотипів, присутні інші групи безхребетних (гамариди, вищі раки, двостулкові молюски).

5. При подальшому погіршенні якості води відмічено зниження чисельності морфотипів, ERT до 10–14 видів, мало веснянок, збільшується чисельність хірономід, олігохет, червононогих молюсків.

6. При значному забрудненні відмічені рідкі представники ERT (1–2 морфотипи), зростає чисельність п'явок, водяних кліщів, стрикоз, може зрости чисельність ряски і спіроделли. Найвні дрібні види карася сріблястого.

7. Дуже забруднена вода – відмічена відсутність бентосних організмів комплексу ERT, розвиток олігохето-хірономідного комплексу, п'явок, мотіля, відсутність карася, присутній ротан. Крім токсичних домішок стічних вод, впливає кисневий режим, кислі атмосферні опади при $\text{pH} < 4,0$.

8. Хімічно чиста вода без біоти може рахуватись як токсична, ще вимагає подальших досліджень (вплив діоксинів, фенольних сполук тощо).

1. Guiguen M. et al. Shellfish and residual chemical contaminants : hazards, monitoring, and health risk assessment along French coasts. *Rev. environ. contam. toxicol.* 2011. Vol. 213. P. 55–111.
2. Брагінський Л. П. Біотестування як метод контролю токсичності природних і стічних вод. *Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень*. Львів : Світ, 1993. С. 27–37.
3. Holt E. A., Miller S. W. Bioindicators : using organisms to measure environmental impacts. *Nature education knowledge.* 2011. Vol. 3, N 10. P. 8.
4. Ольхович О. П., Мусієнко М. М. Фітоіндикація та фітомоніторинг. Київ : Фітосоціоцентр, 2005. 64 с.
5. Глухов О. З., Машталер О. В. Біоіндикація техногенного забруднення навколишнього середовища південного сходу України : монографія. Донецьк : Вебер, 2007. 153 с.
6. Дідух Я. П. Основи біоіндикації. Київ : Наук. думка, 2012. 344 с.
7. Hilton J., O'Hare M., Bowes M. J., Jones J. I. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Sci. total environ.* 2006. Vol. 365. N 1–3. P. 66–83.
8. Клепець О. В., Пилипенко М. О. Фітоіндикація екологічного стану малої паркової водойми. *Біологія та екологія*. 2018. № 1. Т. 4. С. 73–85.
9. Цьось О. О., Музиченко О. С., Боярин М. В. Методика оцінки екологічного стану поверхневих вод приток верхів'я річки Прип'ять за макрофітами. Луцьк : Вид-во Вежа, 2022. 26 с.
10. Гриб Й. В. Екологічна оцінка стану екосистем річкових басейнів

рівнинної частини території України (охорона, відновлення, управління) : автореф. дис. ... д-ра біол. наук. Дніпропетровськ, 2002. 50 с. **11.** Floating plant dominance as a stable state / M. Scheffer et al. *Proc. natl. acad. sci. U.S.A.* 2003. Vol. 100. P. 4040–4045. **12.** Бубис О. Є. Екотоксикологічні механізми впливу важких металів на процеси метаболізму в клітинах рослин плейстофітону : автореф. дис. ... канд. с.-г. наук : 03.00.16. Львів, 2018. 24 с. **13.** Сидорович М. М., Кундельчук О. П., Прокопець Л. О., Кузнецова Д. О. Lemna minor L. – фітотест для визначення токсичності і полютантності міської питної води з нецентралізованого водопостачання (пунктів продажу). *Научный взгляд в будущее*. Одеса : КУПРИЕНКО С. В., 2016. Вип. 2(2). Т. 12. С. 80–86. **14.** Федорчук І. В., Козак М. І. Макрофіти басейну річки Мукша в різних умовах впливу антропогенного пресу. *Природничий альманах (біологічні науки)* : зб. наук. праць. Кам'янець-Подільський, 2015. № 12. С. 267–274. **15.** Ботаніка з основами гідроботаніки (водні рослини України) : підручник для студентів класичних та аграрних університетів / Якубенко Б. Є. та ін. Київ : Фітосоціоцентр, 2011. 35 с.

REFERENCES:

1. Guiguen M. et al. Shellfish and residual chemical contaminants : hazards, monitoring, and health risk assessment along French coasts. *Rev. environ. contam. toxicol.* 2011. Vol. 213. P. 55–111. **2.** Brahinskyi L. P. Biotestuvannia yak metod kontroliu toksychnosti pryrodnykh i stichnykh vod. *Hidroekolohichna toksykometriia ta bioindykatsiia zabrudnen.* Lviv : Svit, 1993. S. 27–37. **3.** Holt E. A., Miller S. W. Bioindicators : using organisms to measure environmental impacts. *Nature education knowledge.* 2011. Vol. 3, N 10. P. 8. **4.** Olkhovych O. P., Musiienko M. M. Fitoindykatsiia ta fitomonitorynh. Kyiv : Fitosotsiotsentr, 2005. 64 s. **5.** Hlukhov O. Z., Mashtaler O. V. Briioindykatsiia tekhnohennoho zabrudnennia navkolyshnoho seredovyshcha pivdennoho skhodu Ukrainy : monohrafiia. Donetsk : Veber, 2007. 153 s. **6.** Didukh Ya. P. Osnovy bioindykatsii. Kyiv : Nauk. dumka, 2012. 344 s. **7.** Hilton J., O'Hare M., Bowes M. J., Jones J. I. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Sci. total environ.* 2006. Vol. 365, N 1–3. P. 66–83. **8.** Klepets O. V., Pylypenko M. O. Fitoindykatsiia ekolohichnoho stanu maloi parkovoi vodoimy. *Biolohiia ta ekolohiia.* 2018. № 1. Т. 4. S. 73–85. **9.** Tsos O. O., Muzychenko O. S., Boiaryn M. V. Metodyka otsinky ekolohichnoho stanu poverkhnevyykh vod pryток verkhivia richky Prypiat za makrofitamy. Lutsk : Vyd-vo Vezha, 2022. 26 s. **10.** Hryb Y. V. Ekolohichna otsinka stanu ekosystem richkovykh baseiniv rivnynnoi chastyny terytorii Ukrainy (okhorona, vidnovlennia, upravlinnia) : avtoref. dys. ... d-ra biol. nauk. Dnipropetrovsk, 2002. 50 s. **11.** Floating plant dominance as a stable state / M. Scheffer et al. *Proc. natl. acad. sci. U.S.A.*

2003. Vol. 100. P. 4040–4045. **12.** Bubys O. Ye. Ekotoksykologichni mekhanizmy vplyvu vazhkykh metaliv na protsesy metabolizmu v klitynakh roslin pleistofitonu : avtoref. dys. ... kand. s.-h. nauk : 03.00.16. Lviv, 2018. 24 s. **13.** Sydorovych M. M., Kundelchuk O. P., Prokopets L. O., Kuznetsova D. O. Lemna minor L. – fitotest dlia vyznachennia toksychnosti i poliutantnosti miskoi pytnoi vody z netsentralizovanoho vodopostachannia (punktiv prodazhu). *Nauchnyiy vzglyad v budushee*. Odessa : KUPRIENKO S. V., 2016. Vyp. 2(2). T. 12. S. 80–86. **14.** Fedorchuk I. V., Kozak M. I. Makrofyty baseinu richky Muksha v riznykh umovakh vplyvu antropohennoho presu. *Pryrodnychiy almanakh (biolohichni nauky)* : zb. nauk. prats. Kamianets-Podilskyi, 2015. № 12. S. 267–274. **15.** Botanika z osnovamy hidrobotaniky (vodni rosliny Ukrainy) : pidruchnyk dlia studentiv klasychnykh ta ahrarynykh universytetiv / Yakubenko B. Ye. ta in. Kyiv : Fitosotsiotsentr, 2011. 35 s.

Hryb I. V., Doctor of Biological Science, Professor, Petruk A. M., Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor, Borshchevska I. M., Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor, Voityshyna D. Y., Applicant, Mykhalchuk M. A., Senior Lecturer (National University of Water and Environmental Engineering, Rivne)

BIOINDICATION STATE OF THE AQUATIC ENVIRONMENT IN A COMPREHENSIVE ASSESSMENT OF THE LOW-FLOWING RESERVOIRS TOXICITY

The experimental method of bioindication state of the aquatic environment includes a) toxicity assessment by the common duckweed test object; b) reaction of the ichthyofauna (fish test) by the reaction of fish to the aquatic environment toxicity; c) composition of benthic invertebrates: larvae of plecoptera, mayflies, caddisflies, their number (Mayer index) and the Goodnight-Whitley index (by the specific weight of oligochaetes to the total number of benthic organisms). The reaction indices of hydrobionts during laboratory modelling, as well as under field conditions, were developed. The state of the aquatic environment of the Ustia river was tested based on the observations of common duckweed populations, the Mayer index, and ecological indexing of the state of the Ustia river in three blocks: salt composition, tropho-saprobiological characteristics, and toxicity. Accordingly, it is possible to carry out field studies of the state of the aquatic

environment based on the reaction of the common duckweed and benthic organisms' population.

In contrast to laboratory methods of water quality research (hydrochemical, hydrobiological), which provide operational information on stream systems at the moment of water sampling, water quality bioindication provides reliable information on the impact of the state of the environment on the test object in the system of "water environment biome". The biotest gives an operational summation of the effects of impurities in the aquatic environment and therefore can be included in a complex of ichthyological studies when taking water samples and obtaining a reliable assessment of the general ecological situation.

Thus, the list of ichthyological studies in the summer period should include physical parameters (colour, transparency, smell, temperature, gas regime, foaming, suspensions, salt composition (main ions, mineralization, dry residue), organic and biogenic impurities (C, N, P), toxic impurities (heavy metals), biotesting of invertebrate benthic organisms (Mayer, Goodnight – Whitley, Woodiwiss index) and dynamics of phytoplankton and its composition by saprobity.

Keywords: aquatic ecosystem; common duckweed; fish test; benthic invertebrates; ERT system; Mayer; Goodnight – Whitley indices.