

УДК: 504.054; 504.064, 504.4.054(083.74): 556.531

№ держреєстрації 0119U102750

Інв. №

МІНІСТЕРСТВО ЕНЕРГЕТИКИ ТА ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ УКРАЇНИ

НАУКОВО-ДОСЛІДНА УСТАНОВА
«УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВО-ДОСЛІДНИЙ ІНСТИТУТ
ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ»
(УКРНДІЕП)

61166, м. Харків, вул. Бакуліна, 6, тел./ факс. (057) 702 15 92

ЗАТВЕРДЖУЮ

Директор УКРНДІЕП
д-р геогр. наук, проф.

А. В. Гриценко
грудня 2019 р.

ЗВІТ
ПРО НАУКОВО-ДОСЛІДНУ РОБОТУ
за темою № 10/2.5-19

«РОЗРОБЛЕННЯ МЕТОДИЧНИХ РЕКОМЕНДАЦІЙ З ОЦІНЮВАННЯ
ЕКОЛОГІЧНИХ ТА ЕКОНОМІЧНИХ НАСЛІДКІВ ХІМІЧНОГО
ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ВІДПОВІДНО ДО ПОЛОЖЕНЬ
ЄВРОПЕЙСЬКОГО ЗАКОНОДАВСТВА»
(проміжний)

Науковий керівник
д-р біол. наук, проф.

А. М. Крайнюкова

Відповідальний виконавець
наук. співр.

А. В. Деменко

2019

Результати роботи розглянуто Вченою радою УКРНДІЕП,
протокол від грудня 2019 р.

СПИСОК АВТОРІВ

Науковий керівник НДР, зав. лабораторії біологічних досліджень та біотестування, д-р біол. наук, проф.	_____	А. М. Крайнюкова (реферат, вступ, розділи 1,2,3,4,5 висновки, додаток А)
Відповідальний виконавець, науковий співробітник лабораторії біологічних досліджень та біотестування	_____	А. В. Деменко (розділи 3, 4)
Професор кафедри екологічної безпеки та екологічної освіти Навчально-наукового інституту екології Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна, докт. геогр. наук, доц.	_____	О. М. Крайнюков (розділи 4, 5, додаток А)
інженер I категорії лабораторії біологічних досліджень та біотестування	_____	В. Д. Тімченко, (розділи 1, 3)
Інженер 1 категорії лабораторії біологічних досліджень та біотестування	_____	А. П. Устименко (додаток А)

РЕФЕРАТ

Звіт про НДР: 132 с., 11 табл., 4 рис., 2 дод., 170 джерел.

ВОДНА ЕКОСИСТЕМА, ДОБРИЙ СТАН ПОВЕРХНЕВОЇ ВОДИ, ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ, ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА, МЕТОД БІОТЕСТУВАННЯ, ПОВЕРХНЕВІ ВОДНІ ОБ'ЄКТИ, УРАЖЕНІСТЬ ВОДНОЇ ЕКОСИСТЕМИ, ХІМІЧНЕ ЗАБРУДНЕННЯ, ХІМІЧНІ РЕЧОВИНИ.

Об'єкт дослідження – поверхневі водні об'єкти.

Метою I етапу роботи є оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод відповідно до положень європейського законодавства у галузі водної політики.

Методи дослідження – аналіз екологічного стану водних об'єктів основних річкових басейнів України, підлеглих хімічному забрудненню; комплексна оцінка шкідливого впливу хімічного забруднення поверхневих вод на функціонування водних екосистем.

Результати дослідження:

- здійснено аналіз проблеми хімічного забруднення поверхневих вод екологічно небезпечними хімічними речовинами та їх небезпеки для водних екосистем;
- розглянуто значення біотичної складової в збереженні природних властивостей водних екосистем;
- здійснено аналіз існуючих методів для оцінювання якості води та екологічного стану поверхневих водних об'єктів;
- розглянуто галузі використання методу біотестування як основного методичного прийому для оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих водних об'єктів;
- проведено випробування методик біотестування з метою вибору найбільш ефективних для визначення токсичних властивостей води;
- здійснено комплексну оцінку якості води та екологічного стану водних об'єктів основних річкових басейнів України відповідно до положень європейського законодавства.

Умови одержання звіту: за договором. УКРНДІП, 61166, м. Харків, вул. Бакуліна, 6

ЗМІСТ

	с.
Терміни та їх визначення.....	5
Вступ.....	8
1 Проблема антропогенного забруднення поверхневих вод екологічно небезпечними хімічними речовинами та їх небезпека для функціонування водних екосистем.....	12
2 Функціонування водних екосистем як вид водокористування та їх реагування на шкідливий вплив хімічних речовин.....	24
2.1 Значення біотичної складової в збереженні структури та характеру функціонування водних екосистем.....	27
2.2 Реагування водної екосистеми на шкідливий вплив хімічних речовин	29
3 Аналіз методик оцінки якості води та екологічного стану водних об'єктів з метою вибору найбільш ефективних для оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод	33
4 Випробування методик біотестування з використанням в якості тест-об'єктів представників основних ланок трофічного ланцюга водної екосистеми.....	51
5 Комплексна оцінка якості води та екологічного стану поверхневих водних об'єктів основних річкових басейнів України.....	63
Висновки	75
Перелік джерел посилання.....	78
Додаток А Перелік органічних та неорганічних хімічних речовин у складі стічних вод виробництв різних галузей економіки.....	96
Додаток Б Технічне завдання на виконання НДР, внутрішня та зовнішня рецензії на звіт про виконання НДР, витяг з протоколу Вченої ради УКРНДІЕП від 05.12.2019 № 5.....	121

ТЕРМІНИ ТА ЇХ ВИЗНАЧЕННЯ

1. Біологічне тестування води – експериментальне визначення токсичності води [водного середовища] за зміною певного показника життєдіяльності тест-об'єкта.
2. Води поверхневі – води, які знаходяться на поверхні суші у вигляді різних водних об'єктів.
3. Водний об'єкт – зосередження природних вод на поверхні суші, чи в земній корі, яке має характерні форми поширення і риси гідрологічного режиму і належить до природних ланок круговороту води.
4. Гостра летальна токсичність води – летальна токсичність води, зумовлена короткочасною дією токсиканта.
5. Гранично допустима концентрація речовини у воді (ГДК) – концентрація речовини у воді, вище якої вода непридатна для установленого виду водокористування.
6. Діапазон реагування тест-об'єкта – унормований інтервал концентрацій еталонної речовини, у межах якого знаходиться вибране значення певної тест-реакції за встановлених умов експозиції. (Примітка. Діапазон реагування використовують для перевірки придатності тест-об'єкта до біотестування).
7. Добрий екологічний стан – це стан поверхневого водного об'єкта, коли існують невеликі зміни в складі та розповсюдженості таксонів основних ланок трофічного ланцюга водної екосистеми порівняно з типоспецифічними умовами.
8. Добрий стан поверхневої води – це стан поверхневого водного об'єкта, коли екологічний і хімічний його стан є принаймні «добрими».
9. Добрий хімічний стан поверхневої води – це хімічний стан, що відповідає екологічним цілям для поверхневих вод, тобто хімічний стан поверхневого водного об'єкта, у якому концентрація речовин – забрудників не перевищують стандартів екологічної якості.

10. Екологічне оцінювання якості води - віднесення води до певних класів, категорій чи індексів згідно з офіційно визнаною системою екологічних класифікацій якості води на підставі певних кількісних значень (критеріїв) за хімічними та біологічними показниками складу і властивостей води.

11. Екологічний стан – це вираження якості структури і функціонування водних екосистем, пов'язаних з поверхневими водами, відповідно до класифікації за біологічними елементами якості води.

12. Еталонна речовина – стандартний хімічний реактив з певними фізико-хімічними властивостями, який використовують для встановлення похибки визначень токсичності води [водного середовища] і діапазону реагування тест-об'єкта.

13. Критерій токсичності – встановлене значення тест-реакції за певних умов експозиції, на підставі якого роблять висновок щодо токсичності води.

14. Летальна токсичність води – токсичність води, що призводить до загибелі водного організму.

15. Норматив екологічної безпеки водокористування – норматив, який встановлюється для оцінки можливостей використання води з водних об'єктів для потреб населення і галузей економіки та забезпечує безпечні умови водокористування.

16. Норми якості води – установлені значення показників складу і властивостей води по видам її використання.

17. Показник токсичності – показник життєдіяльності водного організму, за яким оцінюють токсичність води [водного середовища].

18. Стан поверхневої води – це загальний вислів щодо стану поверхневого водного об'єкта, який визначається згідно з найгіршим показником його екологічного та хімічного стану.

19. Тест-об'єкт – чутливий(і) до дії токсикантів організм(и), спеціально підготовлений(і) за лабораторних умов до біотестування.

20. Токсичність води [водного середовища] – зумовлена наявністю токсикантів властивість води [водного середовища], що характеризує її [його] здатність порушувати життєдіяльність водних організмів.

21. Ураженість водної екосистеми – це кількісна характеристика ступеня порушення структури та характеру функціонування водної екосистеми в залежності від рівня шкідливого впливу хімічних речовин токсичної дії на життєдіяльність водних організмів.

22. Хронічна токсичність води – токсичність води, що виявляється внаслідок тривалої (понад 96 год) токсиканта.

23. Якість води – характеристика складу і властивостей води, яка визначає її придатність для конкретних видів використання.

ВСТУП

У сучасних умовах зростаючого антропогенного забруднення поверхневих водних об'єктів України важливого значення набувають дослідження екологічних та економічних наслідків його впливу на стан поверхневих вод та якість води.

Важливим видом природокористування є використання поверхневих вод для задоволення потреб населення і різних галузей економіки. Україна належить до найменш забезпечених водою країн в Європі. В той же час забруднення поверхневих вод перевищує їх здатність до самовідновлення, внаслідок чого більшість поверхневих водних об'єктів України знаходяться в критичному стані. Встановлення норм екологічно допустимого антропогенного навантаження на поверхневі води – гранично допустимих концентрацій (ГДК) забруднюючих речовин є важливим, але недостатнім засобом попередження подальшого забруднення поверхневих вод. Відсутність нормативів для більшості хімічних речовин та неврахування при функціонуванні зазначеної системи ефектів синергізму в процесі їх взаємодії призводить до того, що досить часто дотримання нормативної якості води за окремими забруднюючими речовинами не відбиває сумарного ефекту, який характеризує екологічний стан водного об'єкта. Адже відомо, що різні набори забруднюючих речовин або різні співвідношення між ними навіть при дотриманні норм ГДК можуть викликати шкідливі впливи на функціонування водних екосистем.

Аналіз та узагальнення наявної інформації, що стосується оцінки екологічних та економічних наслідків антропогенного забруднення поверхневих вод, показали, що в сучасних природоохоронних системах запропоновано різні підходи до визначення шкоди, заподіяної водним ресурсам. При цьому слід зазначити, що практично в усіх країнах система стягнення збитків за забруднення водних об'єктів заснована на принципі «забруднювач платить». У той же час мають місце суттєві відмінності в підходах, пов'язаних з нарахуванням розмірів збитків за порушення водного законодавства.

Організація економічного співробітництва та розвитку (ОЕСР), до складу якої входять 34 розвинених країн Європи, Канада, США, Японія та інш., визначила стратегію у вирішенні екологічних, економічних та соціальних наслідків антропогенного забруднення поверхневих вод. У цих країнах в законодавчому порядку нанесення шкоди водним об'єктам розглядається як екологічний збиток, який в грошовому вираженні включає покриття витрат відповідальною стороною не тільки за виявлений факт забруднення, але також і за відновлення порушених властивостей та характеру функціонування водних екосистем.

На відміну від країн, що входять в ОЕСР, в країнах Східної Європи, Кавказу та Центральної Азії (ВЕКЦА) запропоновано спрощений підхід, який полягає в тому, що стягнення збитків за нанесення шкоди водним об'єктам передбачає фінансову відповідальність лише за недотримання природокористувачами нормативно-правових актів, тобто за встановлений факт забруднення (наприклад, наднормативний скид забруднюючих речовин зі стічними водами у водний об'єкт) і не враховує компенсаційних витрат на відновлення порушених властивостей водних екосистем, що по-суті є не стягненням заподіяної шкоди, а штрафною санкцією. Зазначена система стягнення збитків за порушення водного законодавства використовується також у водоохоронній практиці України відповідно до чинної «Методики.....».

У водоохоронній практиці країн ОЕСР при вирішенні проблеми обмеження надходження до поверхневих водних об'єктів екологічно небезпечних хімічних речовин в останні роки поширився напрям інтегрального оцінювання екологічного стану водного середовища, що здійснюється шляхом використання певних індикаторних організмів, які дають змогу визначити сумарний ефект хімічного забруднення поверхневих вод.

Оцінювання антропогенного навантаження на поверхневі води через інтегральну оцінку їх екологічного стану шляхом спостереження за зміною стану індикаторних організмів дозволяє об'єктивно визначати ознаки наближення екологічного регресу водної екосистеми. внаслідок порушення самоочисної

здатності водного об'єкта. Досвід свідчить, що в такий спосіб моніторингові служби отримують можливість завбачати несприятливі екологічні ситуації при розробленні відповідними органами управління певних превентивних заходів, які б цю загрозу попереджували. Ефективність такого підходу реалізується шляхом одночасного дослідження двох складових водної екосистеми – абіотичної та біотичної.

Ці питання досить ефективно вирішуються в країнах ЄС в рамках реалізації положень Директив 2000/60/ЄС та 2004/35/ЄС. Зокрема, для оцінки ступеня ураження водних екосистем з метою відшкодування витрат на відновлення їх функцій, екологічний збиток стягується за шкідливий вплив забруднення на біологічні види і середовище їх існування. При цьому в якості показників використовуються: наявність домінуючих видів організмів, їх біомаса, ареал поширення, здатність до відтворення, забезпечення сприятливих умов існування, тощо. Зазначені методичні підходи відносяться до біомоніторингових досліджень, а саме, біоіндикації, які є тривалими і трудомісткими.

З метою скорочення матеріальних і трудових витрат для отримання по-суті адекватних європейському досвіду результатів в межах виконання даної роботи для оцінювання екологічних наслідків ураження водних екосистем використовували метод біотестування із застосуванням організмів-біотесторів, за відповідними реакціями яких визначали токсичні властивості води, що характеризує ступінь негативного впливу хімічного забруднення на екологічний стан поверхневих вод.

Повсюдне посилення антропогенного навантаження на поверхневі води зумовлює нагальну потребу в удосконаленні системи охорони водних ресурсів шляхом залучення біологічних методів оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод та сучасних підходів щодо розрахунку збитків, заподіяних водним об'єктам внаслідок їх забруднення екологічно небезпечними хімічними речовинами.

У даному звіті представлено результати I етапу роботи, запланованого до виконання у 2019 році і присвяченого проблемі екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих водних об'єктів.

Підставою для виконання роботи є Тематичний план прикладних наукових досліджень на 2019-2021 роки науково-дослідної установи «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», затверджений заст. Міністра екології та природних ресурсів України 18.07.2019 р.

Технічне завдання та календарний план роботи за темою було розглянуто та ухвалено Вченою Радою УКРНДІЕП від 06.12. 2018 р., протокол № 6.

У виконанні роботи приймали участь: науковий співробітник лабораторії біологічних досліджень та біотестування Т. В. Божко, науковий співробітник сектора оцінювання екологічного стану територій В. Ю. Бакланова, провідний інженер С. О. Діяконова.

Звіт оформлено відповідно до ДСТУ 3008-2015.

1 ПРОБЛЕМА АНТРОПОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ЕКОЛОГІЧНО НЕБЕЗПЕЧНИМИ ХІМІЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ ТА ЇХ НЕБЕЗПЕКА ДЛЯ ФУНКЦІОНУВАННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Поверхневі водні об'єкти вкривають 24,1 тис км² загальної території України. Найважливішими водними об'єктами є річки, яких в Україні налічується 63119, у тому числі великих – 9 (Дніпро, Південний Буг, Дністер, Сіверський Донець, Десна, Західний Буг, Тиса, Прип'ять, Дунай). Найбільша кількість річок припадає на басейн Дніпра – 27,7 %. Серед усіх річок України найбільшу водозбірну площу має також Дніпро – 504 тис км². За цією характеристикою річка посідає третє місце в Європі.

У даному розділі представлено основну характеристику і стан поверхневих вод України відповідно до [1,2].

Україна належить до найменш водозабезпечених держав Європи, оскільки запаси місцевих ресурсів річкового стану на 1 людину становить близько 1.0 тис.м³ на рік. У країнах Європи цей показник становить: Норвегія -96,9; Швеція – 24,1; Фінляндія – 22,5; Франція – 4,6; Італія – 3,9; Великобританія – 2,7; Польща -1,7; Німеччина -1,3; Угорщина – 0,8 тис. м³ на рік. В Україні найбільш забезпечені ресурсами місцевого стоку західні області (Закарпатська, Івано – Франківська, Львівська, де на одного жителя припадає від 2 до 6 тис. м³ води на рік); до найменш забезпечених ресурсами поверхневих вод відносяться Херсонська, Одеська, Донецька, Дніпропетровська і Запорізька області, де на одного жителя припадає від 0,1 до 0,3 тис.м³ води на рік.

В Україні сучасна щорічна потреба населення та галузей економіки у водних ресурсах складає близько 15 млрд. м³, щорічно з природних джерел забирається понад 13,0 млрд. м³ прісної води. Найбільший об'єм води забирається із басейну Дніпра - 8,7 млрд. м³ (25% загального обсягу стоку) та Сіверського Донця – 1,5 млрд. м³ (65% загального обсягу стоку). Основними

водоспоживачами є підприємства промисловості, які забирають 5,6 млрд м³ води, або 38% загального забору по країні.

Основна частина водних ресурсів зосереджена в річці Дніпро з його притоками, загальний стік якого складає в середній за водністю рік 53,9 км³. У 2015 р. із природних водних об'єктів було забрано 9,13 млрд. м³ води, що на 1,8 млрд. м³ менше ніж у 2014 році.

Поступове зменшення обсягів водоспоживання відображається на скороченні об'єму скиду стічних вод. Так, у 2015 році в поверхневі водні об'єкти скинуто 5343 млн. м³ стічних вод, в той час, як у 2014 році – 6354 млн м³.

В регіональному розрізі найбільший об'єм стічних вод скинуто промисловими підприємствами Дніпропетровської області.

У 2015 р. частка забруднених стічних вод у загальному водовідведенні порівняно до попереднього року збільшилась на 1,6 % за рахунок зростання скиду стічних вод без очищення.

За категоріями забруднення у 2015 р. скинуто стічних вод: недостатньо очищених - 691 млн. м³, нормативно-чистих без очистки - 3079 млн. м³, нормативно-очищених після очистки - 1380 млн. м³.

Шкідливими для водних екосистем є наявні в стічних водах специфічні речовини токсичної дії. Так, у 2015 році разом із стічними водами до поверхневих водних об'єктів було скинуто 302,7 т нафтопродуктів, 491,2 т заліза та 4382,0 т фосфатів.

Відомо, що найбільш ефективним заходом зменшення впливу стічних вод на водні об'єкти є їх очищення на очисних спорудах. Потужність очисних споруд в Україні знизилась на 1398 млн.м³ (19%) і становить 5801 млн.м³ води у 2015 р. та 7190 млн.м³ води у 2014 р.

Основними причинами скидання забруднених стічних вод без очищення є зниження ефективності роботи очисних споруд, що зумовлено їх зношеністю та низьким технологічним рівнем.

Результатом неефективної роботи очисних споруд є перевищення у водних об'єктах дніпровського басейну середньорічних концентрацій основних

забруднюючих речовин: сполук азоту амонійного <1-5 ГДК, азоту нітритного, заліза загального, цинку – <1-8, мангану – <1-19, сполук міді – 1-12, хрому шестивалентного – 1-24, фенолів – 1-5 ГДК.

Отже, одним із найбільш екологічно небезпечних джерел хімічного забруднення поверхневих вод є скиди у поверхневі водні об'єкти забруднюючих речовин зі стічними водами, які утворюються в процесі діяльності підприємств різних видів економічної діяльності.

До найбільш розповсюджених і небезпечних для екосистем поверхневих вод України належать нафтопродукти, що знайшло відображення в Постанові Кабінету Міністрів України від 11 вересня 1996 р. №1100. Зокрема, до Переліку забруднюючих речовин, що нормуються у всіх випадках скидання зворотних вод, поряд із загально – санітарними показниками, включено лише один показник специфічної дії – нафтопродукти. Цей показник залишився також і у Переліку, який представлено в Змінах до Постанови №1100, затверджених від 13 грудня 2017 року № 1091 [3, 4].

Продукти переробки нафти, які названо «нафтопродуктами» надзвичайно різноманітні (бензин, керосин, дизельне паливо, мазут, бітум, парафін, тощо). Для цілей діагностики нафтового забруднення води було введено поняття нафтопродукти – це неполярні і малополярні сполуки, які екстрагуються гексаном або петролейним ефіром [5].

У роботі [6] детально охарактеризовано можливі джерела надходження нафтопродуктів у підземні та поверхневі водні об'єкти, наведено кількісні дані щодо впливу вуглеводневого забруднення на якість водного середовища в різних країнах світу. Значні об'єми нафтопродуктів надходять у поверхневі води в процесі їх транспортування водним шляхом, зі стічними водами нафтогазовидобувних та переробних підприємств.

На нафтогазопереробних комплексах на різних стадіях технологічного процесу утворюється 5 видів стічних вод [7]: нейтральні нафтоутримуючі стічні води, в яких нафтопродукти присутні у виді емульсії, їх концентрація досягає до 8,0 г/л; солеутримуючі стічні води з високим вмістом емульгованої нафти і

високою концентрацією розчинених солей; сірчато-лужні стічні води, які утворюються в процесі лужності нафтопродуктів і зріджених газів. При цьому з нафтопродуктів видаляються сірководень, меркаптан, феноли й нафтеніві кислоти; кислі стічні води від цеху регенерації сірчаної кислоти містять у своєму складі до 1 г/л сірчаної кислоти; сірководнеутворюючі стічні води надходять від барометричних конденсаторів та утворюються в процесі каталітичного крекінгу і уповільненого коксування й гідроочищення. В цих стічних водах, окрім сірководню, присутні феноли та аміак.

Таким чином, у стічні води нафтопереробних виробництв надходить велика кількість забруднюючих речовин, з яких найбільш значимі кінцеві продукти переробки нафти: нафтопродукти, нафтеніві кислоти, їх солі, деемульгатори, смоли, феноли, бензол, толуол. Вміст окремих хімічних сполук в таких стічних водах коливається в широких межах [8]. За даними [7] у складі нафтопродуктів стічних вод нафтопереробного підприємства було ідентифіковано 22 вуглеводні, концентрація яких дорівнювала: бензолу до 6300; толуолу до 6200; о-ксилолу до 1500; С₃-фенілу до 450 мг/л та ін.

Як видно із наведеного, нафтопродукти – це складна суміш органічних сполук, більшість з яких є екологічно небезпечними для водних екосистем.

Потрапляючи у водний об'єкт, нафтопродукти можуть знаходитись у різних міграційних формах: розчиненій, емульгованій, сорбованій на завислих речовинах і в донних відкладах, а також у вигляді плівки на поверхні води. Нафтова плівка й емульговані частки, залежно від сили і напрямку вітру та швидкості течії води, можуть переміщуватися на значні відстані від джерела забруднення, або викидатися на берег, забруднюючи берегову смугу, що може служити джерелом вторинного забруднення води, або осідати на дно. Таким чином, легкі фракції у вигляді плівки або водяного розчину отруюють організми, що живуть у товщі води, а важкі фракції, потрапляючи на дно, знищують донні організми. Донні відклади, просочені нафтопродуктами, служать також вторинним джерелом забруднення водних об'єктів [9].

Нафтопродукти навіть у малих концентраціях шкідливі для водних організмів. Здатність нафтопродуктів до розтікання, прилипання, плівкоутворення на границях середовищ створює важко переборні умови для життєдіяльності водних організмів. Наприклад, нафтова плівка заважає віддачі водоростями кисню, який вони продукують.

Забруднення водних об'єктів нафтопродуктами може призводити до: порушення газо- та водообміну між атмосферою і поверхнею води; зміни температурного режиму вод; пригнічення та загибелі водних організмів внаслідок отруєння; появи неприємного запаху і смаку води, погіршення смакової якості риби; злипання пір'я у водоплавних птахів; розчинення жиру на поверхні шкіри тварин, що призводить до їх загибелі від переохолодження.

Найбільш повно вивчено вплив нафти і нафтопродуктів на представників ракоподібних [10, 11]. У роботі [10] вивчався вплив нафтових витяжок на веслоногих рачків: при концентрації 5-15 мг/л організми гинули протягом 1-2 діб, а при концентрації 2 мг/л – двох-трьох діб. За даними експериментів [11] спостерігалася чітка залежність між тривалістю життя організмів і концентрацією нафтопродуктів у морській воді. Токсична дія нафтопродуктів була зафіксована вже при концентрації, що становила менше ніж 1 мг/л. В іншій роботі відзначається токсична дія нафтопродуктів на морські організми при концентрації 0,1 мг/л [12]. У літературі наведено також дані, які свідчать про шкідливий вплив нафтопродуктів на прісноводні організми [13].

Проблема негативного впливу нафтопродуктів на рибу виникла з початком їх промислового вилову і використання людством. Перші експериментальні дослідження із цієї проблеми було проведено наприкінці XIX ст. у зв'язку з інтенсивним забрудненням нафтопродуктами р. Волги і збитком, що наносився рибному господарству.

Шкідливий вплив нафтопродуктів на рибу є залежним від розчинності у воді легких вуглеводнів, які чинять летальний ефект на рибу при низьких концентраціях. Ще більш токсичними для риби є нафтові кислоти. У роботі [12] відзначається різна видова чутливість риби до нафтопродуктів, відсутність

звикання до нафтової отрути, більша вразливість ікри, мальків у порівнянні з дорослими рибами. Крім прямої токсичної дії на рибу, нафтопродукти, що надходять у водні об'єкти, знищують нерестовища і нагульні угіддя, перешкоджають природній аерації і порушують процеси самоочищення води. Водні об'єкти, що забруднені нафтопродуктами, втрачають рибогосподарську цінність на довгий час, а часто назавжди. Нафтопродукти псують якість рибної продукції. Встановлено, що наявність у воді навіть незначних концентрацій нафтопродуктів (0,1 мг/л) надає м'ясу риб непереборний ні при яких технологічних обробках присмак і запах нафти. Така риба стає непридатною навіть для згодовування тваринам й знищується.

Аналіз літературних джерел, в яких розглядаються питання щодо компонентного складу стічних вод різних виробництв свідчить про те, що стічні води більшості виробництв характеризуються наявністю широкого спектра забруднюючих речовин, більшість з яких виявляють токсичні, канцерогенні та мутагенні властивості.

На основі аналізу, систематизації та узагальнення наведених даних щодо компонентного складу стічних вод виробництв різних галузей економіки та вивчення відомчих матеріалів [14-25], були визначені найбільш екологічно небезпечні виробництва, до переліку яких включено наступні: пестицидів, пластмас, синтетичних смол, полімерних матеріалів, синтетичних волокон, синтетичного каучуку і гумових виробів, лаків та барвників, основного органічного синтезу, нафтохімічне і нафтопереробне, аніоноактивних, катіонних та неіоногенних СПАР, вищих жирів, хіміко-фармацевтичне, коксохімічне та переробки паливних матеріалів, целюлозно-паперове, текстильне, хутра та виробів з хутра, машинобудівне та металургійне.

У додатку А наведено Перелік органічних та неорганічних хімічних речовин, які входять до складу стічних вод різних галузей економіки.

У таблиці 1.1 наведено дані щодо кількості органічних і неорганічних хімічних речовин, наявних у складі стічних вод різних виробництв.

Таблиця 1.1 – Кількість органічних і неорганічних хімічних речовин у складі стічних вод відповідних виробництв

Виробництво	Усього присутньо речовин	Органічних	Неорганічних
Лаків та барвників	80	66	14
Пестицидів	69	68	1
Пластмас, синтетичних смол, полімерних матеріалів та синтетичних волокон	65	64	1
Аніоноактивних, катіонних та неіоногенних СПАР	58	40	18
Хіміко-фармацевтичне	48	36	12
Синтетичного каучука і гумових виробів	43	38	5
Основного органічного синтезу	43	42	1
Нафтохімічне і нафтопереробне	37	30	7
Текстилю, хутра та виробів з хутра	35	20	15
Машинобудівне і металургійне	27	7	20
Целюлозно-паперове	24	20	4
Вищих жирів	14	14	Відс.
Коксохімічне та переробки паливних матеріалів	9	9	Відс.

Таким чином, промисловими джерелами хімічного забруднення поверхневих водних об'єктів є підприємства різних галузей економіки, стічні води яких містять різні органічні і неорганічні речовини: метали, кислоти, луки, солі, вуглеводні, альдегіди, карбонові кислоти, спирти, феноли, бензоли, ацетон, тощо. Широке застосування у сільському господарстві добрив – мінеральних (азотних, фосфорних, калійних) і органічних відходів тваринництва призводить до забруднення водних об'єктів біогенними елементами і патогенними мікроорганізмами.

До специфічних хімічних речовин токсичної дії, які чинять шкідливий вплив на водні організми, відносяться важкі метали (ртуть, кадмій, мідь, цинк, свинець, хром, нікель, миш'як, залізо), фториди, ціаніди, нафтопродукти, феноли, СПАР, пестициди та інші [26].

Екологічна небезпека важких металів обумовлена їх властивістю чинити токсичну дію на водні організми у незначних концентраціях та спроможність до біоаккумуляції.

Основним середовищем міграції важких металів є водне. На відміну від органічних сполук, які підлягають процесам деструкції, важкі метали здатні до біоаккумуляції та перерозподілу між окремими ланцюгами водної екосистеми. Накопичуючись у водних організмах, важкі метали через свою консервативність знаходяться в живих тканинах необмежений час, викликаючи патологічні зміни, аж до загибелі організмів, а у подальшому з відмерлим планктоном осідають у донних відкладах, що призводить до вторинного забруднення води.

Токсичність важких металів для водних організмів залежить від форм їх існування у водному середовищі. У залежності від умов водного середовища важкі метали можуть існувати в різних ступенях окислення і входити до складу різноманітних неорганічних і металоорганічних сполук, які можуть бути істино розчиненими, колоїднодисперсними або входити до складу мінеральних та органічних суспензій. Ряд металів здатні утворювати досить міцні комплекси з органічними сполуками. Такі комплекси є однією з найважливіших форм їх міграції у природних водах. Більшість комплексів є стійкими, тому вони здатні мігрувати в природних водах на значні відстані. У водному середовищі при переході металів у металокомплексні форми їх токсичність може змінюватись.

Джерелами забруднення природних вод важкими металами є стічні води підприємств гірничовидобувної, чорної і кольорової металургії, машинобудівних підприємств тощо.

Найбільш токсичними для водних організмів важкими металами є мідь, шестивалентний хром, кадмій, свинець і ртуть. Мідь гальмує розвиток синьозелених водоростей при концентрації $0,001 \text{ мг/дм}^3$, викликає загибель дафній при концентрації $0,005 \text{ мг/дм}^3$, загибель інфузорій - $0,008 \text{ мг/дм}^3$, середньолетальні концентрації міді для риб знаходяться у межах $0,002\text{-}0,005 \text{ мг/дм}^3$ [27, 28]. На процеси самоочищення води мідь впливає у концентрації $0,01 \text{ мг/дм}^3$.

Хром може існувати в тривалентній (Cr^{3+}) і шестивалентній (Cr^{6+}) формах. У біологічних об'єктах хром присутній переважно в тривалентній формі і бере участь у багатьох метаболічних процесах. Дані щодо токсичності хрому суперечні, очевидно внаслідок того, що велике значення має валентність хрому, тип сполук, в які він входить і ряд інших чинників. Хром шестивалентний більш токсичний у порівнянні з трьохвалентним. Середня летальна концентрація шестивалентного хрому для дафній і риб складає $0,02 \text{ мг/дм}^3$, для циклопів – $10,0 \text{ мг/дм}^3$. Вміст хрому у воді в концентрації $0,3 \text{ мг/дм}^3$ затримує процеси самоочищення води [29]. Головними джерелами забруднення поверхневих вод хромом є стічні води виробництв машинобудування, металообробки, кожевенних підприємств тощо.

Високотоксичним для водних організмів є кадмій. У дафній зниження репродуктивної здатності відбувається при концентрації кадмію $0,01 \text{ мг/дм}^3$, на рибу токсичну дію чинить концентрація кадмію $0,08 \text{ мг/дм}^3$, бокоплавки гинуть при концентрації $0,07 \text{ мг/дм}^3$, молюски реагують на вміст у воді кадмію в концентрації $0,09 \text{ мг/дм}^3$. Кадмій акумулюється водними рослинами і тваринами. Вміст кадмію у різних водних організмах спостерігається в межах від 50 до 500 мкг/кг сухої маси [27, 29]. Забруднення природних вод кадмієм пов'язано з виробничою діяльністю підприємств гірничорудної, металургійної, хімічної промисловості, з виробництвом полімерів і металокераміки.

Ртуть існує у природі, головним чином, у розсіяному стані. Це єдиний метал, який при кімнатній температурі являє собою рідину, однак вона може існувати у різних фізичних станах та хімічних формах. Окрім елементного стану (Hg), ртуть створює неорганічні і органічні сполуки. Із металоорганічних сполук найбільш токсичними є алкілртутні сполуки, в яких зв'язок ртуті і вуглецю є стійким, не руйнується у присутності води, кислот і основ, що пояснюється слабким зв'язком ртуті і кисню.

Ртуть, яка потрапила у воду водного об'єкта, звичайно накопичується у донних відкладах. Подальша міграція ртуті супроводжується включенням до трофічного ланцюга водної екосистеми. Ланцюгом руху ртуті по трофічним

ланкам водної екосистеми є планктонні організми – ракоподібні – риби – птахи. Людина може включатись у будь – яку трофічну ланку. В основному це відбувається в результаті споживання риби. Найбільш високий вміст ртуті виявлено в організмі хижих риб. Ртуть токсична для фітопланктону, тому забруднення ртуттю води істотно знижує первинну продукцію водних об'єктів. Фіто – і зоопланктон акумулюють ртуть у широкому діапазоні концентрацій [27]. У навколишнє середовище ртуть надходить як з природних джерел, так і з джерел антропогенного походження. Головні антропогенні джерела: викиди в атмосферне повітря в процесі спалювання різних видів палива; скиди стічних вод промислових підприємств, в технологічному процесі яких використовується сульфат ртуті в якості каталізатора; поверхневий стік із сільськогосподарських угідь, на яких використовуються біоциди, що містять ртутні сполуки.

Свинець – один із самих розповсюджених і небезпечних важких металів. Він знаходиться у мікрокількостях практично повсюдно. Свинець традиційно використовують у хімічному машинобудуванні, атомній і військовій промисловості, для виготовлення телевізійних трубок і флуоресцентних ламп, при виробництві емалей, лаків, піротехнічних виробів, сірників, пластмас, в поліграфії та в інших галузях промисловості. Особливості розподілу і міграції свинцю у природних водах обумовлюються осіданням і комплексоутворенням з органічними і неорганічними сполуками. У зв'язку з цим, вміст розчиненого у воді свинцю у більшості природних вод звичайно не перевищує 10 мкг/дм³.

Менш токсичними для водних організмів, у порівнянні з іншими важкими металами, є нікель і цинк. Середня летальна концентрація нікелю для дафній складає 1,9 мг/дм³, цинку – 0,07 мг/дм³, розвиток водоростей знижується на 80% при концентрації цинку 2,4 мг/дм³, нікель у концентрації 2,0 мг/дм³ пригнічує фотосинтез водоростей на 15 % [30, 31].

Шкідливий вплив на якість води і водні організми чинять також феноли та продукти їх розпаду. У складі фенолів визначається велика кількість компонентів, переважаючими з яких є крезолі, гваякол, ксиленолі, пирокатихин тощо. Гваякол надає неприємний смак м'ясу риб та інших водних організмів при

концентрації у воді 0,08 мг/дм³. Ксиленоли викликають загибель риб при концентраціях від 12 до 20 мг/дм³ (для окуня, ляща, уклеї) до 50 мг/дм³ (для ліня, гольяна, коропа); загибель дафній – при концентрації 10 мг/дм³, водоростей - при концентрації 40 мг/дм³. Пирокатехін також небезпечний для водної флори і фауни, він чинить токсичну дію на водорості при концентрації 6 мг/дм³, на дафній – 4 мг/дм³, викликає загибель риб при концентраціях від 5 до 30 мг/дм³ [32].

До надзвичайно шкідливих для водних екосистем хімічних сполук належать пестициди [33-38], які є біоцидами широкої дії і застосовуються для боротьби з різними шкідливими організмами та мають відповідну назву: акарициди, інсектициди, бактерициди, гербіциди, фунгіциди, лімбацити, нематоциди, ларвіциди та інші. У цю групу речовин зазвичай включають також антисептики, які застосовуються для запобігання руйнування мікроорганізмами різних матеріалів, а також речовини, що вживаються для видалення листя з рослин (дефоліанти).

Пестициди поділяються на два основні класи: хлорорганічні і фосфорорганічні. Хлорорганічні являють собою хлорподібні багатоядерні вуглеводні (ДДТ, гексахлорциклогексан, гептахлор, пропанід та інші). Найважливішою відмінною рисою більшості хлорорганічних пестицидів є стійкість до впливу різних факторів навколишнього середовища (температури, сонячної радіації, вологи тощо) і збільшення їх концентрацій у ланках біологічного ланцюга. Фосфорорганічні пестициди являють собою складні ефіри фосфорної – диметилдихлорвінілфосфат та тиофосфорної – метафос, дитиофосфорної – карбофос, рогор та фосфонової кислот – хлорофос.

Перевагою фосфорорганічних пестицидів є їх відносно мала хімічна та біологічна стійкість. Значна їх частина розкладається в ґрунті та воді протягом місяця, але окремі інсектициди (рогор) можуть зберігатися протягом року. У складі стічних вод виробництва пестицидів міститься близько 70 органічних речовин, які відносяться до найбільш екологічно небезпечних токсичних сполук.

Небезпечними для навколишнього середовища є стічні води виробництва синтетичних поверхнево – активних речовин (СПАР). Завдяки миючим емульгуючим диспергуючим та іншим цінним властивостям СПАР знаходять

широке застосування у виробництві миючих і чистячих засобів, фармацевтичних препаратів, латексів, каучуку, текстилю, шкіри, паперу, будівельних матеріалів, інгібіторів корозії та інш. СПАР поділяються на 4 класи: аніонні СПАР – сполуки, які у водних розчинах дисоціюють з утворенням аніонів; неіоногенні СПАР – сполуки, які розчиняються у воді. Як правило вони утворюють нітрати у водному розчині внаслідок виникнення зв'язків між молекулами води і атомами кисню частини молекули СПАР; катіонні СПАР – сполуки, які у водному розчині дисоціюють з утворенням катіонів.

Основною сировиною для виробництва СПАР є продукти нафтопереробки.

СПАР відносяться до так званих «екологічно жорстких» речовин. На їх окислення витрачається велика кількість розчиненого кисню, необхідного для протікання у воді забруднених водних об'єктів процесів біохімічного окислення. Окрім опосередкованого негативного впливу детергенти чинять також пряму токсичну дію на водні організми. Вони порушують функції біологічних мембран, що викликає жаберну кровотечу і задуху у риб та безхребетних тварин. У цілому СПАР важко асимілюються компонентами природного середовища і тому надзвичайно негативно впливають на стан водних екосистем [39-41].

Наведені дані щодо компонентного складу стічних вод різних виробництв та впливу хімічних речовин на життєдіяльність водних організмів свідчать про те, що їх надходження до поверхневих водних об'єктів створює небезпеку для біотичної складової водних екосистем, внаслідок чого знижується біопродуктивність, порушуються процеси самоочищення, погіршується якість води.

2 ФУНКЦІОНУВАННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЯК ВИД ВОДОКОРИСТУВАННЯ ТА ЇХ РЕАГУВАННЯ НА ШКІДЛИВИЙ ВПЛИВ ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН

В останні роки важливого значення при вирішенні екологічних проблем в Україні набув напрямок щодо збереження біорізноманіття [42]. Слід відзначити, що Україна, займаючи 6% площі Європи, характеризується 35% видового біорізноманіття флори і фауни і за цим показником випереджає практично всі європейські країни за виключенням Франції та Італії [43].

У зв'язку з цим, пріоритетним напрямом у вирішенні проблеми збереження видового біорізноманіття є підтримання нормального функціонування наземних і водних екосистем, яке безпосередньо залежить від якості середовища існування відповідних біоценозів.

У міжнародній практиці при вирішенні проблеми управління якістю навколишнім природним середовищем одним із видів водокористування є функціонування водних екосистем.

Міжнародна організація економічного співробітництва і розвитку (ОЕСР), до складу якої ввійшли країни з розвинутою економікою, підготувала Методичні рекомендації для країн Східної Європи, Кавказу та Центральної Азії (СЕКЦА) [44]. Однією із головних проблем, яка розглядається у зазначеному документі, є управління якістю води та водними екосистемами. При цьому значна увага присвячена також видам водокористування. Зокрема, рекомендаціями Європейської економічної комісії ООН в якості одного із видів водокористування, поряд з відомими традиційними, визначено функціонування екосистем.

У таблиці 2.1 наведено види водокористування, які визначені Спеціальною робочою групою СЕК ООН та використовуються у практичній діяльності низки країн. Наприклад, даний вид водокористування відображено у Водному Кодексі Республіки Білорусь.

Таблиця 2.1 – Види водокористування

ЄЕК ООН		Водний Кодекс Республіки Білорусь
Види водокористування з «непошкодженою» якістю вод	Функціонування екосистем	Водні об'єкти, які розташовані на особливо захищених природних територіях, особливої державної важливості або ті, що представляють наукову, культурну чи іншу цінність
Види водокористування із встановленими нормативами якості води	Рибне господарство Господарсько – побутове водопостачання Відпочинок і туризм Зрошення в сільському господарстві Технологічна вода	Рибне і мисливське господарство; любительське рибальство; питне водопостачання; господарсько побутові та інші потреби населення; води лікувального, курортного, санаторного, спортивного, рекреаційного та протипожежного призначення; сільськогосподарські потреби; потреби промисловості
Види водокористування без вимог до якості води	Виробництво енергії Транспорт	гідроенергетика; наземний та водний транспорт

Як видно із таблиці, функціонування екосистем пов'язано з жорсткими вимогами до якості води, що не знайшло відображення в нормативах якості поверхневих вод в країнах СЕКЦА. Зокрема, в Україні системою нормування забруднюючих речовин при їх скиданні у водні об'єкти не передбачено чітких вимог до якості води для забезпечення нормального функціонування водних екосистем.

Окрім того, діючи в країнах СЕКЦА системи класифікації якості води [44] не дозволяють здійснювати співставлення видів водокористування та класів якості води. Для того, щоб класи якості води стали дієвим інструментом для покращення екологічного стану водних об'єктів має сенс пов'язати градацію якості вод з градацією їх призначення.

У таблиці 2.2 наводяться класи якості поверхневих вод відповідно до вимог видів водокористування.

Таблиця 2.2 – Класи якості поверхневих вод відповідно до вимог видів водокористування

Вид водокористування	Клас якості				
	I	II	III	IV	V
Функціонування екосистем	У	У	-	-	-
Розведення/охорона риби: лососеві	У	У	-	-	-
коропові	У	У	У	-	-
Джерела питного водопостачання	У	У	-	-	-
Рекреація	У	У	У	-	-
Зрошення	У	У	У	У	-
Промислове водокористування	У	У	У	У	-
Виробництво енергії	У	У	У	У	У
Видобуток корисних копалин	У	У	У	У	У
Транспорт	У	У	У	У	У

У - вид водокористування/функція підтримується

- вид водокористування /функція не підтримується

У наведеній таблиці класи якості води безпосередньо пов'язані з видами водокористування, їх можна охарактеризувати наступним чином:

I клас якості води за гідрофізичними, гідрохімічними, гідробіологічними, бактеріологічними показниками та вмістом речовин специфічних показників радіаційної та токсичної дії відповідає природному або незначно забрудненому стану водних об'єктів. Води, якість яких відповідає першому класу якості, придатні для всіх видів водокористування.

Води, якість яких відповідає II класу якості, в певній мірі підлягали людській діяльності, але теж є придатними для всіх видів водокористування, в тому числі для добре функціонуючих водних екосистем та для підготовки питної води.

Для поверхневих вод, які відносяться до III класу якості, простих методів водопідготовки для питної води недостатньо. Умови, необхідні для вод, в яких мешкають лососеві риби, не дотримуються. Можна також очікувати погіршення функціонування водних екосистем.

Для поверхневих вод IV класу якості потрібна інтенсивна підготовка води для питного водопостачання. Можуть не дотримуватись навіть умови для існування корошових риб.

Води V класу якості придатні тільки для видів водокористування, для яких якість води не має значення, наприклад, виробництва енергії, судноплавства та ін.

Слід відзначити, що відповідно до положень європейського законодавства питанням забезпечення нормального функціонування водних екосистем також присвячена значна увага. Зокрема, у статті 1 Директиви 2008/105/ЄС [45] наголошується, що хімічне забруднення поверхневих вод становить загрозу для водного середовища з такими наслідками, як гостра та хронічна токсичність для водних організмів, накопичення шкідливих речовин у водній екосистемі та зникнення природних ареалів і зменшення біологічного різноманіття.

2.1 Значення біотичної складової в збереженні структури та характеру функціонування водних екосистем

У численних наукових працях розглядається значення біотичної складової водних екосистем як середовищевідтворювального компонента, що забезпечує збереження їх структури та характеру функціонування в умовах антропогенного навантаження.

Так, у роботах М. А. Глазовської [46, 47] відзначається, що здатність природних вод до самоочищення, благополучне функціонування водних екосистем при вторгненні потоків техногенних речовин залежить, насамперед, від ступеня збереження і активності живої речовини, що входить до їх складу. І. О. Тітов [48], розглядаючи тісний взаємозв'язок живої і неживої речовин, ввів поняття про геобіотичну систему, інтегровану в одне ціле процесами стоку на території водозбірних басейнів. В.С. Преображенський [49] підкреслює, що будь-який антропогенний вплив на геоекосистему супроводжується ланцюгом змін її структури. У зв'язку з цим, особливе місце в геоекосистемах займає біота – найбільш уразлива, і, разом з тим, найбільш важлива у формуванні їх властивостей та характеру функціонування. Т.П. Купріянова [50] роль біотичної складової у здатності геосистеми зберігати свої властивості вбачає в притаманній біоценозу, як активній частині системи, мінливості та здатності адаптуватися до абіотичних умов, трансформувати середовище існування таким чином, щоб компенсувати можливі негативні впливи і забезпечувати її стійке функціонування. В. Б. Сочава [51,52] звертає увагу на те, що геоекологічні дослідження повинні бути засновані на методології системного підходу, який поглиблює значення біоти як системоутворюючого компонента, досліджує антропогенні модифікації змінених умов життєдіяльності живих істот.

Сформульовані у 70-х роках минулого століття В.Б. Сочавою положення набули особливої актуальності у сучасних умовах у зв'язку з пошуком ефективних засобів охоплення всього спектра проблем, обумовлених різноманітним впливом хімічних речовин на живі організми і навколишнє середовище. Про це свідчать матеріали європейських конгресів [53-55], на яких розглядалися питання щодо використання досягнень еколого-токсикологічного напрямку базової біологічної науки для токсикологічної оцінки наслідків забруднення навколишнього природного середовища екологічно небезпечними хімічними речовинами.

Зазначене питання відображено також у роботах низки інших авторів (Н. А. Солнцев [56], Ю. М. Свирежев, [57], С. М. Разумовський [58], С. S. Holling [59] та інші).

Як підсумок щодо значення живих організмів в забезпеченні стійкого функціонування наземних і водних екосистем можна навести сформульоване В.І. Вернадським положення щодо провідної ролі живої речовини в біосфері, яка в ході тривалої еволюції пристосувалась до різних умов середовища і виключно «чуйно» реагує на їх зміни [60].

2.2 Реагування водної екосистеми на шкідливий вплив хімічних речовин

Однією з важливих проблем у галузі охорони і раціонального використання водних ресурсів є розробка ефективних методів оцінки антропогенного навантаження на поверхневі води з метою забезпечення стійкого функціонування водних екосистем. Екосистема водного об'єкта не може розглядатися ізольовано поза зв'язку з площею водозбору [61]. У зв'язку з цим, якість води суттєво залежить від складу і властивостей забруднень, які надходять до водних об'єктів.

Як відзначалось раніше, основними екологічно небезпечними точковими джерелами забруднення водних об'єктів є скидання стічних вод підприємств різних галузей економіки. Компонентний склад хімічного забруднення поверхневих вод надзвичайно різноманітний. До водних об'єктів потрапляють сотні тисяч хімічних речовин, у тому числі токсичні для водних організмів.

Потрапляючи у водні об'єкти, токсичні речовини частково розчиняються у воді, частково інактивуються, вступаючи у взаємодію між собою (нейтралізація, комплексоутворення та інші реакції), а також можуть утворювати нові сполуки, більш токсичні ніж вихідні. Значна частина токсикантів адсорбується завислими речовинами та осідає на дно, де накопичується в донних відкладах [62]. На рисунку 2.1 показано шляхи міграції і трансформації токсичних речовин у водному середовищі.

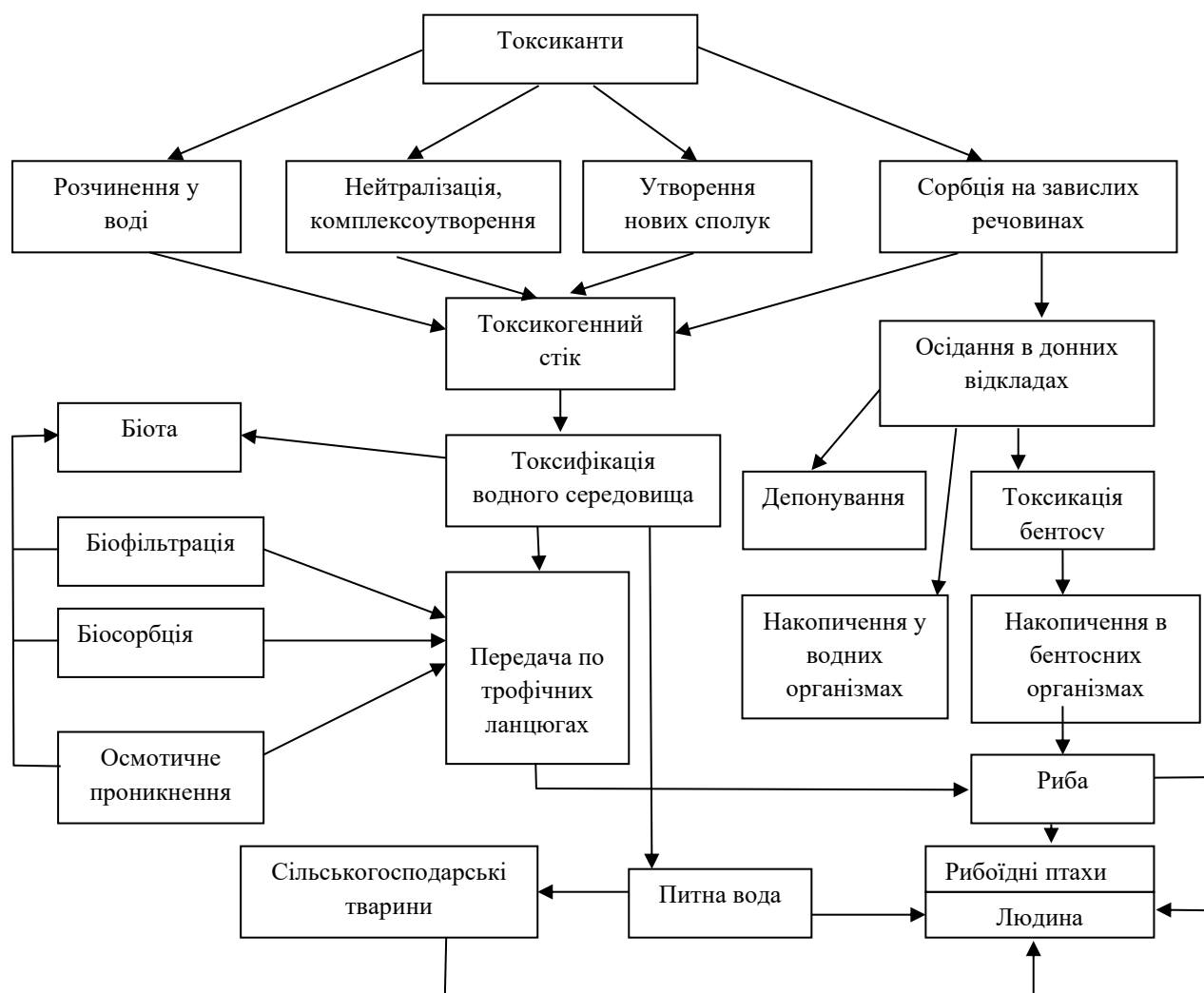


Рисунок 2.1 – Шляхи міграції і трансформації токсичних речовин у водному середовищі

Механізм токсичної дії хімічних речовин на біологічні об'єкти може бути наступним:

стимулювання структурних, функціональних та біохімічних змін у генетичному коді клітин;

ініціювання несанкціонованих організмом стехіометричних перетворень в молекулах;

інтенсифікація утворення злоякісних пухлин.

На рисунку 2.2 наведено класифікацію видів прояву ефекту токсичних хімічних речовин на біологічні об'єкти в залежності від часу впливу [62].

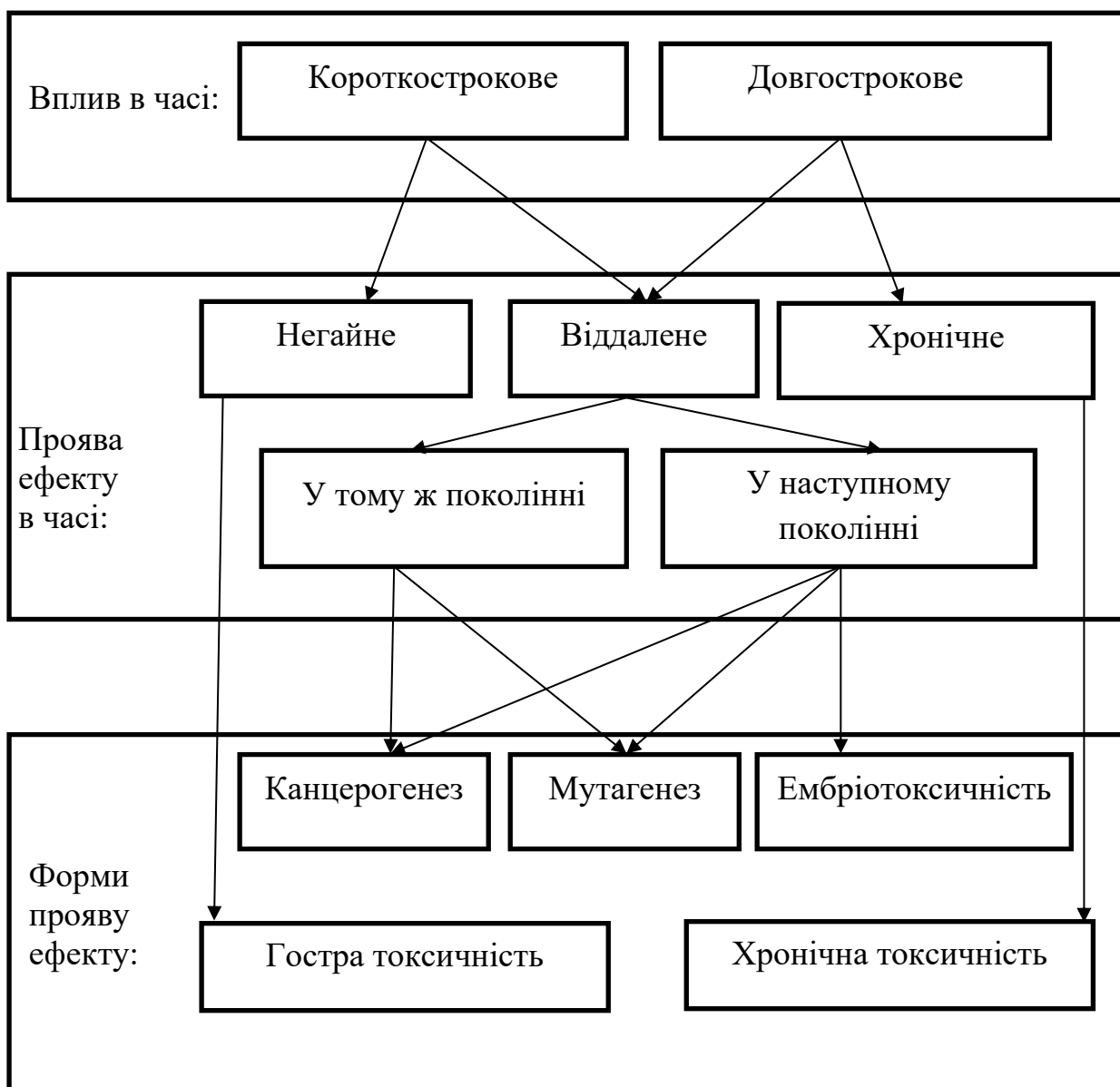


Рисунок 2.2 – Класифікація форм прояву ефекту впливу токсичних хімічних речовин на біологічні об'єкти в залежності від часу впливу

У природній екосистемі перебігають процеси кругообігу речовин та енергії з дотриманням закону їхнього збереження. При зростанні екзогенного впливу в системі зростає протидія, спрямована на нейтралізацію даного впливу (принцип Ле-Шательє – Брауна, який однаковою мірою можна застосовувати як до геохімічних, так і до екологічних систем). Протидія спрямована на зниження ентропії. Чим сильніший вплив, тим інтенсивніше відбувається перебудова відповідної екосистеми. Якщо досягається третя критична точка, то вступає в силу переважаюча «ентропійна» тенденція, система зазнає «екологічної смерті».

Слід відзначити, що відносно слабкі впливи, які спочатку викликають тільки обмежені коливання параметрів системи, можуть кумулюватися, якщо токсикогенний стік приносить нові маси токсикантів, зокрема відбувається їхня акумуляція в органах і тканинах водних організмів. Тому тривале нагромадження незначних змін у їх стані в результаті дії незначних концентрацій токсикантів врешті-решт призводить до таких же наслідків, як короточасні сильні впливи, наприклад, аварійні викиди стічних вод. Іншими словами, реакції на екосистемному рівні в основному підлягають таким самим закономірностям, що й реакції на організменому рівні.

Всі підходи до вивчення і контролю токсифікованих екосистем мають за мету: оцінити існуючу і потенційну небезпечність змін, які виникають у водному середовищі під впливом токсичних факторів, і є загрозливими для водних організмів, які забезпечують своєю життєдіяльністю кондиціонування води як природної сировини; для риби та її кормових організмів як однієї зі складових продовольчої бази людини; для людини як кінцевого споживача води та водних біопродуктів і користувача водою як природним ресурсом [62].

Сучасний рівень хімічного забруднення поверхневих вод обумовлює необхідність отримання даних щодо впливу хімічних речовин токсичної дії на біотичну складову водних екосистем.

У світовій практиці для зазначених цілей використовується метод біотестування, за допомогою якого визначають токсичні властивості води як середовища мешкання водних організмів.

3 АНАЛІЗ МЕТОДИК ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОДИ ТА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ З МЕТОЮ ВИБОРУ НАЙБІЛЬШ ЕФЕКТИВНИХ ДЛЯ ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ НАСЛІДКІВ ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

Аналіз існуючих методик оцінки якості води та екологічного стану поверхневих вод показав, що зазначеній проблемі присвячено численні наукові праці. Зокрема, у роботі [63] відзначається, що при багатоцільовому використанні природних вод важливою проблемою є вибір критеріїв благополуччя водних екосистем, які повинні враховувати вимоги до якості води відповідних видів водокористування. Визначенню загальних критеріїв оцінки якості води присвячено роботи [64, 65]. У роботі [66] здійснено аналіз критеріїв, які використовуються для оцінки стану водних екосистем. Ці критерії зазвичай враховують стійкість, стабільність водної екосистеми, а також цілу низку інших ознак: цілісність, складність, різноманітність, надійність та інші, за допомогою яких можна оцінити стан водної екосистеми через її здатність протистояти зовнішнім впливам.

У роботі [67] для оцінки якості річкових вод, забруднених господарсько-побутовими стічними водами, автор пропонує використовувати мікробіологічні показники. Методика рекомендується для виявлення джерел забруднення поверхневих вод органічними сполуками та оцінки їх впливу на протікання процесів самоочищення води.

Рядом авторів для оцінки стану природних об'єктів, що підлягають антропогенному забрудненню, пропонуються різні узагальнені індекси. У роботах [68, 69] розглядається можливість використання методів біоіндикації в якості узагальненого показника стану наземних екосистем. Оцінку стану атмосферного повітря на відповідних територіях пропонується здійснювати шляхом розрахунку суми перевищень концентрацій забруднюючих речовин над фоновим рівнем [70]. Аналогічний показник пропонується у роботах [71], в яких індекс забруднення використовується для геохімічної оцінки забруднення

атмосферного повітря. Зазначений показник під назвою «відносна токсична маса» використовується для оцінки впливу підприємств на стан навколишнього середовища [72]. Зворотну величину цього індексу, названу «коефіцієнтом екологічної відповідності», запропоновано використовувати при визначенні так званої «природоємності» виробництва. Модифікація цього індексу розглядається у роботі [73] на основі введення вагових коефіцієнтів для відображення небезпеки забруднення навколишнього середовища пестицидами.

У роботі [74] запропоновано умовний коефіцієнт комплексності, який дорівнює відношенню кількості показників з порушенням норм ГДК до загального числа вимірюваних показників якості води. Цей коефіцієнт може визначатися для 1, 10, 30, 50 і 100 - кратного перевищення ГДК. Коефіцієнт комплексності може знайти практичне застосування поряд з відомими оцінками рівня забрудненості, що розраховується по кратності перевищення ГДК та повторюваності їх перевищення за окремими показниками якості води. Більш узагальнений характер має запропонований в роботі [75] «комбінаторний індекс забруднення». Однак розрахунок зазначеного індексу ґрунтується на штучній дискретизації вихідної інформації і містить довільно призначені параметри, що змінюються залежно від числа лімітуючих показників забруднення. Розглянутий індекс не передбачає необхідності узагальнення результатів вимірювань за простором у разі контролю якості води в декількох створах водного об'єкта.

Такому узагальненню приділяється увага в роботі [76], в якій використовуються розрахункові концентрації забруднюючих речовин в створах нижче випуску стічних вод. Основні положення такого підходу можуть бути поширені також для оцінки якості води за результатами фактичних вимірювань. Проте представлені авторами показники є недостатньо комплексними, оскільки не передбачають згортання декількох показників якості води в один узагальнений показник.

Одним із методів оцінки якості води водних об'єктів за гідрохімічними показниками, який широко застосовується при проведенні досліджень якості води є оцінка якості поверхневих вод суші за гідрохімічними показниками [77].

Принципову основу методу складає поєднання диференційованого і комплексного підходів. Алгоритм методу включає такі основні етапи: визначення характеру забруднення за величиною умовного коефіцієнту комплексності; встановлення рівня і класу якості води по величині комбінаторного індексу забруднення; виділення пріоритетних забруднюючих компонентів за кількістю і складом лімітуючих показників забруднення; проведення диференційованої оцінки лімітуючих забруднюючих речовин. На першому етапі обробки даних оцінюється забруднення води в створі за допомогою умовного коефіцієнта комплексності, вираженого відношенням числа забруднюючих речовин, вміст яких перевищує діючі нормативи, до загального числа інгредієнтів, визначених програмою дослідження.

Коефіцієнт комплексності характеризує участь антропогенної складової у формуванні хімічного складу води водних об'єктів. З метою встановлення рівня забруднення поверхневих вод проводиться триступенева класифікація за ознаками повторюваності випадків забруднення, кратності перевищень нормативів, а також урахування характеру забруднення.

За результатами аналізу інформації щодо забруднення води по кратності перевищень нормативів окремих забруднюючих речовин визначаються чотири рівні забруднення: низький, середній, високий, дуже високий. Якісним вираженням виділених характеристик присвоюються кількісні вирази градацій в балах.

Проте якість води залежить не тільки від врахування величин окремих компонентів, а також від результату їх комбінаторних відношень. Врахування спільного впливу хімічних речовин на якість води здійснюється на заключному етапі оцінки. Відомо, що при одночасній дії токсичних речовин ефект їх може залишатися таким, як і дія кожного з них окремо, може виявитися ослабленим чи підсиленим. На основі цього положення якість води водного об'єкта визначається через комплексний показник, одержаний складанням узагальнених оціночних балів усіх визначених у воді забруднюючих речовин. Оскільки при цьому враховуються різні комбінації забруднюючих речовин в умовах їх одночасної

присутності, можна назвати цей комплексний показник комбінаторним індексом забрудненості.

Заключний етап класифікації здійснюється на основі величини комбінаторного індексу забрудненості. У зв'язку з тим, що величина цього індексу значною мірою залежить від числа врахованих інгредієнтів, то встановлення градації якості води відносно її придатності для використання з тією чи іншою метою здійснюється залежно від їх числа.

Використовуючи вказані градації за величиною комбінаторного індексу забруднення і числом врахованих в оцінці інгредієнтів, воду відносять до того чи іншого класу якості. Виділяють 5 класів якості води:

- I клас - умовно чиста,
- II клас - слабо забруднена,
- III клас - забруднена,
- IV клас - брудна,
- V клас - дуже брудна.

До суттєвого недоліку цієї методики, яка є складною, матеріально- і трудозатратною, можна віднести те, що за її допомогою не вирішується головне завдання, а саме врахування результатів сумісної дії і взаємодії всіх присутніх у забрудненій воді хімічних речовин, оскільки якість води визначається через комплексний показник, який розраховується простим складанням узагальнених оціночних балів усіх визначених забруднюючих речовин лише за фізико-хімічними показниками, перелік яких включає: розчинений у воді кисень, БСК₅, ХСК, феноли, нафтопродукти, нітриг-іони, нітрат-іони, амоній іон, залізо загальне, мідь, цинк, нікель, марганець, хлориди, сульфати.

Отже комбінаторний індекс забруднення ніяким чином не характеризує якість води з урахуванням синергідного, антагоністичного та адитивного проявів хімічних реакцій.

До найбільш розповсюджених методик для оцінки якості поверхневих вод можна віднести методику визначення гідрохімічного індексу забрудненості води [78].

Гідрохімічний індекс забрудненості води (ІЗВ) є комплексним показником якості води. Сутність цієї методики полягає у розрахунку ІЗВ за гідрохімічними показниками та віднесення її до відповідного класу якості за наступною класифікацією:

- I клас - дуже чиста ($\text{ІЗВ} < 0,3$);
- II клас - чиста ($0,3 < \text{ІЗВ} < 1$);
- III клас - помірно забруднена ($1 < \text{ІЗВ} < 2,5$);
- IV клас - забруднена ($2,5 < \text{ІЗВ} < 4$);
- V клас - брудна ($4 < \text{ІЗВ} < 6$);
- VI клас - дуже брудна ($6 < \text{ІЗВ} < 10$);
- VII клас - надзвичайно брудна ($\text{ІЗВ} > 10$).

До першого класу відносяться води, на які найменше впливає антропогенне навантаження. Величини їх гідрохімічних показників близькі до природних значень для даного регіону. Для вод другого класу характерні певні зміни порівняно з природними, однак ці зміни не порушують екологічної рівноваги. До третього класу відносяться води, які знаходяться під значним антропогенним впливом. Води IV-VII класів - це води з порушеними екологічними параметрами, їх екологічний стан оцінюється як такий, що знаходиться на стадії екологічного регресу.

Розрахунок ІЗВ проводиться за обмеженим числом хімічних показників якості води. Обирають 6-7 показників, наприклад азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, фенол, розчинений кисень, біохімічне споживання кисню. Визначається середнє арифметичне значення результатів хімічних вимірювань по кожному з таких показників. Знайдене значення кожного із показників порівнюється з їх гранично допустимими концентраціями.

В обзорній статті [79] розглядаються два підходи до визначення комплексних показників для узагальненої оцінки якості води.

Перший підхід пов'язаний з встановленням меж придатності води водних об'єктів для окремих видів водокористування та з формуванням вимог, що визначають екологічне благополуччя водного об'єкта. У цьому аспекті

досліджуються як комплексні (узагальнені, інтегральні) показники якості води, а також такі, що визначають норми якості води не за сукупністю показників, а лише по окремих з них. Згідно з [80,81] узагальнені числові та комплексні оцінки якості води було названо індексами якості води.

Інший аспект розробки комплексних показників якості води спрямований на розробку показників, які можуть узагальнено характеризувати відповідність фактично допустимого рівня якості води діючим нормам. Такі показники повинні мати конкретну числову оцінку, яка визначає межу між станами «норма дотримується» і «норма не дотримується». При цьому неприпустима ситуація, коли вихід за межі норми одного показника може компенсуватися поліпшенням щодо норми іншого. Основна увага при вирішенні даного напрямку проблеми повинна приділятися саме комплексності, тобто пошукам можливості чисельно оцінити процес зміни якості води в часі, яка характеризується багатьма показниками її складу і властивостей з урахуванням необхідності визначення якості води в багатьох пунктах водного об'єкта. Ця «тривимірність» поняття «якість води» (час - показники - простір) є завданням, яке потребує вирішення при розробці комплексних оцінок якості води.

Вперше алгоритм встановлення такого комплексного показника, названого коефіцієнтом забрудненості (K_3) було наведено в роботі [82]. K_3 дорівнює нулю тоді, коли серед усіх результатів вимірювань якості води немає жодного, що порушує норми ГДК. Якщо хоча б один результат за будь-яким показником в будь-якому створі водного об'єкта не задовольняє діючим нормам, величина K_3 стає більше нуля.

Значення K_3 тим вище, чим вище рівень перевищення норм ГДК, чим частіше вони порушуються, чим більше показників, за якими є порушення, і чим у більшій кількості створів водного об'єкта це спостерігається.

Комплексність оцінки рівня забрудненості за допомогою K_3 досягається за рахунок отримання результатів за трьома «вимірами якості води»: за часом, за показниками та за простором. Оскільки обчислення результатів завжди пов'язане з підсумовуванням, відмінною ознакою загальних формул для розрахунку K_3 є

наявність трьох сум, що і послужило підставою для іншої назви КЗ - «критерій трьох сум». При цьому, відповідно до числа підсумовування можуть розраховуватись так звані «приватні» K_3 : K_3 за одним показником рівня забрудненості, за кількома та багатьма показниками. Можливі також інші модифікації K_3 , але всі вони є лише різновидами загального підходу, заснованого на зв'язку якості води з нормами ГДК та принципі потрібного підсумовування у трьох вимірах. Алгоритм встановлення комплексного показника K_3 було удосконалено і подано в роботі [83], в якій викладено такі загальні положення:

- коефіцієнт забрудненості (K_3) є узагальненим показником, що характеризує рівень забрудненості сукупно по низці показників якості води.
- величина K_3 характеризує кратність перевищення нормативів у долях ГДК. Наприклад, $K_3 = 1,2$ означає, що нормовані показники якості води даного водного об'єкта (регіону, ділянки) у середньому в 1,2 разу (або на 20%) перевищують ГДК. Іншими словами, якість води у цьому випадку у 1,2 разу гірше нормативного.
- будь-які значення K_3 , що перевищують одиницю, свідчать про порушення діючих норм. Тотожність K_3 одиниці означає, що для даного водного об'єкта всі нормовані показники якості води в усіх пунктах (створах) спостережень при всіх вимірюваннях протягом досліджуваного періоду відповідають діючим нормам якості води. Значень менше одиниці коефіцієнт забрудненості приймати не може.
- у випадках коли водний об'єкт призначено для кількох видів водокористування, при розрахунку K_3 слід враховувати ті нормативи, які висувають найбільш високі вимоги до якості води. Звичайно такими є нормативи якості води для водойм рибогосподарського призначення.

Методика дає можливість підрахувати не тільки загальний K_3 для водного об'єкта чи ділянки, а також узагальнені характеристики забрудненості по одному будь-якому показнику на всій ділянці і по всіх показниках для будь-якого створу.

В одній із базових методик, яку розроблено з метою оцінки відповідності якості води встановленому екологічному нормативу [84], для екологічної оцінки

якості поверхневих вод та їх класифікації пропонується використовувати три групи показників, а саме:

- показники сольового складу (сума іонів, хлориди, сульфати);
- трофо-сапробіологічні (еколого-санітарні) показники, до яких належать гідрофізичні (завислі речовини, прозорість), гідрохімічні (рН, азот амонійний, азот нітритний, азот нітратний, фосфор фосфатів, розчинений кисень, БСК та інші), гідробіологічні (біомаса фітопланктону, індекс самоочищення-самозабруднення), бактеріологічні (чисельність бактеріопланктону, чисельність сапрофітних бактерій) та біоіндикаційні показники (сапробність за Пантле-Букком, за Гуднайтом-Уітлеєм, трофність);
- показники вмісту специфічних речовин токсичної (нафтопродукти, феноли, СПАР, хром загальний, свинець, ртуть та інші) та радіаційної дії (сумарна бета-активність, ^{90}Sr і ^{137}Cs).

Конкретні гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні та специфічні кількісні показники є елементарними ознаками якості вод. Комплексні кількісні ознаки, що побудовані на інтегруванні елементарних ознак якості вод, є узагальнюючими ознаками. На основі елементарних і узагальнюючих ознак визначаються класи, категорії та індекси якості вод, зони сапробності та ступеня трофності.

Визначені за цими ознаками класи і категорії якості вод відображають природний стан, а також ступінь антропогенного забруднення поверхневих вод.

Назви, які характеризують класи і категорії якості вод за їх станом, є такими:

I клас з однією категорією (1) — відмінні;

II клас — добрі, з двома категоріями: дуже добрі (2) і добрі (3);

III клас — задовільні, з двома категоріями: задовільні (4) і посередні (5);

IV клас з однією категорією (6) — погані;

V клас з однією категорією (7) — дуже погані.

Назви, які характеризують класи і категорії якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості), є такими :

I клас з однією категорією (1) — дуже чисті;

II клас — чисті, з двома категоріями: чисті (2) і досить чисті (3);

III клас — забруднені, з двома категоріями: слабо забруднені (4) і помірно забруднені (5);

IV клас з однією категорією (6) — брудні;

V клас з однією категорією (7) — дуже брудні.

У розділі 4 «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [84] підкреслюється, що екологічна оцінка якості поверхневих вод повинна обов'язково включати всі три блоки показників: блок сольового складу, блок трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників та блок показників вмісту і біологічної дії специфічних речовин. Результати подаються у вигляді єдиної екологічної оцінки, котра ґрунтується на заключних висновках по трьох блоках.

Екологічна оцінка якості води в певному водному об'єкті може бути орієнтовною і ґрунтовною. Орієнтовна екологічна оцінка може бути розвідувальною (рекогносцирувальною) для вироблення попередніх, орієнтовних висновків і рішень. Ґрунтовна узагальнююча оцінка необхідна для переконливих, відповідальних висновків і рішень. Орієнтовна екологічна оцінка може виконуватись на основі разових вимірів окремих показників якості води, котрі найточніше характеризують екологічний стан водного об'єкта (чи його ділянки) і відповідну цьому стану якість води (наприклад, мінералізація, вміст розчиненого кисню, БСК₅, концентрація біогенних елементів, пріоритетних важких металів та органічних забруднюючих речовин тощо). Використання результатів разових вимірів обмеженого переліку показників для ґрунтовної оцінки якості води не допускається.

Для оцінки якості поверхневих вод, забруднених хімічними речовинами, сучасна наука пропонує низку методів та методичних підходів, заснованих на використанні біологічних об'єктів. Основними з них є: методи біоіндикації та біотестування.

Методи біоіндикації, що ґрунтуються на визначенні видового складу організмів окремих біоценозів, виправдали себе лише при дослідженні забруднення поверхневих вод органічними сполуками, оскільки не забезпечують визначення токсичних властивостей води. Крім того, гідробіологічні дослідження трудомісткі та довготривалі, вимагають від виконавців глибокого знання систематики водних організмів, що виключає масовість їх застосування.

Методи біохімічної індикації ґрунтуються на використанні іммобілізованих ферментів. В якості елемента розпізнавання речовин застосовуються біокаталізатори, тому вони отримали назву біокаталітичні сенсори. У біосенсорах цього типу використовують високоактивні ферменти (наприклад амінокислоти), які володіють селективністю та стійкістю. Біосенсорика, яка активно розвивається в США, Німеччині, Японії та інших країнах, спирається на досягнення молекулярної біології, біохімії ферментів, мікроелектроніки та інформатики [85]. Дані розробки є важливими, але вони не вийшли зі стадії попередніх випробувань в окремих лабораторіях.

За даними, наведеними у роботі [86] показником токсичності водного середовища може бути вміст вільних радикалів, які визначають редокс-потенціал середовища. Цей показник, можливо, більшою мірою пов'язаний з радіоактивним, ніж із токсичним забрудненням. Запропоновані деякими дослідниками системи токсобності розроблені лише для окремих токсикантів (наприклад, фенолів) і не мають універсального характеру.

Найбільш поширеним у світовій практиці є метод біотестування, за допомогою якого досліджуються функціональні зв'язки між живими організмами і зміненими умовами середовища їх мешкання.

Метод біотестування є експериментальним прийомом, який здійснюється в стандартних умовах і ґрунтується на реєстрації відгуків організмів (тест-об'єктів) на сумісну дію хімічних речовин, присутніх у воді з урахуванням різних проявів їх взаємодії – синергізму, антагонізму та адитивності.

Починаючи із першої половини ХХ ст. в різних країнах світу за допомогою методу біотестування проводились дослідження токсичних властивостей

поверхневих вод, як середовища мешкання водних організмів, підземних вод – джерел питного водопостачання, господарсько-побутових та виробничих стічних вод, що скидаються у водні об'єкти тощо.

Розробці різних методів і процедур біотестування, прийомів і підходів до використання результатів біотестування окремих забруднюючих речовин та стічних вод присвячено численні роботи зарубіжних авторів, опублікованих у різні періоди [87-94].

Аналіз результатів впровадження еколого-токсикологічних методів в систему оцінки і контролю якості природних і стічних вод в різних зарубіжних країнах показав, що в США досить ефективно було вирішено проблему охорони вод від токсичного забруднення [95]. Про це свідчить підготовлений Агенством з охорони навколишнього середовища (EPA) документ «Стратегія в галузі дослідження вод», в якому наголошується необхідність застосування біотестів для оцінки токсичності води [96].

В останні роки набір методик біотестування, який застосовується підрозділами EPA в США, включає біотести з використанням показників виживаності риб на ранніх стадіях розвитку, наприклад *Pimephales promelas*, виживаності та плодючості церіодафній *Ceriodaphnia dubia*, приросту чисельності клітин водоростей *Selenastrum capricornutum* [97].

У ряді інших зарубіжних країн метод біотестування також впроваджується у водоохоронну практику. Оцінка токсичних властивостей ґрунту і донних відкладів здійснюється Федеральним агентством з охорони навколишнього середовища Німеччини [98, 99] за допомогою різних тест-об'єктів: риб, дафній, водоростей, бактерій. Найчастіше використовується біотест, заснований на реєстрації рівня біолюмінесценції бактерій, що світяться. Визначається концентрація стічної води, в якій активність світіння бактерій послаблюється на 20% у порівнянні з контролем. Ця величина приймається як критерій токсичності. Використовуються також методики визначення гострої і хронічної токсичності ґрунту і донних відкладів. Розроблено пристрої, засновані на реєстрації зміни

активності золотого язя, які включено до складу автоматизованої станції контролю якості води річки Ельба [100, 101].

За даними, наведеними у роботах [102, 103] показано, що у Франції функціонує система контролю якості води, заснована на використанні значного набору показників, у тому числі і токсикологічних, за допомогою яких здійснюється комплексна оцінка якості природних вод і контроль джерел забруднення водних об'єктів. Організовано виробничий контроль токсичності стічних вод практично на всіх промислових об'єктах. Біотестування проводиться за допомогою набору стандартних методик. В якості тест-об'єктів використовуються представники основних трофічних ланок водної екосистеми: риби, безхребетні, водорості і бактерії.

Оцінка токсичності промислових стічних вод проводиться на низці підприємств у Великобританії з метою контролю їх якості при скиданні у водні об'єкти, який здійснюється за допомогою райдужної форелі і дафній. Первинний скринінг проводиться із застосуванням бактерій і дафній за показником виживаності, подальше тестування включає оцінку ростових процесів водоростей, а також реєстрацію виживаності лососевих і коропових риб [104, 105].

У Швеції застосовують методику визначення токсичності стічних вод, що утворюються на різних стадіях виробничого процесу. Для біотестування використовуються різні реакції водних організмів: репродуктивна здатність, ряд фізіолого-біохімічних показників, вивчаються також канцерогенні та мутагенні властивості токсикантів, які входять до складу стічних вод [106].

Ряд стандартних біотестів для визначення гострої токсичності води і хімічних речовин застосовуються у водоохоронній практиці в Фінляндії [107, 108]. В якості тест-організмів використовуються райдужна форель, риба-зебра, дафнії, водорості і бактерії. Проводяться також хронічні експерименти з використанням ікри риб і молоді дафній для одержання даних щодо залежності між дією стічних вод на стан риб в лабораторних і природних умовах. Такі

дослідження проведені в місцях скидання стічних вод целюлозно-паперової, металургійної, хімічної та нафтохімічної промисловостей.

Значну кількість публікацій присвячено проблемі розробки та впровадження біотестів у практику водоохоронної діяльності в Чехії, Угорщині, Польщі та інших країнах. В якості тест-об'єктів в методиках біотестування використовується різноманітний набір організмів: найпростіші, ракоподібні, водорості, риби та інші.

Галузь застосування біотестів в цих країнах поширюється на контроль стічних вод, окремих хімічних речовин, в деяких випадках проводиться оцінка токсичності природної води. У роботі [109] наводяться результати токсикологічної оцінки води та окремих хімічних речовин за допомогою набору тест-організмів.

Як і в багатьох інших промислово розвинених країнах, природоохоронні служби Канади вирішують проблему забруднення природних вод токсичними речовинами у межах Програми Муніципальної/промислової стратегії боротьби із забрудненням (MISA), яка охоплює основні джерела токсичного забруднення природних вод промисловими стічними водами ряду галузей промисловості [110, 111]. При здійсненні заходів, спрямованих на обмеження забруднення водних об'єктів, дозволи на скид виробничих стічних вод видаються, якщо вміст хімічних специфічних речовин токсичної дії (миш'як, мідь, цинк, свинець, нікель, ціаніди та ін.) не перевищують встановлених допустимих значень, а нерозбавлена стічна вода не чинить гострої летальної токсичності на представників основних трофічних ланок водної екосистеми – ракоподібних та риб [112, 113]. Для більш детального вивчення потенційних токсичних властивостей стічних вод, окрім гострої летальної токсичності, посезонно визначають сублетальну токсичність стічних вод з використання в якості тест-об'єктів риби, ракоподібних, водоростей та вищих водяних рослин [114-117].

Аналіз наведеної інформації свідчить про те, що представники ракоподібних, а саме *Daphnia magna* і *Ceriodaphnia affinis* відносяться до тест-об'єктів, що використовуються практично в усіх країнах, в яких методи

біотестування застосовуються у різних сферах водоохоронної діяльності. Результати впровадження в практику методик з використанням ракоподібних для визначення потенційної екологічної небезпеки промислових та господарсько-побутових стічних вод, показали економічність та ефективність запропонованих методик, які виявили високу чутливість при визначенні токсичних властивостей стічних вод, що містять незначні концентрації хімічних речовин, зокрема важких металів.

Дослідження фахівців із Словаччини присвячено вивченню ефектів впливу на морські ракоподібні важких металів цинку і кадмію при їх взаємодії. Експериментально встановлено, що одночасна присутність зазначених металів зумовлює наявність гострої летальної токсичності при експозиції тест-об'єктів впродовж отримання двох пометів, в той час як біотестування води, яка містить окремі метали у тих самих концентраціях не призводить до загибелі тест-об'єктів. На підставі отриманих результатів зроблено висновок, що у даному випадку має місце прояв синергідного ефекту [118].

Ряд публікацій присвячено застосуванню в якості тест-об'єктів молюсків для визначення токсичності окремих хімічних речовин і водного середовища [119-121].

В останні десятиліття розроблено методики біотестування на клітинних системах (біопроби *in vitro*) для виявлення широкого спектру сполук зі специфічною дією, які викликають генотоксичні та ендокринні порушення [122]. У роботі [123] наведено результати дослідження тимчасової і просторової мінливості цистосом церкадій в ариках населених пунктів у провінції Сичуань (Китай). За результатами досліджень зроблено висновок, що виявлено лише поодинокі випадки сприятливості людини до інфекційних захворювань, що пов'язано з мінливістю цистосом церкадій.

З метою дослідження вибіркової чутливості живих організмів до дії екологічно небезпечних хімічних речовин більш об'єктивну оцінку токсичних властивостей води можливо отримати при використанні системи біотестів на представниках різних систематичних груп водних біоценозів.

Прикладом використання системи біотестів для оцінки токсичних властивостей морської води і донних відкладів є результати досліджень, опубліковані у роботі [124], в якій наведено результати біотестування проб води і донних відкладів шляхом реєстрації показників життєдіяльності фотобактерій, водоростей та морських амфіпод.

У роботі [125] представлено результати порівняльних випробувань 78 органічних сполук неполярних і полярних наркотиків за допомогою набору біотестів, який включав методики з використанням бактерій, найпростіших, ракоподібних та риб. Найкращій збіг даних отримано при визначенні токсичності неполярних наркотиків за допомогою всіх біотестів. У випадку біотестування полярних наркотиків найбільш чутливими виявились інфузорії у порівнянні з бактеріями, дафніями і рибами.

У країнах колишнього Союзу еколого-токсикологічний науковий напрям сформувався під керівництвом М. С. Строганова, у межах якого проводились комплексні дослідження з визначення токсичних властивостей виробничих стічних та природних вод в умовах лабораторних експериментів і в модельних екосистемах. У зв'язку з вибірковою чутливістю живих організмів до дії хімічних речовин, в методиках біотестування використовувався набір тест-об'єктів, який включав представників всіх ланок трофічного ланцюга водної екосистеми - інфузорій, водоростей, ракоподібних, молюсків, риб. Досліджувався вплив хімічних речовин на показники їх життєдіяльності – виживаність, плодючість, якість потомства та інші. За результатами досліджень опубліковано низку наукових праць, які є вагомим внеском у розвиток теоретичних положень та впровадження біотестування в різні сфери водоохоронної діяльності [126-135].

У монографії за загальною редакцією М. С. Строганова [136] розглядається надзвичайно важлива проблема норми і патології у водній токсикології, особливості якої обумовлені специфікою реагування на токсичний вплив різних за організацією живих організмів.

Методологічні аспекти оцінки впливу хімічних забруднень на стан морського середовища та біоресурси, а також результати біотестування морської

води за допомогою представників солоноводної флори і фауни висвітлено у роботах Б. О. Патіна та інших спеціалістів [137-140].

Питанням щодо впливу токсикантів на етологічні реакції і фізіологічні функції життєдіяльності водної фауни присвячено роботи Б. О. Флерова та В. І. Лук'яненка [141-145]. Так, у роботі [144] розглядаються питання щодо порівняльної стійкості водних організмів до токсикогенного забруднення, фізіологічні механізми впливу токсичних речовин на ракоподібних, молюсків, риб, рекомендуються методики біотестування з використанням реакцій водної фауни.

Важливе значення для становлення і розвитку еколого-токсикологічного напрямку при вирішенні проблеми захисту водних об'єктів від токсикогенного забруднення мають роботи, виконані в системі науково-дослідних інститутів рибного господарства і океанографії. До них відносяться наукові праці Л. О. Леснікова та інших науковців [146, 147].

У 1984-1986 роках Всесоюзним науково-дослідним інститутом охорони вод (ВНДІВО) згідно із завданням Міжвідомчої комісії при Державному комітеті науки і техніки СРСР було проведено апробацію методик біотестування, розроблених в різних установах колишнього Союзу, результати якої опубліковано в роботі [148]. Позитивним наслідком апробації було формування Переліку першочергових методик біотестування (6 із 40 апробованих), що відповідали вимогам застосування в практичній роботі виробничих лабораторій і контролюючих служб.

Для впровадження методик біотестування в практичну роботу структурних підрозділів, які здійснюють контроль якості поверхневих і стічних вод, було розроблено нормативний документ «Методическое руководство по биотестированию воды РД 118-02-90» (затв. Постановою Держкомприроди СРСР від 06.08.1990 р. № 37). У зазначеному керівництві викладено процедури методик біотестування з використанням водоростей, ракоподібних, риб та загальні положення щодо застосування методу біотестування у водоохоронній практиці для токсикологічної оцінки поверхневих і стічних вод [149].

На території України РД 118-02-90 набув чинності згідно з Постановою Держкомітету УРСР по екології та раціональному природокористуванню від 06.03.1991 р. №10. Для методичного забезпечення впровадження біотестування в практику роботи Державних управлінь з охорони навколишнього природного середовища в областях було розроблено та затверджено наказами Мінекобезпеки України низка керівних нормативних документів, в яких детально викладено процедури методик біотестування з використанням в якості тест-об'єктів бактерій, інфузорій, водоростей, ракоподібних та риб [150].

У подальшому показник «токсичність води» було включено до комплексу показників для екологічної оцінки якості поверхневих вод та їх класифікації за відповідними категоріями [84]. У 2001 році набув чинності нормативний документ «Єдине Міжвідомче керівництво по організації та здійсненню державного моніторингу вод» [151], який встановлює вимоги до проведення спостережень за станом поверхневих, морських, підземних вод та джерел їх забруднення. Серед обов'язкових показників якості води присутній токсикологічний показник. З метою нормативного забезпечення використання методик біотестування у водоохоронній практиці науковцями Українського науково-дослідного інституту екологічних проблем на основі міжнародних стандартів ISO розроблено та затверджено більш як 20 Державних стандартів України.

Підсумовуючи наведене вище та аналізуючи досягнення останніх років у галузі застосування методу біотестування у природоохоронній практиці слід відзначити, що можливості біотестів багатогранні. Біотести доступні і дешеві (при використанні спеціально опрацьованих для практичних потреб модифікацій), не вимагають спеціальної підготовки виконавців і легко можуть бути засвоєні в практичних лабораторіях. Процедуру біотестування здійснюють без будь-якого спеціального коштовного обладнання і реактивів.

Біотестування дає змогу запровадити єдину стратегію контролю на всьому шляху стічних та інших токсичних вод — від місця утворення до осадження в донних відкладах і міграції по водних шляхах і трофічних ланцюгах. За

допомогою хронічних біотестів можна виявляти залишкову токсичність водних мас, яка не проявляється в короткі строки, але є не менш небезпечною як фактор повільної інтоксикації водних організмів і генетичних порушень.

Результати біотестування можуть служити сигнальною інформацією про небезпеку стічних вод для водних біоценозів, яка використовується разом з даними щодо компонентного складу стічних вод, забезпечуючи таким чином зворотний зв'язок між суб'єктом та об'єктом забруднення. Сигнали небезпеки, що їх подають «живі датчики» - тест-об'єкти, легко перетворюються в електричні, оптичні та інші сигнали, які фіксуються на будь-якому пульті керування.

Метод біотестування можна використовувати для скринінгу високотоксичних екологічно небезпечних хімічних речовин, що пропонується для застосування в різних галузях економіки; контролю токсичності різних категорій стічних вод на всіх стадіях їх утворення та на скидах у водні об'єкти; визначення токсичних властивостей поверхневих, підземних і питних вод; оцінки токсичності ґрунтів і донних відкладів; іхтіологічної експертизи у випадках отруєння і масової загибелі риб; для встановлення нормативів екологічної безпеки водокористування.

4 ВИПРОБУВАННЯ МЕТОДИК БІОТЕСТУВАННЯ З ВИКОРИСТАННЯМ В ЯКОСТІ ТЕСТ-ОБ'ЄКТІВ ПРЕДСТАВНИКІВ ОСНОВНИХ ЛАНОК ТРОФІЧНОГО ЛАНЦЮГА ВОДНОЇ ЕКОСИСТЕМИ

Вибір ефективної методики біотестування для визначення рівня токсичності будь-якої категорії води – це важлива методологічна проблема, яка потребує вирішення за допомогою використання спеціальних критеріїв.

Однією із визначальних характеристик методик біотестування є чутливість організмів, які використовуються в якості тест-об'єктів, на присутність у середовищі їх мешкання хімічних речовин токсичної дії. Обговоренню питання щодо чутливості водних організмів до дії токсичних речовин присвячено численні роботи [152-155]. Поняття чутливості організмів має два аспекти - якісний і кількісний. В якісному відношенні чутливість означає здатність певних функцій життєдіяльності організму відповідати на вплив хімічних речовин. У кількісному відношенні найчастіше чутливість використовується для зіставлення реактивності різних організмів, функцій і процесів на шкідливі впливи. Один організм вважається більш чутливим, ніж інший, якщо порушення його функцій життєдіяльності відбувається раніше при менших концентраціях або вираженість таких порушень виявляється раніше.

При дослідженні дії токсичної речовини на організм оцінюють його реакцію за одним або декількома показниками. Якщо досліджується сукупність показників, то, зазвичай, загальна чутливість організму встановлюється по найчутливішому з показників.

В якості кількісного показника чутливості використовується, або мінімальна концентрація токсичної речовини, що викликає зміну будь-якої функції організму за встановлений термін, або мінімальний термін прояву зміни при заданому впливі, або, нарешті, величина відповідної реакції при заданому впливі і терміні, визначеному умовами досліду. У зв'язку з цим, одиницями вимірювання чутливості можуть служити одиниці концентрації речовини, часу

або одиниці вираження ефекту (відсотки). При вираженні чутливості організму через концентрацію або час встановлюється фіксована величина ефекту, яка повинна бути викликана впливом токсиканта. Найчастіше приймається величина ефекту, що складає мінімальне статистичне достовірне відхилення відповідного показника від контролю.

Отже, поняття чутливості є відносним, а при кількісній оцінці чутливості відповідної функції життєдіяльності організму існує необхідність введення обмежуючих умов. З урахуванням цих умов поняття чутливості може бути визначене як найменша величина токсичної дії (концентрація речовини або розбавлення води), що викликає відхилення будь-якого показника життєдіяльності тест-організму від контролю не менш, ніж на деяку обумовлену величину за встановлений термін.

Викладені положення явились основою для визначення поняття «критерій токсичності»¹, який встановлюється для методик біотестування з метою однозначного тлумачення результатів оцінки токсичних властивостей води.

Для випробування різних тест-організмів за критерієм їх чутливості на присутність у воді специфічних хімічних речовин токсичної дії було виконано комплекс еколого-токсикологічних досліджень поверхневих вод, проби яких відбирали на водних об'єктах басейну річки Дніпро та стічних вод – джерел їх забруднення. У пробах річкової води визначали хронічну токсичність за допомогою набору методик біотестування з використанням в якості тест-об'єктів ракоподібних *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg, інфузорій *Tetrachylena pyriformis* (Eherenberg) Schewiakoff та водоростей *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Vreb.

Порівняльна оцінка чутливості тест-об'єктів здійснювалась за результатами біотестування, на основі яких визначали рівні хронічної токсичності води в умовних одиницях, виражених величиною кратності її розбавлення, за якою хронічна токсичність достовірно не виявляється.

¹ - встановлене значення тест реакції за певних умов експозиції, на підставі якого роблять висновок щодо токсичності води.

На рисунку 4.1 представлено результати визначення хронічної токсичності проб поверхневих вод з використанням різних тест-об'єктів.

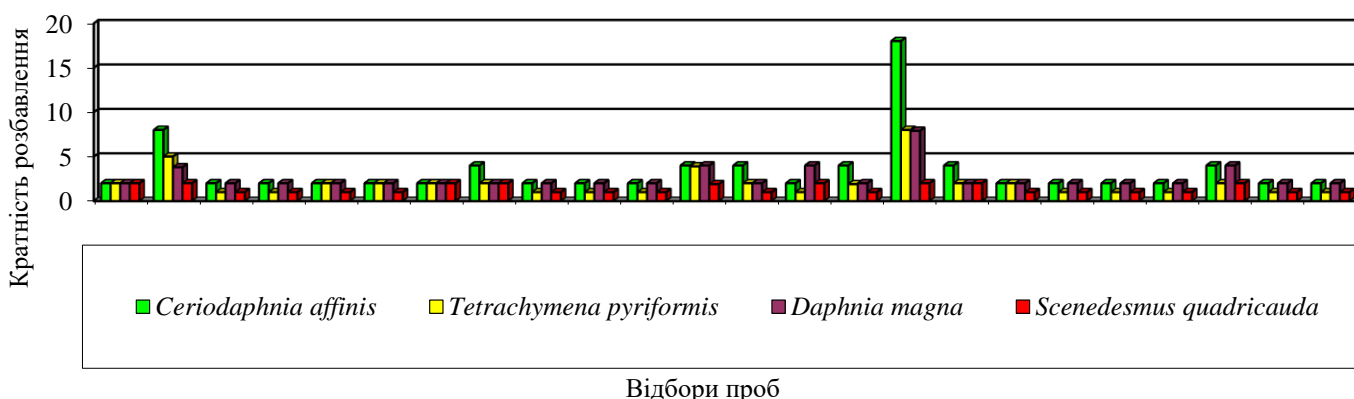


Рисунок 4.1 – Порівняльна чутливість тест-об'єктів за результатами біотестування з визначення хронічної токсичності поверхневих вод

Як видно із наведених даних, найбільші значення кратності розбавлення води, за якою хронічна токсичність не виявлялась, отримано за допомогою методики біотестування на *Ceriodaphnia affinis*.

У стічних водах визначали гостру летальну токсичність за допомогою біотестів з використанням ракоподібних *Daphnia magna* та *Ceriodaphnia affinis*, фотобактерій *Vibrio fischeri* та інфузорій *Paramecium caudatum*.

Порівняльна оцінка чутливості тест-об'єктів здійснювалась за результатами біотестування, на основі яких визначали рівні гострої летальної токсичності стічних вод в умовних одиницях, виражених величиною кратності їх розбавлення, за якою забезпечується виживаність близько 100% тест-об'єктів.

На рисунку 4.2 наведено результати визначення гострої летальної токсичності стічних вод з використанням різних тест-об'єктів.

Аналіз даних, наведених на рисунку 4.2, показав, що біотест на *Ceriodaphnia affinis* виявився, як і у попередньому випадку, найбільш чутливим. Про це свідчать отримані значення рівнів гострої летальної токсичності стічних вод, які були більшими у порівнянні з результатами біотестування на інших біотестах.

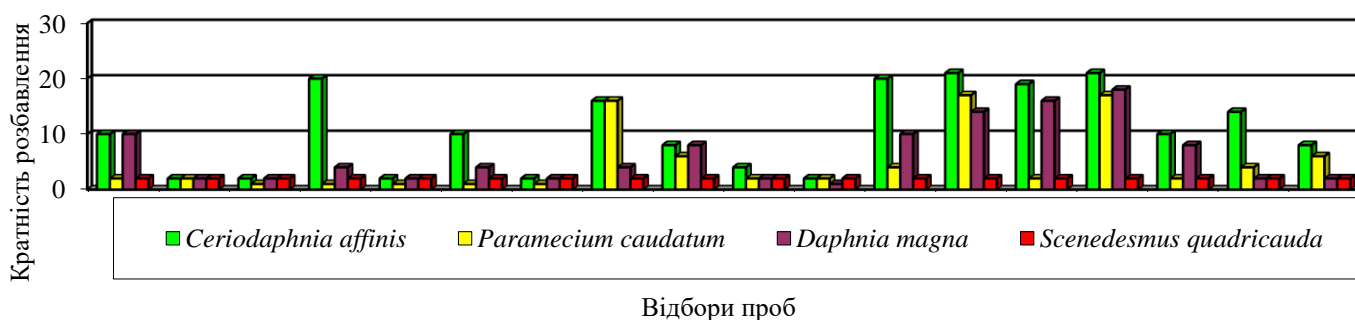


Рисунок 4.2 – Порівняльна чутливість тест-об'єктів за результатами біотестування з визначення гострої летальної токсичності стічних вод

При впровадженні біотестування в водоохоронну практику, окрім чутливості тест-об'єктів, важливе значення мають такі характеристики: експресність отримання результатів, економічність та трудомісткість токсикологічних аналізів, вірогідність результатів, відповідність вимогам встановлених для них метрологічних характеристик та інші. Враховуючи наведене, для оцінки ефективності біотестів було розроблено ряд критеріїв [156]:

- чутливість: кількість позитивних відповідей (наявність токсичності) на вплив проб води з числа проаналізованих;
- мінімальна діюча концентрація проби води згідно з критерієм токсичності, %;
- експресність: тривалість біотеста, год.;
- трудомісткість: витрати часу на підготовку та проведення біотестування та обчислення результатів, год.;
- економічність: стартові та експлуатаційні витрати (придбання спеціального обладнання, матеріалів, реактивів, культури тест-об'єкта, тощо), грн.;
- особливості методики біотестування (можливість визначення гострої і хронічної токсичності, відсутність суб'єктивізму в оцінюванні тест-реакції) і тест-об'єкта (спосіб отримання та можливість безперервного культивування в лабораторних умовах);

- наявність метрологічних характеристик: похибки одиночного визначення токсичності, нормативу оперативного контролю відтворюваності результатів, діапазону реагування тест-об'єкта;

- наявність нормативно-правових документів, національних та міжнародних стандартів;

- можливість використання за умов виробничих і контролюючих лабораторій;

- розповсюдженість використання в інших країнах.

Як видно із переліку, в критеріях знайшли відображення основні характеристики біотестів, об'єктивна оцінка яких дає можливість їх рангувати за показником ефективності використання.

З метою оцінювання ефективності різних біотестів за наведеними критеріями проводилось їх випробування на стічних, природних і питних водах, проби яких відбирали на території Київської, Полтавської та Харківської областей.

Оцінка біотестів здійснювалась за десятибальною шкалою (за кожним із критеріїв) експертами – спеціалістами Інституту гідробіології НАН України, Українського науково-дослідного інституту екологічних проблем, а також представниками регіональних лабораторій державних управлінь з охорони навколишнього природного середовища в Київській та Полтавській областях. Для випробування було обрано біотести, які застосовуються в Україні та в інших країнах, а саме: з використанням як тест-об'єктів бактерій *Vibrio fisheri*, інфузорій *Tetrahymena pyriformis*, водоростей *Scenedesmus quadricauda*, ракоподібних *Daphnia magna* та *Ceriodaphnia affinis*, молюсків *Limnea stagnalis*, риб *Poecillia reticulata*, комах *Drosophila melanogaster*, водних рослин *Lemna minor*.

Результати оцінки ефективності біотестів за відповідними критеріями наведено в таблиці 4.1.

Таблиця 4.1 – Оцінка ефективності методик біотестування за відповідними критеріями

№	Критерії	Методики біотестування з використанням									
		<i>Vibrio fisheri</i>	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	<i>Daphnia magna</i>	<i>Ceriodaphnia affinis</i>		<i>Limnea stagnalis</i>	<i>Poecillia reticulata</i>	<i>Drosophila melanogaster</i>	<i>Lemna minor</i>
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1.	Чутливість: кількість позитивних відповідей на вплив токсичних проб води з числа проаналізованих.	5	7	4	5	7	8	2	3	6	2
	бал	7	9	4	7	9	10	2	3	8	2
2.	Мінімальна діюча концентрація найбільш токсичної проби води згідно з критерієм токсичності, %	32,0	14,89	26,7	31,63	19,85	4,0	86,0	80,9	75,6	91,3
	бал	9	10	9	9	10	10	2	2	2	1
3.	Експресність: тривалість біотеста, год.	30 хв	24 год	96 год	48 год	48 год	7 діб	96 год	96 год	72 год	168 год
	бал	10	9	6	8	8	10	6	6	7	5
4.	Трудомісткість: витрати часу на підготовку та проведення біотестування, обчислення результатів, год	2,5 год	6,5 год	7 год	7 год	7 год	9 год	5 год	3 год	40 год	4 год
	бал	10	8	8	8	8	8	9	10	3	9

№	Критерії	Біотест з використанням <i>Ceriodaphnia affinis</i>			
		48 год		7 діб	
		характеристика	бал	характеристика	бал
5.	Економічність: стартові та експлуатаційні витрати (придбання спеціального обладнання, матеріалів, реактивів, культури тест-об'єкта, тощо), грн.	стартові - 200 \$ експлуатаційні - 5 \$	8	стартові - 200 \$ експлуатаційні - 10 \$	8
6.	Особливості біотеста (можливість визначення гострої і хронічної токсичності, генотоксичності, відсутність суб'єктивізму в оцінюванні тест-реакції і тест-об'єкта (спосіб отримання та можливість безперервного використання)	Постійне культивування тест-об'єкта в лабораторії	10	Постійне культивування тест-об'єкта в лабораторії. Визначення хронічної токсичності за відносно короткий період	10
7.	Метрологічне забезпечення: похибка результатів визначення токсичності, відтворюваність результатів визначення токсичності, норматив оперативного контролю відтворюваності результатів визначення токсичності, діапазон реагування тест-об'єкта	Характеристики похибки: $\sigma = 0,33 \text{ мг/дм}^3$; $\pm\delta = 61 \%$ ($P = 0,95$) Діапазон реагування $0,9-3,3 \text{ мг/дм}^3 \text{ K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$	10	Характеристики похибки: $\sigma = 0,33 \text{ мг/дм}^3$; $\pm\delta = 61 \%$ ($P = 0,95$) Діапазон реагування $0,9-3,3 \text{ мг/дм}^3 \text{ K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$	10
8.	Наявність нормативно-правових засад використання: нормативні документи, національні, міжнародні стандарти	КНД 211.1.4.055-97. Методика визначення гострої летальної токсичності води на ракоподібних <i>Ceriodaphnia affinis Lilljeborg</i> ДСТУ 4173-2003 Якість води. Визначення гострої летальної токсичності на <i>Daphnia magna Straus</i> та <i>Ceriodaphnia affinis Lilljeborg</i> (<i>Cladocera, Crustacea</i>) (ISO 6341:1996, MOD)	10	КНД 211.1.4.056-97. Методика визначення хронічної токсичності води на ракоподібних <i>Ceriodaphnia affinis Lilljeborg</i> . ДСТУ 4174-2003. Якість води. Визначення гострої сублетальної та хронічної токсичності хімічних речовин та води на <i>Daphnia magna Straus</i> та <i>Ceriodaphnia affinis Lilljeborg</i> (<i>Cladocera, Crustacea</i>) (ISO 10706:2000, MOD).	10
9.	Можливість та ефективність використання за умов виробничих і контролюючих лабораторій та в польових умовах	Використовується в практичній роботі Головдержкоінспекції (м. Київ), держуправління Вінницької, Херсонської та Закарпатської областей з охорони навколишнього природного середовища	10	Використовується в практичній роботі Головдержкоінспекції (м. Київ), держуправління Вінницької, Херсонської та Закарпатської областей з охорони навколишнього природного середовища	10
10.	Розповсюдженість використання в інших країнах (ЄС, США, Канаді, тощо)	Країни ЄС, Росія, Казахстан, Канада, США	10	Країни ЄС, Росія, Казахстан, Канада, США	10
Всього:			93		96

Продовження табл. 4.1

№	Критерії	Біотест з використанням <i>Vibrio fisheri</i>		Біотест з використанням <i>Tetrahymena pyriformis</i>	
		характеристика	бал	характеристика	бал
5.	Економічність: стартові та експлуатаційні витрати (придбання спеціального обладнання, матеріалів, реактивів, культури тест-об'єкта, тощо), грн.	стартові - 2600 \$ експлуатаційні - 10 \$	3	стартові - 1010 \$ експлуатаційні - 10 \$	5
6.	Особливості біотеста (можливість визначення гострої і хронічної токсичності, генотоксичності, відсутність суб'єктивізму в оцінюванні тест-реакції) і тест-об'єкта (спосіб отримання та можливість безперервного культивування в лабораторних умовах)	Використовується ліофілізована культура бактерій, яка не потребує культивування в лабораторії	10	Постійне культивування тест-об'єкта в лабораторії	10
7.	Метрологічне забезпечення: похибка результатів визначення токсичності, відтворюваність результатів визначення токсичності, норматив оперативного контролю відтворюваності результатів визначення токсичності, діапазон реагування тест-об'єкта	Характеристики похибки: $\sigma = 0,18$ мг/дм ³ ; $\pm\delta = 42\%$ (P = 0,95) Діапазон реагування 0,5-1,2 мг/дм ³ K ₂ Cr ₂ O ₇	10	Характеристики похибки: $\sigma = 0,08$ мг/дм ³ ; $\pm\delta = 60\%$ (P = 0,95) Діапазон реагування 0,1-0,5 мг/дм ³ K ₂ Cr ₂ O ₇	10
8.	Наявність нормативно-правових засад використання: нормативні документи, національні, міжнародні стандарти	КНД 211.1.4.060-97 ДСТУ 11348-3: 2004 Якість води. Визначення пригнічу вальної дії проб води на світловипромінювання бактерій <i>Vibrio fisheri</i> (випробування із застосуванням люмінесцентних бактерій). Часть 3: Метод з використанням ліофілізованих бактерій (ISO 11348-3: 1998, IDT).	10	КНД 211.1.4.059-97 ДСТУ 3570-97 Методические рекомендации для использования экспресс-метода биологической оценки продуктов и кормов: М., ВАСХНИЛ, 1990	9
9.	Можливість та ефективність використання за умов виробничих і контролюючих лабораторій та в польових умовах	Використання можливе при наявності відповідного обладнання та ліофілізованої культури	7	Використання можливе при наявності відповідного обладнання	4
10.	Розповсюдженість використання в інших країнах (ЄС, США, Канаді, тощо)	Країни ЄС, Росія, Казахстан, США, Канада	10	Росія, Казахстан	5
Всього:			86		79

Продовження табл. 4.1

№	Критерії	Біотест з використанням <i>Scenedesmus quadricauda</i>		Біотест з використанням <i>Daphnia magna</i>	
		характеристика	бал	характеристика	бал
5.	Економічність: стартові та експлуатаційні витрати (придбання спеціального обладнання, матеріалів, реактивів, культури тест-об'єкта, тощо), грн.	стартові - 200 \$ експлуатаційні - 5 \$	8	стартові - 200 \$ експлуатаційні - 5 \$	8
6.	Особливості біотеста (можливість визначення гострої і хронічної токсичності, генотоксичності, відсутність суб'єктивізму в оцінюванні тест-реакції) і тест-об'єкта (спосіб отримання та можливість безперервного використання)	Постійне культивування тест- об'єкта в лабораторії.	10	Постійне культивування тест- об'єкта в лабораторії	10
7.	Метрологічне забезпечення: похибка результатів визначення токсичності, відтворюваність результатів визначення токсичності, норматив оперативного контролю відтворюваності результатів визначення токсичності, діапазон реагування тест-об'єкта	Характеристики похибки: $\sigma = 0,23$ мг/дм ³ ; $\pm\delta = 34$ % (P = 0,95) Діапазон реагування 1,3-2,5 мг/дм ³ K ₂ Cr ₂ O ₇	10	Характеристики похибки: $\sigma = 0,37$ мг/дм ³ ; $\pm\delta = 67$ % (P = 0,95) Діапазон реагування 0,9-2,5 мг/дм ³ K ₂ Cr ₂ O ₇	10
8.	Наявність нормативно-правових засад використання: нормативні документи, національні, міжнародні стандарти	КНД 211.1.4.058-97. Методика визначення гострої токсичності води на водоростях <i>Scenedesmus quadricauda</i> . ДСТУ 4166-2003 Якість води. Випробування за пригніченням росту прісноводних водоростей <i>Scenedesmus subspicatus</i> , <i>Scenedesmus quadricauda</i> і <i>Selenastrum capricornutum</i> (ISO 8692:1989, MOD).	10	КНД 211.1.4.054-97 Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних <i>Daphnia magna Straus</i> . ДСТУ 4173-2003.кість води. Визначення гострої летальної токсичності на <i>Daphnia magna Straus</i> та <i>Ceriodaphnia affinis Lilljeborg (Cladocera, Crustacea)</i> (ISO 6341:1996, MOD)	10
9.	Можливість та ефективність використання за умов виробничих і контролюючих лабораторій та в польових умовах	Використання в контролюючих та виробничих лабораторіях можливе, за наявності відповідних спеціалістів та обладнання	5	Використовується в практичній роботі Голодержрекоінспекції (м. Київ), держуправління Вінницької, Херсонської та Закарпатської областей з охорони навколишнього природного середовища. В польових умовах процедура біотестування здійснюється за допомогою спеціального пристрою	10
10.	Розповсюдженість використання в інших країнах (СНД, ЄС, США, Канаді, тощо)	Країни ЄС	6	Країни ЄС, Росія, Казахстан, США, Канада	10
Всього:			76		90

Продовження табл. 4.1

№	Критерії	Біотест з використанням <i>Drosophila melanogaster</i>		Біотест і використанням <i>Lemna minor</i>	
		характеристика	бал	характеристика	бал
5.	Економічність: стартові та експлуатаційні витрати (придбання спеціального обладнання, матеріалів, реактивів, культури тест-об'єкта, тощо), грн.	стартові - 240 \$ експлуатаційні - 10 \$	7	стартові - 150 \$ експлуатаційні - 20 \$	6
6.	Особливості біотеста (можливість визначення гострої і хронічної токсичності, генотоксичності, відсутність суб'єктивізму в оцінюванні тест-реакції) і тест-об'єкта (спосіб отримання та можливість безперервного використання)	Постійне культивування тест- об'єкта в лабораторії. Визначення генотоксичності	10	Відбирається із природної популяції	4
7.	Метрологічне забезпечення: похибка результатів визначення токсичності, відтворюваність результатів визначення токсичності, норматив оперативного контролю відтворюваності результатів визначення токсичності, діапазон реагування тест-об'єкта	Характеристики похибки: $\sigma = 32\%$; $\pm\delta = 62\%$ (P = 0,95) Діапазон реагування 0,07-0,31 мг/дм ³ K2Cr207	10	Характеристики похибки: $\sigma = 6,25$ мг/дм ³ ; $\pm\delta = 59\%$ (P = 0,95) Діапазон реагування 8,45-32,95 мг/дм ³ K2Cr207	10
8.	Наявність нормативно-правових засад використання: нормативні документи, національні, міжнародні стандарти	КНД № 189 від 12.08.99. Методика визначення генотоксичності оюектів довкілля за частотою виникнення домінантних летальних мутацій у мух <i>Drosophila melanogaster</i> Руководство по краткосрочным тестам для виявлення мутагенных и канцерогенных химических веществ - Женева, ВОЗ, 1989 РД 64-085-89 (Россия)	10	Методика визначення токсичності на вищих водних рослинах <i>Lemna minor</i> L. Затв. Міністерством аграрної політики України 22.02.2005	6
9.	Можливість та ефективність використання за умов виробничих і контролюючих лабораторій та в польових умовах	Використання можливе при наявності спеціально підготованого оператора та культури тест-об'єкта	2	Використання в контролюючих та виробничих лабораторіях можливе, але малоефективне	5
10.	Розповсюдженість використання в інших країнах (ЄС, США, Канаді, тощо)	Країни ЄС, Росія, США.	10	Німеччина	2
Всього:			69		50

№	Критерії	Біотест з використанням <i>Limnea stagnalis</i>		Біотест і використанням <i>Poecillia reticulata</i>	
		характеристика	бал	характеристика	бал
5.	Економічність: стартові та експлуатаційні витрати (придбання спеціального обладнання, матеріалів, реактивів, культури тест-об'єкта, тощо), грн.	стартові - 150 \$ експлуатаційні - 10 \$	9	стартові - 150 \$ експлуатаційні - 20 \$	9
6.	Особливості біотеста (можливість визначення гострої і хронічної токсичності, генотоксичності, відсутність суб'єктивізму в оцінюванні тест-реакції) і тест-об'єкта (спосіб отримання та можливість безперервного використання)	Відловлюють із природної популяції	4	Постійне культивування тест-об'єкта в лабораторних умовах.	9
7.	Метрологічне забезпечення: похибка результатів визначення токсичності, відтворюваність результатів визначення токсичності, норматив оперативного контролю відтворюваності результатів визначення токсичності, діапазон реагування тест-об'єкта	Характеристики похибки: $\sigma = 22$ мг/дм ³ ; $\pm\delta = 52$ % (P = 0,95) Діапазон реагування 40-126 мг/дм ³ K2Cr207	10	Характеристики похибки: $\sigma = 21$ мг/дм ³ ; $\pm\delta = 42$ % (P = 0,95) Діапазон реагування 106-175 мг/дм ³ K2Cr207	10
8.	Наявність нормативно-правових засад використання: нормативні документи, національні, міжнародні стандарти	Методика визначення токсичності на моллюсках <i>Limnaea stagnalis</i> (Linne) Затверджено 22.02.2005	10	КНД 211.1.4.057-97. Методика визначення гострої летальної токсичності води на рибах <i>Poecillia reticulata</i> Peters.	6
9.	Можливість та ефективність використання за умов виробничих і контролюючих лабораторій та в польових умовах	Використання в контролюючих та виробничих лабораторіях можливе за наявності спеціалістів	2	Використання в контролюючих та виробничих лабораторіях можливе за наявності спеціалістів та обладнання	5
10.	Розповсюдженість використання в інших країнах (ЄС, США, Канаді, тощо)	США, Росія, Німеччина	8	Канада	2
Всього:			62		62

У таблиці 4.2 наведено узагальнені результати випробування біотестів.

Таблиця 4.2 – Узагальнені результати випробування біотестів за відповідними критеріями

Тест-об'єкти	<i>Vibrio fisheri</i>	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	<i>Daphnia magna</i>	<i>Ceriodaphnia affinis</i>	<i>Limnea stagnalis</i>	<i>Poecilia reticulata</i>	<i>Drosophila melanogaster</i>	<i>Lemna minor</i>
Бали	86	79	76	90	93/96	62	62	69	50

Як видно із таблиці, найбільш ефективними виявились біотести з використанням ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* та *Daphnia magna* [157-159].

Отримані результати підтверджуються даними, наведеними в публікаціях зарубіжних авторів [160, 161].

На підставі результатів випробування біотестів та враховуючи пропозиції фахівців з регіональних підрозділів, для першочергового використання рекомендовано такі біотести: для визначення рівня токсичності поверхневих і стічних вод біотест на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* як найбільш ефективний; для оперативного визначення рівня токсичності поверхневих вод – джерел питного водопостачання - у польових умовах біотест на ракоподібних *Daphnia magna*, який здійснюється за допомогою спеціального пристрою [162].

5 КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ТА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ОСНОВНИХ РІЧКОВИХ БАСЕЙНІВ УКРАЇНИ

Аналіз щорічних Національних доповідей про стан навколишнього природного середовища в Україні, регіональних доповідей та екологічних паспортів свідчить про несприятливу екологічну ситуацію, що склалася на території більшості річкових басейнів України внаслідок хімічного навантаження на поверхневі водні об'єкти.

Основним джерелом хімічного забруднення поверхневих вод є скид стічних вод підприємств різних галузей економіки. Об'єми скидів забруднених стічних вод у басейновому розрізі розподіляються у такому порядку (в млн. м³): у басейн Дніпра – 659, Сіверського Донця – 162, Дністра – 37, Західного Бугу – 45, Дунаю – 45, Південного Бугу – 13 [1, 2]. Як видно, до найбільш забруднених можна віднести басейни Дніпра, Дунаю, Західного Бугу та Сіверського Донця. В результаті антропогенного забруднення до річкового стоку потрапляють понаднормативні обсяги органічних сполук, фенолів, нітратів, нафтопродуктів, важких металів тощо, внаслідок чого протягом 2011 року на 68 водних об'єктах виявлено 514 випадків високого забруднення (ВЗ)² води хімічними речовинами. Зокрема, найбільша кількість випадків ВЗ води спостерігалась у притоках Дніпра - 118, у тому числі по важким металам – 83 та у притоках Сіверського Донця - 104, у тому числі по важким металам - 12. При цьому кількість перевищень ГДК хімічних речовин токсичної дії у воді річки Дніпро було наступним: за показником вмісту у воді міді від 2 до 59; цинку від 1 до 31; марганцю від 2 до 50, хрому шестивалентного від 1 до 29; заліза загального від 1 до 13 разів.

Забруднення приток Дніпра важкими металами також було значним, середньорічні концентрації становили: для сполук заліза загального – до 8,

² - максимально разовий вміст одного чи декількох нормованих речовин у концентраціях, що перевищують ГДК від 10 до 100 разів (для нафтопродуктів, фенолів, хрому шестивалентного), сполук міді – від 30 до 100 разів [107].

хрому шестивалентного – до 14, сполук цинку – до 16, сполук марганцю – до 20, сполук міді – до 30 ГДК. Випадки ВЗ спостерігались у воді річок Рось, Сула, Ворскла (вміст цинку на рівні 10-31 ГДК); річок Тетерів, Сула, Тясмин, Псел, Ворскла, Самара (вміст марганцю на рівні 11-50 ГДК); річки Ворскла (вміст міді на рівні 32-59 ГДК).

Якість води у басейні річки Сіверський Донець характеризувалась наступними даними: максимальні перевищення рибогосподарських ГДК у воді Сіверського Донця спостерігались за вмістом азоту нітратного до - 18, сполук міді до – 6, сполук марганцю – до 9, сполук хрому шестивалентного – до 20, фенолів – до 6 ГДК. У воді приток Сіверського Донця найбільші перевищення рибогосподарських ГДК (на рівні ВЗ) спостерігались за вмістом азоту нітритного – до 84, азоту амонійного – до 39, сполук марганцю – до 21, сполук хрому шестивалентного – до 16 ГДК.

У воді річки Західний Буг було зафіксовано 22 випадки ВЗ води, у тому числі перевищення рибогосподарських ГДК складало за вмістом: азоту амонійного та нітритного – до 29, сполук заліза загального – до 13 ГДК. Найбільш забрудненим водним об'єктом в басейні Західного Бугу є річка Полтва, ВЗ води якої спостерігалось у 36 випадках. Перевищення рибогосподарських ГДК було зафіксовано за вмістом азоту амонійного – до 42, сполук хрому шестивалентного – до 14 ГДК. У створах в районі міст Львів і Буськ зафіксовано випадки вмісту сполук азоту амонійного на рівні ВЗ у межах 10-42, азоту нітритного – 10-29 ГДК.

У воді приток річки Дунай Солокія та Луга спостерігалось перевищення рибогосподарських ГДК за вмістом азоту нітритного – від 20 до 29, сполук міді від 12 до 42, хрому шестивалентного – від 10 до 15, сполук заліза загального - від 15 до 17 ГДК; у воді річки Латориця у межах міста Чоп до 33 ГДК сполук міді.

Враховуючи екологічну ситуацію, що має місце практично на території всіх основних річкових басейнів України, виникає необхідність в здійсненні комплексної оцінки екологічного стану поверхневих вод, яка є необхідним

засобом контролю відповідності їх реального стану встановленим екологічно допустимим нормам антропогенних навантажень за показниками складу і властивостей води.

Як відзначалось раніше [84], оцінка якості води та екологічний стан поверхневих вод повинні визначатись за показниками, що характеризують абіотичну та біотичну складові водних екосистем, серед яких, відповідно до положень європейського законодавства в галузі водної політики (Водна Рамкова Директива 2000/60/ЄС [163], Директива 2008/105/ЄС [45]) головне значення мають хімічні та біологічні показники. При цьому особлива увага приділяється загрозі хімічного забруднення поверхневих вод для функціонування біологічних угруповань водних екосистем. Зокрема, у статті 16 ВРД 2000/60/ЄС «Стратегія проти забруднення води» відзначається, що Європейський парламент та Рада повинні здійснюватися конкретні заходи проти забруднення води окремими хімічними речовинами або групами речовин, які створюють значний ризик для водного середовища або через нього для здоров'я людини, Цільова оцінка ризику спрямована виключно на водну екотоксичність, токсичність для людини через водне середовище. Статтею 1 Директиви 2008/105/ЄС наголошується, що «Хімічне забруднення поверхневих вод становить загрозу для водного середовища з наслідками такими як гостра та хронічна токсичність для водних організмів, накопичення шкідливих речовин в екосистемі та зникнення природних ареалів і біологічного різноманіття». У статті 13 зазначеної Директиви відзначається «Хімічне забруднення може впливати на водне середовище як у довгостроковій, так і у короткостроковій перспективах, тому слід використовувати одночасно дані про гострий та хронічний вплив хімічних речовин токсичної дії на біотичну складову водної екосистеми».

Аналіз відомчих матеріалів [1, 2] показав, що при проведенні суб'єктами державного моніторингу спостережень, на основі яких здійснюється оцінка якості води, використовується обмежений перелік хімічних показників. Про це свідчать дані Державної гідрометеорологічної

служби України щодо хімічного забруднення поверхневих вод річкових басейнів, в яких представлено аналіз щодо перевищення ГДК речовин лише за десятьма показниками (БСК₅, азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, сполуки міді, сполуки цинку, сполуки марганцю, сполуки хрому шестивалентного, сполуки заліза загального, феноли. У той час, як за критерієм вмісту специфічних речовин токсичної дії окрім вищезазначених показників необхідно вимірювати вміст ртуті, кадмію, свинцю, нікелю, миш'яку, фторидів, ціанідів, СПАР.

Гідробіологічна оцінка якості вод та стан гідробіоценозів здійснюється Центральною геофізичною обсерваторією України за показниками видового складу і чисельності основних систематичних угруповань водних біоценозів, які є важливими але недостатніми для висновку щодо якості води.

Слід відзначити, що об'єм інформації, яка отримується в межах здійснення загального моніторингу поверхневих вод є також недостатнім: за гідрохімічними показниками спостереження проводяться на 151 водному об'єкті, у тому числі на 127 річках у 242 пунктах спостережень; за гідробіологічними показниками – на 23 водних об'єктах, у 46 пунктах, тобто об'єм отриманої інформації у першому і другому випадках відрізняється більш ніж втричі. Що стосується екотоксикологічної оцінки якості води, такі спостереження проводяться лише на 9 річках (річки Трубіж, Рось, Десна, Ірпінь, Недра, Тясмін, Вільшанка, Гнилоп'ять, Остер, Уж, Тетерів) та на 3-х водосховищах (Київське, Канівське, Кременчуцьке).

У зв'язку із зобов'язаннями України, відповідно до міждержавних угод щодо спільного використання і охорони транскордонних вод особливо важливим є комплексний, системний підхід до оцінки екологічного стану транскордонних водних об'єктів, до яких відносяться басейни Дніпра, Дунаю, Дністра, Західного Бугу, Сіверського Донця.

Рекомендації щодо оцінки якості води транскордонних водних об'єктів запропоновано «Правилами ведення моніторингу та оцінки якості води транскордонних річок», які розроблені Робочою групою ООН/ЄЕК. Зокрема,

у зазначеному документі відзначається, що для екологічної оцінки якості води конче важливим є врахування абіотичних і біотичних чинників функціонування екосистеми водного об'єкта. Така оцінка повинна включати визначення біологічного статусу водного середовища, екологічну оцінку якості води та донних відкладів, оцінку взаємодії угруповань водних організмів з абіотичними факторами. При цьому особлива увага приділяється визначенню токсичних властивостей води. Це обумовлено тим, що у складних розчинах хімічний аналіз специфічних показників токсичної дії дає інформацію тільки про «вершину айсбергу» тому, що велика кількість токсичних хімічних речовин залишається невиявленою. Для таких складних розчинів необхідна оцінка сумісної дії розчину на біоту водної екосистеми. У зв'язку з цим, тест на токсичність повинен бути обов'язковим як додаток до хімічного аналізу.

Такий підхід забезпечує більш економічну та ефективну стратегію обмеження антропогенного забруднення поверхневих вод у порівнянні з підходом, що характеризується вимірюванням вмісту забруднюючих речовин, кількість яких постійно збільшується.

У зв'язку із сучасним зовнішньополітичним курсом українського Уряду, спрямованим на європейську інтеграцію, виникла необхідність в удосконаленні системи моніторингу стану поверхневих вод відповідно до положень Водної Рамкової Директиви 2000/ЄС/60 [163].

Аналіз досвіду європейського законодавства, зокрема Водної Рамкової Директиви 2000/ЄС/60 з питань здійснення оцінки екологічного стану поверхневих вод показав, що згідно з визначенням терміну «Добрий стан поверхневої води» необхідно отримати дані, які характеризують якість води за хімічними та біологічними показниками.

Аналіз наведених у розділі 3.1 методик показав, що в Україні у водоохоронній практиці для оцінки хімічного забруднення водних об'єктів, частіше за все використовується методика розрахунку коефіцієнта забрудненості води, який характеризує перевищення гранично допустимих

концентрації (ГДК) речовин у воді водних об'єктів будь-якого виду водокористування.

Еколого-токсикологічну оцінку сумісної дії присутніх у воді хімічних речовин з урахуванням різних проявів їхньої взаємодії (синергізм, адитивність, антагонізм) здійснюють за допомогою методу біотестування.

У даному розділі роботи представлено результати натурних та експериментально-стаціонарних досліджень якості води поверхневих водних об'єктів основних річкових басейнів України, які було отримано лабораторією біологічних досліджень та біотестування в межах виконання держбюджетних тем [164,165] та міжнародних програм [166-168].

Комплексні обстеження поверхневих водних об'єктів проводились на території басейнів Дніпра (річки Дніпро, Ворскла, Коноплянка, Мокра Сура, Омельник, Ольшанка, Орель, Рось, Самара, Сула, Тясмин), Дністра, Дунаю, Західного Бугу (річки Дністер, Західний Буг, Латориця, Луга, Полтва, Свиня, Солокія, Стара, Студянка, Тиса, Уж), Південного Бугу (річка Південний Буг, Олександрівське водосховище) та Сіверського Донця (річки Сіверський Донець, Уди, Харків, Лопань, Немишля, Сухий Торець, Оскіл, Червонооскільське та Печенізьке водосховища).

Для комплексної оцінки якості води та екологічного стану поверхневих водних об'єктів визначали рівні забрудненості води за коефіцієнтом K_3 [82, 83] та здійснювали еколого-токсикологічну оцінку якості води відповідними методиками біотестування за показником хронічної токсичності [158-159]. Необхідність визначення рівнів хронічної токсичності води обумовлена тим, що надходження у водні об'єкти хімічних речовин токсичної дії може призводити до порушення життєдіяльності водних організмів, їх відтворювальних функцій, і, як наслідок, до зниження процесів самоочищення та погіршення якості води. У зв'язку з цим, нормативом гранично допустимого рівня токсичності поверхневих вод є відсутність хронічної токсичності [169], дотримання якого забезпечує умови стійкого функціонування біоценозу водної екосистеми.

Для кількісної оцінки результатів біотестування було розроблено алгоритм і спосіб визначення ступеня ураженості водної екосистеми залежно від рівнів хронічної токсичності води та його кількісного вираження – коефіцієнта ураженості (K_y) (патент України на корисну модель від 11.11.2013, № 85333) [170].

У таблиці 5.1 наведено класифікацію поверхневих вод за ступенем ураженості водної екосистеми залежно від рівнів хронічної токсичності води.

Таблиця 5.1 – Класифікація якості поверхневих вод за ступенем ураженості водної екосистеми [170]

Клас якості	Ступінь забрудненості	Рівень хронічної токсичності (OT_x)	Ступінь ураженості водної екосистеми (K_y)
I	чиста	1,0	1,1
II	слабко забруднена	1,1-2,0	1,2
III	помірно забруднена	2,1-4,0	1,3
IV	брудна	4,1-8,0	1,4
V	дуже брудна	> 8,0	1,5

Для порівняльної оцінки якості води за показниками K_y та K_z було використано числові значення рівня забрудненості води (K_z), які подані у таблиці 5.2.

Таблиця 5.2 – Рівні забрудненості води за значеннями K_z [83]

Значення K_z	1	1,01...2,50	2,51...5,00	5,01...10,00	Більше 10
Рівень забрудненості води	Незабруднена (чиста)	Слабко забруднена	Помірно забруднена	Брудна	Дуже брудна

Результати оцінки якості води та екологічного стану поверхневих водних об'єктів на території басейнів Дніпра, Сіверського Донця, Західного Бугу, Дунаю, Дністра та Південного Бугу представлено у табл. 5.3-5.6

У табл. 5.3 наведено результати оцінки якості поверхневих вод, відібраних на території басейну Дніпра.

Таблиця 5.3 – Результати оцінки якості поверхневих вод, відібраних на території басейну Дніпра

№	Місце відбору проб	K _y	K _z
1.	гирло р. Рось	1,1	1,8
2.	гирло р. Ольшанка	1,3	2,4
3.	гирло р. Сула	1,3	2,1
4.	гирло р. Тясмин	1,1	1,7
5.	гирло р. Омельник	1,4	2,4
6.	Цибульницька затока в районі випуску стічних вод заводу чистих металів	1,3	3,3
7.	Цибульницька затока в районі Обломіївського рукава	1,1	2,4
8.	гирло р. Псел	1,2	2,1
9.	гирло р. Ворскла	1,2	2,1
10.	гирло р. Орель	1,3	1,6
11.	гирло р. Коноплянка	1,2	2,2
12.	р. Дніпро, вище м. Дніпропетровськ (в районі о. Мірової)	1,2	2,6
13.	р. Дніпро, в межах м. Дніпропетровськ у районі випуску стічних вод підприємств по Західному струмку	1,4	3,6
14.	р. Дніпро, в межах м. Дніпропетровськ у районі випуску стічних вод підприємств по Аптекарьській балці	1,2	2,1
15.	правий беріг р. Дніпро, в межах м. Дніпропетровськ вище залізничного моста	1,3	3,1
16.	лівий беріг р. Дніпро, в межах м. Дніпропетровськ вище залізничного моста	1,3	3,2
17.	р. Дніпро, в межах м. Дніпропетровськ нижче скиду міських промзливових стічних вод	1,2	3,0
18.	р. Дніпро, в межах м. Дніпропетровськ у районі рекреаційної зони (о. Комсомольський)	1,1	2,4
19.	р. Дніпро, в межах м. Дніпропетровськ у районі скиду стічних вод Придніпровської ТЕС	1,1	2,1
20.	р. Дніпро, в межах м. Дніпропетровськ вище впадіння р. Мокра Сура	1,3	2,4
21.	р. Дніпро, в межах м. Дніпропетровськ нижче впадіння р. Мокра Сура	1,4	3,1
22.	гирло р. Самара вище скиду стічних вод м'ясокомбінату	1,3	2,6
23.	гирло р. Самара нижче скиду стічних вод м'ясокомбінату	1,3	2,7
24.	гирло р. Самара нижче скиду стічних вод Лівобережної станції аерації КП «Дніпроводоканал»	1,2	2,9
25.	р. Мокра Сура, вище скиду стічних вод ДП ВО «Південномашинобудівний завод ім. Макарова» і ВАТ «Дніпрошина»	1,1	1,9
26.	р. Мокра Сура, нижче скиду стічних вод ДП ВО «Південномашинобудівний завод ім. Макарова» і ВАТ «Дніпрошина»	1,4	4,3
27.	р. Мокра Сура, вище скиду стічних вод ВАТ «ДніпроАЗОТ»	1,1	2,1
28.	гирло р. Мокра Сура в районі скиду стічних вод ВАТ «ДніпроАЗОТ»	1,2	2,2
29.	гирло р. Мокра Сура в районі поверхневого випуску Центральної станції аерації КП «Дніпроводоканал»	1,3	3,4
30.	гирло р. Мокра Сура в районі глибинного випуску Центральної станції аерації КП «Дніпроводоканал»	1,3	3,2
31.	р. Дніпро, в межах м. Запоріжжя, вище скиду стічних вод Центральних очисних споруд №1	1,3	2,4
32.	р. Дніпро, в межах м. Запоріжжя, в районі скиду стічних вод Центральних очисних споруд №1	1,2	2,6
33.	р. Дніпро, в межах м. Запоріжжя, нижче скиду стічних вод Центральних очисних споруд №1	1,3	2,4
34.	р. Дніпро, в межах м. Запоріжжя, нижче скиду стічних вод Центральних очисних споруд №2	1,3	2,5
35.	р. Дніпро, в межах м. Запоріжжя, вище скиду стічних вод по балці Капустяна	1,2	2,1
36.	р. Дніпро, в межах м. Запоріжжя, нижче скиду стічних вод по балці Капустяна	1,3	2,6

Аналіз отриманих даних показав, що в пробах поверхневих вод, відібраних на території басейну Дніпра, якість води за показником K_z із

загальної кількості (36 створів) у 20 створах (56%) якість води оцінювалась як слабо забруднена, у 16 (44%) – як помірно забруднена; за показником K_y якість води у 7 створах (20%) відносилась до I класу (вода чиста), 10 створах (28%) – до II класу (вода слабо забруднена), 15 створах (42%) – до III класу (вода помірно забруднена), 4 створах (10%) - до IV класу (вода брудна).

Отже, при перевищенні нормативів рибогосподарських ГДК забруднюючих речовин у всіх 36 створах водних об'єктів за показником K_z , тобто невідповідності якості води встановленим нормативам за вмістом забруднюючих речовин, які вимірювались і враховувались при обчисленні K_z , за показником K_y лише у 7 створах відносилась до I класу якості води і характеризувалась як чиста, в інших створах була слабо забрудненою (10 створів), помірно забрудненою (15 створів) і брудною (4 створи), тобто у 80 % випадків відбувалось ураження водної екосистеми, оскільки за результатами біотестування вода чинила хронічну токсичну дію на тест-об'єкти і не відповідала встановленому нормативу якості води за токсикологічним показником.

Аналогічна тенденція спостерігалась за результатами оцінки якості води, проби яких відбирались на території інших річкових басейнах.

У таблиці 5.4 наведено результати оцінки якості поверхневих вод, відібраних на території басейну Сіверського Донця.

Таблиця 5.4 – Результати оцінки якості поверхневих вод, відібраних на території басейну Сіверського Донця

№	Місце відбору проб	K_y	K_z
1.	р. Сів. Донець на кордоні з РФ, с. Огірцеве	1,1	1,4
2.	Печенізьке водосховище, с. Старий Салтів	1,1	1,3
3.	Печенізьке водосховище, с. Печеніги	1,1	1,3
4.	р. Сів. Донець, вище впадіння р. Уди, м. Чугуїв	1,1	1,5
5.	р. Сів. Донець, нижче впадіння р. Уди, с. Есхар	1,2	1,9
6.	р. Сів. Донець, нижче впадіння р. Мжи, нижче м. Зміїв	1,2	1,7
7.	р. Сів. Донець, вище м. Балаклія	1,1	1,3
8.	р. Сів. Донець, нижче м. Балаклія	1,2	1,7
9.	р. Сів. Донець, вище м. Ізюм, с. Задонецьке	1,1	1,5
10.	р. Сів. Донець, нижче м. Ізюм, с. Сінічено	1,3	1,3
11.	р. Сів. Донець на межі з Донецькою областю, с. Студенок	1,1	1,7
12.	р. Уди вище м. Харків, нижче смт Пересічна	1,1	1,7
13.	р. Уди нижче м. Харків, с. Хорошево	1,3	2,3
14.	р. Уди, гирло	1,3	2,6

15.	р. Лопань, м. Харків, Олексіївська гребля	1,2	1,8
16.	р. Лопань, гирло	1,3	2,0
17.	р. Немишля, гирло	1,1	1,7
18.	р. Харків, м. Харків, в районі мосту на Салтівський масив	1,2	1,6
19.	р. Харків, гирло	1,2	1,8
20.	р. Оскіл на кордоні з Белгородською обл., с. Кам'янка	1,1	1,2
21.	р. Оскіл, вище м. Куп'янськ, смт Дворічна	1,1	1,4
22.	р. Оскіл, нижче м. Куп'янськ	1,1	1,6
23.	р. Оскіл, гирло	1,1	1,7
24.	Червонооскільське водосховище, с. Сеньково	1,2	1,7
25.	р. Сухий Торець, с. Гусарівка	1,2	1,9

Як видно із таблиці 5.4, у пробах поверхневих вод, відібраних на території басейну Сіверського Донця, за показником K_3 із 25 створів у 23 створах (92%) якість води оцінювалась як слабо забруднена і у 2 (8%) – як помірно забруднена; за показником K_y якість води у 12 створах (48%) відносилась до I класу (вода чиста), 9 створах (36%) – до II класу (вода слабо забруднена), 4 створах (16%) – до III класу (вода помірно забруднена). Отже, за показником K_3 в усіх 25 обстежених створах поверхневих водних об'єктів басейну Сіверського Донця якість води не відповідає нормативам рибогосподарських ГДК і характеризується як слабо і помірно забруднена, а за показником K_y лише у 12 створах відносилась до I класу якості (вода чиста), в інших 13 створах характеризувалась як слабо і помірно забруднена.

У таблиці 5.5 наведено результати оцінки якості поверхневих вод, відібраних на території басейнів Західний Буг, Дунай та Дністер.

Таблиця 5.5 – Результати оцінки якості поверхневих вод, відібраних на території басейнів Західний Буг, Дунай та Дністер

№	Місце відбору проб	K_y	K_3
1.	р. Латориця, нижче скиду стічних вод Свалявського лісохімічного комбінату	1,3	1,4
2.	р. Латориця, нижче скиду стічних вод очисних споруд м. Мукачеве	1,1	1,3
3.	р. Латориця, у межах м. Чоп на кордоні з Угорщиною в районі мосту Чоп-Ужгород	1,1	1,8
4.	р. Уж, нижче скиду стічних вод Перечинського лісохімічного комбінату	1,4	1,2
5.	р. Уж, вище скиду стічних вод очисних споруд м. Ужгород	1,1	1,5
6.	р. Уж, нижче скиду стічних вод очисних споруд м. Ужгород (українсько-словацький кордон)	1,1	1,6
7.	р. Полтва, вище скиду стічних вод очисних споруд м. Львів	1,3	3,1
8.	р. Полтва, нижче скиду стічних вод очисних споруд м. Львів	1,3	3,2
9.	р. Полтва, вище впадіння в р. Західний Буг у межах м. Буськ	1,1	3,6
10.	р. Західний Буг, вище впадіння р. Полтва у межах м. Буськ	1,1	1,7
11.	р. Західний Буг, нижче греблі Добротвірської ТЕС у межах м. Добротвір	1,2	1,4
12.	р. Західний Буг, нижче скиду стічних вод очисних споруд м. Червоноград	1,2	2,0
13.	р. Західний Буг, нижче скиду стічних вод очисних споруд м. Сокаль	1,1	2,5
14.	р. Солокія, в межах м. Угнів (в районі українсько-польського кордону)	1,2	1,28

15.	р. Західний Буг, у межах с. Литовеж (в районі мосту на кордоні Львівської і Волинської областей)	1,1	1,6
16.	р. Західний Буг, у межах с. Грабове (на кордоні з Польщею)	1,1	2,1
17.	р. Луга, нижче скиду стічних вод м. Володимир-Волинський	1,2	1,3

Аналіз даних показав, що у пробах поверхневих вод, відібраних на території басейнів Західний Буг, Дунай, Дністер, за показником K_3 із 17 створів у 13 створах (77%) якість води оцінювалась як слабо забруднена і у 4 (23%) – як помірно забруднена; за показником K_y якість води у 9 створах (53%) відносилась до I класу (вода чиста), 4 створах (23%) – до II класу (вода слабо забруднена), 4 створах (24%) – до III класу (вода помірно забруднена). Отже, у всіх 17 створах поверхневих водних об'єктів басейнів річок Західний Буг, Дунай, Дністер за показником K_3 спостерігалось перевищення нормативів рибогосподарських ГДК, за показником K_y у 9 створах із 17 вода характеризувалась як чиста, в інших – була слабо і помірно забрудненою.

У таблиці 5.6 наведено результати оцінки якості поверхневих вод, відібраних на території басейну Південного Бугу.

Таблиця 5.6 – Результати оцінки якості поверхневих вод, відібраних на території басейну Південного Бугу

№	Місце відбору проб	K_y	K_3
1.	Ташлицька водойма-охолоджувач	1,2	3,61
2.	Верхня водойма Ташлицької ГАЕС	1,2	2,5
3.	Скид продув очних вод в Олександрівське водосховище	1,2	2,31
4.	р. Південний Буг (фоновий створ)	1,1	2,8
5.	Олександрівське водосховище, 500 м вище скиду ТГАЕС	1,1	2,65
6.	Олександрівське водосховище, 500 м нижче скиду ТГАЕС та ТВО	1,1	2,65
7.	Олександрівське водосховище, 500 м вище скиду Олександрівської ГЕС (верхній б'єф)	1,1	2,41
8.	р. Південний Буг, 500 м нижче скиду Олександрівської ГЕС (нижній б'єф)	1,1	2,4

Як видно таблиці 5.6, у пробах поверхневих водах, відібраних на території басейну Південного Бугу за показником K_3 із 8 створів у 3 створах (38%) якість води оцінювалась як слабо забруднена і у 5 (62%) – як помірно забруднена; за показником K_y якість води у 6 створах (75%) відносилась до I класу (вода чиста), 2 створах (25%) – до II класу (вода слабо забруднена). Отже, якість води у всіх 8 створах обстежених поверхневих водних об'єктів у

басейні Південного Бугу за показником K_3 не відповідала нормативам рибогосподарських ГДК, при цьому за показником K_y лише у 3 створах не відповідала встановленому нормативу токсичності – чинила хронічну токсичну дію на тест-об'єкти.

Загалом, із 86 обстежених створів поверхневих вод на території басейнів Дніпра, Дністра, Дунаю, Західного Бугу, Південного Бугу та Сіверського Донця за показником K_3 якість води у всіх створах не відповідала нормативам рибогосподарських ГДК, в той час як за показником K_y у 34 створах вода була не забрудненою, у 25 створах – слабо забрудненою, 22 – помірно забрудненою та у 5 – брудною.

Наведені дані свідчать про наявність значної розбіжності в оцінках якості води при використанні показників K_3 та K_y .

Співставлення результатів комплексної оцінки якості води і екологічного стану поверхневих водних об'єктів річкових басейнів, що обстежувались, за показниками рівня забрудненості води і ступеня ураженості водної екосистеми показало, що здійснення спостережень за обмеженим переліком фізико-хімічних показників складу і властивостей води є недостатнім для об'єктивної і ґрунтовної оцінки екологічного стану поверхневих вод. Отриманні дані обумовлюють доцільність включення в алгоритм комплексної оцінки екологічного стану поверхневих вод показника ураженості водної екосистеми, який визначається методом біотестування та в інтегральній формі відображає результат взаємодії всіх абіотичних та біотичних процесів, що протікають у водному середовищі, і характеризує ступінь небезпеки хімічного забруднення води для біотичної складової водних екосистем.

ВИСНОВКИ

1. Одним із видів природокористування є використання поверхневих вод для задоволення потреб населення і різних галузей економіки. Україна відноситься до найменш забезпечених водою країн у Європі. У той же час антропогенне навантаження на поверхневі води перевищує їх здатність до самовідновлення, внаслідок чого більшість водних об'єктів основних річкових басейнів України знаходиться у критичному екологічному стані.

2. Найбільш екологічно-небезпечним джерелом антропогенного навантаження на поверхневі води є хімічне забруднення водних об'єктів шляхом надходження до них стічних вод підприємств різних галузей економіки. Забруднюючі речовини, які входять до складу стічних вод за значеннями рибогосподарських ГДК та класів небезпеки для водних екосистем відносяться до хімічних речовин токсичної дії.

3. Забруднення поверхневих вод екологічно-небезпечними хімічними речовинами призводить до глибоких змін у структурно-функціональній організації водних екосистем внаслідок того, що середовище існування водних організмів набуває токсичних властивостей. Токсичність будь-якого середовища визначають за допомогою експериментального методу – біотестування, яке здійснюється в стандартних умовах і ґрунтується на реєстрації відгуків організмів (тест-об'єктів) на сумісну дію забруднюючих речовин з урахуванням різних проявів їхньої взаємодії: синергізм, антагонізм та адитивність.

4. Незалежно від природи хімічних речовин токсичної дії реакція біотичної складової водної екосистеми на їх наявність у воді розвивається в таких основних напрямках: коливання основних показників біотичної складової водної екосистеми навколо деяких середніх величин без істотних порушень її структури; перебудова водної екосистеми, що виражається у зміні її структури та характеру функціонування; повна структурно-функціональна дезорганізація водної екосистеми, руйнування основних ланок трофічного

ланцюга, зменшення первинної продукції, зниження біопродуктивності, припинення самоочисних процесів, різке погіршення якості води.

5. Функціонування водних екосистем рекомендаціями Європейської економічної комісії ООН визначено в якості одного із видів водокористування поряд з традиційними. Це передбачає необхідність створення умов для підтримання їх нормального функціонування, біотична складова яких відіграє особливу роль у збереженні структури водних екосистем, що пов'язано зі здатністю біоти адаптуватися до змінених умов середовища існування таким чином, щоб компенсувати можливі негативні впливи.

6. Для оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод аналіз методик проводився з урахуванням визначення понять, наведених у Водній Рамковій Директиві 2000/60/ЄС :

«добрий хімічний стан поверхневої води» – це хімічний стан поверхневого водного об'єкта, у якому концентрації хімічних речовин не перевищують стандартів якості;

«добрий екологічний стан» – це стан поверхневого водного об'єкта, коли існують невеликі зміни в складі таксонів основних ланок трофічного ланцюга водної екосистеми.

Таким чином, очевидно, що оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод необхідно здійснювати на основі принципу комплексності, який є обов'язковим в системі моніторингу вод в європейських країнах і передбачає одночасне використання хімічних та біологічних показників якості.

7. Вибір хімічних показників для оцінювання якості води та екологічного стану поверхневих вод здійснювався з урахуванням Переліку, наведеного у Постанові Кабінету Міністрів України № 758 від 19 вересня 2018 р. «Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод», біологічних показників – відповідно до п.1.2.1 додатку V Стан поверхневих вод ВРД 2000/60/ЄС.

Виходячи з цього, для оцінювання якості води та екологічного стану поверхневих вод рекомендується застосовувати методіку розрахунку коефіцієнта забрудненості води, який характеризує кратність перевищення нормативів у долях ГДК або стандартів якості води відповідних хімічних речовин, наведених в зазначеній Постанові Кабінету Міністрів України № 758 від 19 вересня 2018 р. та представлених в Директиві 2008/105/ЄС.

Для оцінки якості води та екологічного стану поверхневих вод за біологічними показниками рекомендується застосовувати методи біоіндикації та біотестування. Перелік методів біоіндикації повинен відповідати показникам, наведеним у класифікації екологічного стану поверхневих вод відповідно до ВРД 2000/60/ЄС, та включати наступні біологічні елементи якості: фітопланктон, макрофіти, фітобентос, фауна донних безхребетних, іхтіофауна.

8. Враховуючи наведене вище, можна зробити висновок, що алгоритм оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод апроксимовано до положень європейського законодавства. Ефективність його функціонування підтверджується отриманими в межах виконання держбюджетних тем та міжнародних програм результатами комплексної оцінки якості води водних об'єктів розташованих на території різних річкових басейнів України (Дніпра, Сіверського Донця, Західного Бугу, Дунаю, Дністра та Південного Бугу).

ПЕРЕЛІК ДЖЕРЕЛ ПОСИЛАННЯ

1. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році. – К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Д. С. Грінь. – 2016. – 350 с.
2. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році. – К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Д. С. Грінь. – 2017. – 308 с.
3. Постанова Кабінету Міністрів України № 1100 від 11.09.96 «Про порядок розроблення і затвердження нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин та перелік забруднюючих речовин, скидання яких нормується».
4. Зміни, що вносяться до постанов Кабінету Міністрів України з питань видачі дозволів на спеціальне водокористування, затверджені постановою Кабінету Міністрів України від 13.12.17 №1091.
5. ГОСТ 17.1.4.01-80 Общие требования к методам определения нефтепродуктов в природных и сточных водах.
6. Деякі проблеми забруднення підземних вод нафтопродуктами, пов'язане з екологічною безпекою України / М. С. Огняник, О. Ю. Митропольский, А. М. Білоус [та ін.]. – К.: Знання, 1997. – 28 с.
7. Справочное руководство по компонентному составу водотоков и сточных вод различных производств. – Казань: Изд-во Казан. ун-та, 1992. – 81 с.
8. Грушко Я. М. Шкідливі органічні сполуки в промислових стічних водах / Я. М. Грушко. – Хімія. – Ленінградське відділення, 1976. – 128 с.
9. Карцев А. В. Вода и нефть / А. В. Карцев, С. Б. Вагин. – М.: Недра, 1977. – 112 с.
10. Миронов О. Г. До питання про забруднення вод Чорного моря нафтопродуктами / О.Г. Миронов // Динаміка вод і питання гідрохімії Чорного моря. – К.: Наукова думка, 1967. – С. 51 – 58.

11. Миронов О. Г. Нефтяное загрязнение и жизнь моря / О.Г. Миронов. – К.: Наук. думка, 1973. – 87 с.
12. Миронов О. Г. Взаимодействие организмов с нефтяными углеводородами /О. Г. Миронов. – Л, 1985. – 128 с.
13. Лукьяненко В. И. Общая ихтиотоксикология / В. И. Лукьяненко. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 320 с.
14. Вредные химические вещества. Углеводороды. Неорганические соединения элементов I-IV групп; Справ. изд./ [Бандман А. Л., Гудзовский Г. А., Дубейковская Л. С. и др.] / Под ред. В. А. Филова и др. - Л.: Химия, 1988. - 512 с.
15. Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов V-VII групп; Справ. изд./ [Бандман А. Л., Волкова Н. В., Грехова Т. Д. и др.]/ Под ред. В. А. Филова и др. - Л.: Химия, 1989. - 592 с.
16. Курляндский Б. А. Вредные химические вещества. Азотсодержащие органические соединения/ Под ред. Б. А. Курляндского, В. А. Филова. – СПб: Химия, 1990. – 733 с.
17. Вредные химические вещества. Углеводороды. Галогенопроизводные углеводородов; Справ. изд./ Бандман А. Л., Войтенко Г. А., Волкова Н. В. [и др.] // Под ред. В. А. Филова и др. – Л.: Химия, 1990 – 732 с.
18. Филова В. А. Вредные химические вещества. Галоген- и кислородсодержащие органические соединения/ Под ред. В. А. Филова, Н. А. Тиунова. – СПб: Химия, 1994. – 687 с.
19. Климовицкая Л. М. Сточные воды нефтеперерабатывающей, нефтехимической и резиновой промышленности /Л. М. Климовицкая, Ю. М. Дедков// Сообщение 3. Компонентный состав водотоков и сточных вод. – Казань: МОЗ СССР, 1984. – 32 с.
20. Климовицкая Л. М. Сточные воды различных производств химической промышленности / Л. М. Климовицкая, Ю. М. Дедков//

Сообщение 4. Компонентный состав водотоков и сточных вод. – Казань: МОЗ СССР, 1984. – 44 с.

21. Климовицкая Л. М. Сточные воды машиностроения и приборостроения, строительной фотографической и химико-фармацевтической промышленности, предприятий бытовой химии / Л. М. Климовицкая, Ю. М. Дедков// Сообщение 8. Компонентный состав водотоков и сточных вод. – Казань: МОЗ СССР, 1984. – 30 с.

22. Крайнюков А. Н. Экологически опасные приоритетные компоненты сточных вод различных отраслей промышленности/ А. Н. Крайнюков // Людина і довкілля. Проблеми неоекології. – Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2007. – Вип. 9. – С. 47-52.

23. Неорганические и элементарорганические соединения/ Под ред. засл. деят. науки проф. Н. В. Лазарева и докт. биол. наук проф. И. Д. Гадаскиной// Вредные вещества в промышленности. Справочник для химиков, инженеров и врачей. Изд. 7-е, пер. и доп. В трех томах. – Л.: Химия, 1977. – Т. III. - 608 с.

24. Охрана природы от загрязнений промышленными выбросами предприятий целлюлозно-бумажной промышленности. – Л.: «Восточно-Сибирская правда», 1983 – 191 с.

25. Филов В. А. Химические загрязнители окружающей среды, токсикология и вопросы информации/ В. А. Филов, Б. А. Ивин// Российский химический журнал (Ж. Рос. хим. об-ва им. Д.И.Менделеева). – 2004. – Т. XLVIII. – № 2. – С.4-7.

26. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / [В.Д. Романенко, В. М. Жукинський, О.П. Оксінок, А. В. Яцик та інші]. – К.: СИМВОЛ-Т, 1998. – 28 с.

27. Коновалов Ю. Д. Реакция белоксинтезирующей системы рыб на наличие в их организме катионов ртути, кадмия, меди, цинка/ Ю. Д. Коновалов// Гидробиол. журнал. – 2001. – № 1. – С. 95-105.

28. Линник П. Н. Оценка токсичности форм меди в природных водах методом биотестирования в сочетании с хемиллюминесцентным определением

концентрации свободных ионов Cu^{2+} / П. Н. Линник, Э. П. Щербань// Экологическая химия. – 1999. – № 3. – С. 168-176.

29. Rehwoldt R. Bull. Environment. Contamin. Toxicology/ R. Rehwoldt, L. Laskc. – 1973. – Vol. 10. – N 5. – P. 291.

30. Грушко Я. М. Ядовитые металлы и их неорганические соединения в промышленных сточных водах/ Я. М. Грушко. – М.: Медицина, 1972. – 175с.

31. Грушко Я. М. Вредные неорганические соединения в промышленных сточных водах/ Я. М. Грушко. – Л.: Химия, 1979. – 160с.

32. Грушко Я. М. Вредные органические соединения в промышленных сточных водах/ Я. М. Грушко. – Л.: Химия, 1976. – 128 с.

33. Мартыненко В. И. Пестициды: Справочник / В. И. Мартыненко – М.: Агропромиздат, 1992. – 368 с.

34. Мельников Н. Н. Химия и технология пестицидов/ Н. Н. Мельников. – М.: Химия, 1974. – 768 с.

35. Перелік пестицидів та агрохімікатів, дозволених до використання в Україні. Офіційне видання/ Міністерство екології та природних ресурсів України. Погоджено з Головною державною інспекцією захисту рослин Мінагрополітики України (лист від 27.01.2003 №156-05-1а/24) та Міністерством охорони здоров'я України (лист від 26.02.2003 № 0520/154). – Київ: Юнівест Маркетинг, 2003.

36. Перелік пестицидів, заборонених до використання у сільському господарстві, що не можуть бути зареєстровані або переєстровані в Україні (затверджено Головою Укрдержхімкомісії 5 серпня 1997 р., Погоджено з МОЗ та Мінприроди). – Київ, 1997.

37. Пестициды и окружающая среда. Обзорная информация. – М.: Министерство с/х., 1975. – 64 с.

38. Седокур Л. К. Справочник по пестицидам: Гигиена применения и токсикология/ Л. К. Седокур// Под ред. А.В.Павлова. – К.: Урожай, 1986. – 3-е изд. – 432 с.

39. Абрамзон А. А. Поверхностно-активные вещества/ А. А. Абрамзон, Г. М. Гаевой. – Л.: Химия, 1979. – 376 с.
40. Паршикова Т. В. Поверхностно-активные вещества как фактор регуляции развития водорослей / Т. В. Паршикова. – Киев: Фитосоциоцентр, 2004. – 276 с.
41. Dierker M. Surfactants from oleic, erucic and petroselinic acid: Synthesis and properties/ M. Dierker, H. J. Schafer// European Journal of Lipid Science and Technology. – 2010. – Т.112. – №1. – С. 122.
42. Протасов А. А. Біорізноманітність і його оцінка. Концептуальна деверсикологія / А. А. Протасов. – К.: Ін-т. Гідробіології НАН України, 2002. – 108с.
43. Збереження і невиснажливе використання біорізноманіття України: стан та перспективи / Під. ред. Ю. Р. Шеляг-Сосонко. – К.: Хімджест. 2003. – 248с.
44. Создание динамической системы регулирования качества поверхностных вод. Рекомендации для стран Восточной Европы, Кавказа и Центральной Азии. Доклад на международной конференции «Окружающая природная среда для Европы». Астана, 21-23 сентября 2011 г.
45. Директива 2008/105/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 16 грудня 2008 року про стандарти якості довкілля в галузі водної політики.
46. Глазовская М. А. Ландшафтно-геохимические системы и их устойчивость к техногенезу/ М. А. Глазовская// Биогеохимические циклы в биосфере. – М.: Наука, 1976. – С. 99-118.
47. Глазовская М. А. Теория геохимии ландшафтов в приложении к изучению техногенных потоков рассеяния и анализ способности природных систем к самоочищению/ М. А. Глазовская// Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем. – М., 1981.
48. Титов И. А. Взаимодействие растительных сообществ и условий среды/ И. А. Титов. – М.: Высш. шк., 1952. – 470с.

49. Преображенский В. С. Основы ландшафтного анализа / В. С. Преображенский, Т. Д. Александрова, Т. П. Куприянова. – М.: Наука, 1988. – 192с.
50. Куприянова Т. П. Обзор представлений об устойчивости физико-географических систем/ Т. П. Куприянова // Устойчивость геосистем. – М.: Наука, 1983. – С. 7-13.
51. Сочава В. Б. География и экология/ В. Б. Сочава// Материалы V съезда Геогр. общества СССР. – Л., 1970. – 22 с.
52. Сочава В. Б. Введение в учение о геосистемах/ В. Б. Сочава// – Новосибирск.: Наука, 1978. – 22 с.
53. Congress 41st of the European Societies of Toxicology. EUROTOX 2003. Florence (Italy), September 28 – October 2003. «Science for safety». – Florence, 2003.
54. The 5th Congress of Toxicology in Developing Countries. November 10-13 Guilin China. Toxicology in New Century-Opportunity and Challenge. – 2003. – P. 2-7.
55. Toxicology Letters. Abstracts of EUROTOX 2002. 15-18 September 2002. Budapest Convention Centre. – Budapest, 2002.
56. Солнцев Н. О. О взаимодействии живой и мертвой природы / Н. О. Солнцев// Вестник Московского ун-та. Сер. 5 География. – 1960. – №6. – С. 10-17.
57. Свирежев Ю. М. Иерархическая устойчивость биологических сообществ/ Ю. М. Свирежев// Математическое моделирование морских систем. – К.: Наук. думка, 1974.
58. Разумовский С. М. Закономерности динамики биоценозов/ С. М. Разумовский. – М.: Наука, 1981. – 231 с.
59. Holling C. S. Resiliense and stability of ecological systems/ C. S. Holling// Ann. Rew. of Ecology and Systematics. – 1973. – Vol. 4.
60. Вернадский В. И. Живое вещество/ В. И. Вернадский. – М.: Наука, 1978. – 358 с.

61. Каминский В. С. Состав и качество поверхностных вод. Понятие «качество воды»/ В. С. Каминский //Основы прогнозирования качества поверхностных вод. – М.: Наука, 1982. – Т. 1. - № 1. – С. 3-11.

62. Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень/ за ред. І. Т. Олексіва та Л. П. Брагінського. – Львів: Світ, 1995. – 437 с.

63. Лозанский В. Р. Проблема комплексных оценок качества поверхностных вод и пути ее решения/ В. Р. Лозанский// Комплексные оценки качества поверхностных вод. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1984. – С. 6-14.

64. О единых критериях и нормативах чистоты поверхностных вод и принципах их классификации/ Материалы по водному хозяйству СЭВ. – М.: Изд. СЭВ, 1965. – Ч. 1. – 82 с.

65. Water quality criteria. – Washington, 1972.

66. Верниченко А. А. Анализ экологических оценок качества поверхностных вод с водоохраных позиций/ А. А. Верниченко// Тезисы сообщений Всесоюз. конференции «Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования». – Харьков, 1979. – С. 11-17.

67. Анализ сточных вод регенератного производства Оренбургского завода РТИ / [Бурба А. А., Горохов А. А., Трихаев В. И., Дзюбан А. И.] // Каучук и резина. – 1980. – № 6. – С.60-61.

68. Степанов А. М. Методология биоиндикации и фонового мониторинга экосистем суши/ А. М. Степанов// Экотоксикология и охрана природы. – М., 1988. – С. 28-108.

69. Степанов А. М. Биоиндикация на уровне экосистем/ А. М. Степанов// Биоиндикация и биомониторинг. – М., 1991. – С. 59-64.

70. Жигаловская Т. Н. Оценка загрязненности атмосферных аэрозолей микроэлементами техногенного происхождения/ Т. Н. Жигаловская, И. А. Колосков// Химия в сел. хоз-ве. – 1982. – Т. 20. – № 3. – С. 18-23.

71. Беккер А. А. Изучение пространственной и временной структуры загрязнения атмосферного воздуха в городе/ А. А. Беккер, Т. И. Резниченко// Урбоэкология. – М., 1990. – С. 207-217.

72. Методические рекомендации по оценке влияния химического предприятия на окружающую среду / Сост. О. Г. Воробьев, В. М. Кириллов. – Л., 1983. – 28 с.

73. Москаленко А. П. Некоторые аспекты оценки состояния природной среды при использовании пестицидов/ А. П. Москаленко, Р. Д. Староста// Изв. Сев.-Кавказ. науч. центра высшей школы. Естеств. науки. – 1988. – № 4. – С. 15-18.

74. Емельянова В. П. Опыт предварительной оценки степени загрязнения водных объектов по величине условного коэффициента комплексности/ В. П. Емельянова, Г. Н. Данилова// Тезисы сообщений Всесоюз. конференции «Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования». – Харьков, 1979.

75. Емельянова В. П. К вопросу создания системы комплексной оценки загрязнения воды водотоков/ В. П. Емельянова, Г. Н. Данилова, А. А. Зенин// Тезисы сообщений Всесоюз. конференции «Оценка и классификация качества поверхностных вод для водопользования. – Харьков, 1979. – С. 126-128.

76. Оценка загрязненности водных объектов по интегральным показателям/ [Караушев А. В., Скакальский Б. Г., Шварцман А. Я., Фаустова Л. И.]// Материалы V Всесоюз. науч. симпозиума по современным проблемам самоочищения и регулирования качества воды. – Таллин, 1975. – Ч. 1. – С. 97-106.

77. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям/ под ред. член-корреспондента РАН А. М. Никанорова// Организация и функционирование мониторинга качества воды р. Северский Донец на территории России и Украины. Сборник нормативно-методических документов. – Ростов-на-Дону, 2004. – С. 277-306.

78. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод / С. І. Сніжко. – К., 2001. – 264 с.

79. Белогуров В. П. Применение обобщенных показателей для оценки уровня загрязненности водных объектов/ В. П. Белогуров, В. Р. Лозанский,

С. А. Песина// Комплексные оценки качества поверхностных вод. – Ленинград.: Гидрометеиздат, 1984. – С. 33-43.

80. Гурарий В. И. Численные оценки качества воды / В. И. Гурарий, А. С. Шайн // Проблемы охраны вод. – Харьков, 1974. – Вып. 5. – С. 136-140.

81. Гурарий В. И. Комплексные оценки качества воды / В. И. Гурарий, А. С. Шайн// Проблемы охраны вод. – Харьков, 1975. – Вып. 6. – С. 143-151.

82. Белогуров В. П. Методика обобщенной оценки качества воды/ В. П. Белогуров, С. А. Песина// Материалы Всесоюз. конференции «Вопросы методологии гидрохимических исследований в условиях антропогенного влияния». - Новочеркасск, 1978. – С. 100.

83. Методика розрахунку коефіцієнта забрудненості природних вод:КНД 211.1.1.106-2003 Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі мінекоресурсів) / Затв. наказом Міністра екології та природних ресурсів України №89-М від 4 червня 2003 р. – Київ, 2003. – С. 25-30.

84. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / [В.Д. Романенко, В. М. Жукинський, О.П. Оксіюк, А. В. Яцик та інші]. – К.: СИМВОЛ-Т, 1998. – 28 с.

85. Бармакова Т. В. Загрязнение среды, контроль загрязнения. Биосенсоры / Т. В. Бармакова // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. – М., 1991. – Вып. 3. – С. 25-34.

86. Скурлатов Ю. И. Редокс-состояние и сезонная токсичность природной воды/ Ю. И. Скурлатов, Л. С. Эрнестова, Л. В. Штамм// Доклад АН СССР. – 1984. – Т. 276. – №4. – С. 1011-1016.

87. Birge W.J. Evaluation of effluent biomonitoring systems / W.J. Birge, J.A. Black, B.A. Ramey // Environ. Hazard Asses. Effluents. Proc. Pellston Environ. Workshop, Cody, Wyo., 22-27 Aug. – New York, 1982. – P. 66 - 80.

88. Broderius S. Acute toxicity of organic chemical mixtures to the Fathead minnow/ S.Broderius, M. Kahl // Aquatic toxicology. – 1985. – P. 307 - 322.

89. Discussion synopsis: biological effects testing of effluents / [Parcella D., Anderson M.W., Banerjee S., Bender F. S. et al.] // Environ. Hazard Asses. Effluents. Proc. Pellston Environ. Workshop, Cody Wyo., 22 - 27 Aug. - New York, 1982. – P. 123 -131.

90. Herricks E. E. Environmental impact analysis of aquatic ecosystems using rational threshold value methodologies/ E. E. Herricks, E. D. Smith // Ecological Assessments of Effluent Impacts on Communities of Indigenous Aquatic Organisms. ASTM STP 730. – Philadelphia, 1981. – P. 14 - 31.

91. Mount D. J. Present approaches to toxicity testing - a perspective of aquatic toxicology and hazard evaluation/ D. J. Mount// ASTM STP 634. – 1977. – P. 5-14.

92. Peltier W. H. Methods for measuring the acute toxicity of effluents to aquatic organisms/ W. H. Peltier // Environmental Monitoring and Support laboratory Office of Research and Development Agency, Cincinnati, Ohio. – 1978. - 52 pp.

93. Stepnau C. E. Mount Use of toxicity tests with fish in water pollution control/ C.E. Stepnau // Biological Methods for the Assessment of water quality, ASTM STP.528. – 1973. – P. 164-177.

94. Thurston R. V. Comparative toxicity of ten organic chemicals to ten common aquatic species / R.V. Thurston, A. Thomas // Water Research. – 1985. – № 9. – P. 1145 - 1155.

95. Peltier W. H. Impact of an industrial effluent on aquatic organisms: EPA region IV case history/ W. H. Peltier // Proc. Pellston Environ. Workshop, Cody, Wyo., 22 - 27 Aug., 1982. – New York, 1986. – P. 216 - 227.

96. Стратегия в области исследования вод. Агентство по охране окружающей среды: ДК – 10460. – Вашингтон, 1982. – 33 с.

97. Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms / [Ed. P.A. Lewis, D.J. Klemm, J.M. Lazorchak et al.]. – USEPA/600/4-91/002. – 3rd Ed. – 1994.

98. Hansen P.-D. Wirkungsbesorgene Biotestverfahren-Okologische Teste. In: Zellstoffabwasser und Umwelt/ P.-D. Hansen // Schriftenreihe des Vereins fur Wasser-, Boden - und Lufthygiene e.V. Bd. 56, G. Fischer Vrl. – Stuttgart, 1983. – P. 203 - 211.
99. Malz F. R. Chemische, physikalische und biologische Analysen zur Abwasseruntersuchung/ F. R. Malz // Abwassertechnik. – 1987. – № 1. – P. 11 - 13.
100. Baborowski M. Entwicklung von Anlagen und automatischen Biotestmethoden fur die Kontrolle naturlicher Gewasser und Abwasser mit biologischen Sensoren/ M. Baborowski, H. Heitmann // JFW. - Berlin, 1983. – 17 p.
101. Biologische Testverfahren / Ed. K.G. Steinhauser, P.D. Hansen. - Stuttgart: Gustav-Fisher Verlag, 1992. - 884 s.
102. Vassuer P.Chemosphere / P. Vassuer, J. F. Ferard, M. Babut. – 1991. – № 5. – P. 625-633.
103. Vullierment B. Improvement of the mass end energy balances in the tanning industry / B. Vullierment // Ala. Acad. Sci. – 1980. – P. 233 - 275.
104. Keddy C.I. Ecotoxicol. Environ. Saf./ C.I. Keddy, J.C. Greene, M. A Bonnell. –1995. - № 3. - P. 221-251.
105. Klein L. Aspects of River Pollution/ L. Klein. – London, 1957. – 621 pp.
106. Колупаев Б. И. Исследования по водной токсикологии в Швеции/ Б. И. Колупаев// Гидробиол. журнал. – 1984. – Т. 20. – №1. – С. 97-107.
107. Miettinen V. The role of aquatic toxicology in water pollution control / V. Miettinen, M. Ruoppa // Roporttisar Ioensuun yliopisto Matluonnoutieteellis tiedekuunan. – 1986. – № 8. – P. 41 - 42.
108. Nikunen E. Daphnia magna as indicator of the acute toxicity of waste waters/ E.Nikunen, V. Miettinen// Bull. Environ. Contam. and Toxicol. – 1985. – № 3. – P. 368 - 374.
109. Pascal D. The role of aquatic toxicity tests in predicting and monitoring pollution effects/ D. Pascal // Acta Biologica Limnologica Hungarica. – 1987. – № 1. – P. 47-58.
110. Metal Mining Effluent Regulations SOR/2002. – 2002.

111. Municipal/ Industrial Strategy for Abatement (MISA). Protocol for conducting a storm water control study. – Ontario, 1995.
112. Biological Test Method: Reference Method for Determining Acute Lethality of Effluents to *Daphnia magna* / Reference Method EPS 1/RM/14, Department of the Environment, December 2000. – 2000.
113. Biological Test Method: Reference Method for Determining Acute Lethality of Effluents to Rainbow trout / Reference Method EPS 1/RM/13, Department of the Environment, December 2000. – 2000.
114. Biological Test Method: Fertilization Assay Using Echinoids (Sea urchins and Sand dollars) / Report EPS 1/RM/27, Department of the Environment, December 1992. – 1992.
115. Biological Test Method: Growth Inhibition Test Using Freshwater Alga *Selenastrum capricornutum* / Report EPS 1/RM/25, Department of the Environment, November 1992. – 1992.
116. Biological Test Method: Test for Measuring the Inhibition of Growth Using the Freshwater Macrophyte, *Lemna minor* / Reference Method EPS 1/RM/37, Department of the Environment, March 1999. – 1999.
117. Biological Test Method: Test of Reproduction and Survival Using the Cladoceran *Ceriodaphnia dubia* / Report EPS 1/RM/21, Department of the Environment, February 1992. – 1992.
118. Zinc and Cadmium Toxicity Using a Biotest with *Artemia franciscana* / [Nováková J., Daňová D., Strišková K., Hromada R.] // Acta Veterinaria Brno. Journal of the University of Veterinary and Pharmaceutical Sciences in Brno, Czech Republic. – 2007. – Vol. 76. - № 4. – 635 p.
119. Experimental Verification of a New Method for Biotesting Freshwater Bodies by Determining Metallothionein Contents in the Organs and Tissues of Bivalve Mollusks / [Danilin I. A., Synzynys B. I., Koz'min G. V., Rott G. M.] // Russian Journal of Ecology. – 2002. – Vol. 33. – № 5. – P. 374-377.

120. His E. The assessment of marine pollution-bioassays with bivalve embryos and larvae / E. His, R. Beiras, M. N. Seaman // *Adv. Mar. Biol.*, 37. – 1999. – P. 1-178.

121. Toxicity of triphenyltin and tributyltin to the freshwater mudsnail *potamopyrgus antipodarum* in a new sediment biotest / [Duft M., Schulte-Oehlmann U., Tillmann M., Markert B., Oehlmann J.] // *Environmental Toxicology and Chemistry*. – 2003. – Vol. 22. – № 1. – P. 145-152.

122. Frozen mitochondria as rapid water quality bioassay/[Iero A., Manente S., Perin G., Bragadin M.] // *Chemosphere*. – 2003. – Vol. 52. - Issue 7. – P.1115-1123.

123. Spatial and temporal variability in schistosome cercarial density detected by mouse bioassays in village irrigation ditches in Sichuan, China/ [Spear Robert C., Zhong B., Mao Y., Hubbard A. et all.] // *Am J Trop Med Hyg.* - Sichuan, 2004 – Vol. 71. – Issue 5. – P. 554-557.

124. A marine bioassay test set to assess marine water and sediment quality- its need, the approach and first results / [Peters C., Becker S., Noack U., Pfitzner S. et all.] // *Ecotoxicology*. -2002. – Vol. 11. – Issue 5. – P. 379-383.

125. Nalecz-Jawecki G. A comparison of sensitivity of spirotax biotest with standard toxicity tests/ G. Nałecz-Jawecki, J. Sawicki // *Archives of environmental contamination and toxicology*. – 2002. –Vol. 42. – Issue 2. – P. 389-395.

126. Вопросы методик в водной токсикологии. – Л., 1979. – Вып. 144. – С. 167.

127. Метод токсикологического контроля сточных вод / [Н. С. Строганов, А. И. Путинцев, Е. Ф. Исакова и др.]. – Биол. науки, 1979. – № 2. – С. 90-104.

128. Основные принципы биотестирования сточных вод и оценка качества вод природных водоемов / [Н. С. Строганов, О. Ф. Филенко, Г. Д. Лебедева и др.] // *Теоретические вопросы биотестирования*. – Волгоград.: изд-во «Волгоградская правда», 1983. – С. 21-29.

129. Строганов Н. С. Методика определения токсичности водной среды / Н. С. Строганов // Методики биологических исследований по водной токсикологии. – М.: Наука, 1971. – С. 14-61.

130. Строганов Н. С. Загрязнение водоемов и биологическая оценка качества вод / Н. С. Строганов // Водные ресурсы. – 1972. – №2. – С. 34-52.

131. Строганов Н. С. О применении экспресс-метода оценки острой токсичности промышленных стоков в экспедиционных условиях / Н. С. Строганов, А. И. Путинцев, В. И. Шигин. – Л.: Изд-во. ГосНИОРХ, 1974. – С. 87-90.

132. Строганов Н. С. Метод токсикологического контроля сточных вод / Н. С. Строганов, А. И. Путинцев, Е. Ф. Исакова // Биол. Науки. – 1979. – №2 – С. 90-104.

133. Строганов Н. С. Водоросли и макрофиты как объекты для биотестирования / Н. С. Строганов, А. Г. Дмитриева, В. М. Король // Теоретические вопросы биотестирования. – Волгоград: «Волгоградская правда», 1983. – С. 153-158.

134. Строганов Н. С. Метод биотестирования качества вод с использованием дафний / Н. С. Строганов, Е. Ф. Исакова, Л. В. Колосова // Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. – Л.: Гидрометеоиздат, 1987. – Вып. 1. – С. 5-12.

135. Терзиева С. Сточные воды производства анальгина. Количество, состав и способ очистки / С. Терзиева, П. Патьмова, В. Вьтаков // Симпоз. Пречиств. битови и пром. отпадъчни води. – Варна, 1974. – С. 372-379.

136. Теоретические проблемы водной токсикологии. Норма и патология. / под ред. Н.С. Строганова. – М.: Наука, 1983. – 184с.

137. Патин С. А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана / С. А. Патин. – М.: Пищевая промышленность, 1979. – 304 с.

138. Патин С. А. Рыбохозяйственное нормирование качества водной среды/ С. А. Патин// Водная токсикология и оптимизация биопродукционных процессов в аквакультуре. – М., 1988. – С. 5-18.

139. Патин С. А. Эколого-токсикологические аспекты изучения и контроля качества водной среды / С. А. Патин// Гидробиол. журн. – 1991. – Т. 2. – Вып. 6. – С. 71-75.

140. Патин С. А. Эколого-токсикологические подходы к оценке воздействия на морскую среду и биоресурсы / С. А. Патин// Актуальные проблемы водной токсикологии. Сб. ст., под редакцией Б. А. Флерова. – Борок: «Рыбинский дом печати», 2004. – С. 34-60.

141. Лукьяненко В. И. Биохимические тесты в ихтиотоксикологии / В. И. Лукьяненко// Теоретические вопросы биотестирования. – Волгоград: изд-во «Волгоградская правда», 1983. – С. 38-45.

142. Лукьяненко В. И. Общая ихтиотоксикология/ В. И. Лукьяненко. – Пищепромиздат, 1983. – 319 с.

143. Флеров Б. А. Биотестирование: терминология, задачи, перспективы/ Б. А. Флеров// Теоретические вопросы биотестирования. – Волгоград: «Волгоградская правда», 1983. – С. 13-20.

144. Флеров Б. А. Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных/ Б. А. Флеров. – Л.: Наука, 1989. – 140 с.

145. Флеров Б. А. Оценка экологического состояния водоемов при антропогенном воздействии/ Б. А. Флеров, В. Т. Комов// Гидробиол. журн. – 1991. – 27, № 3. – С. 23-31.

146. Лесников Л. А. Основные задачи, возможности и ограничения биотестирования / Л. А. Лесников// Теоретические вопросы биотестирования. – Волгоград: изд-во «Волгоградская правда», 1983. – С. 3-12.

147. Соколова С. А. К вопросу об унификации методов проведения токсикологических экспериментов в целях биотестирования / С. А. Соколова, Л. Е. Айвазова // Теоретические вопросы биотестирования. – Волгоград: «Волгоградская правда», 1983. – С. 79-81.

148. Методы биотестирования вод / под. ред. А. Н. Крайнюковой. – Черногловка: Институт химической физики АН СССР, 1988. – 127 с.
149. Методическое руководство по биотестированию воды: РД 118-02-90 / Под ред. А. Н. Крайнюковой. – М.: 1991. – 48с.
150. Біотестування у природоохоронній практиці: Збірник методик/ Під ред. Крайнюкової А.М. – Київ, 1997. – 347 с.
151. Єдине міжвідомче керівництво по організації та здійсненню державного моніторингу вод. Затверджено наказом Міністерства екології та природних ресурсів України від 24.12.2001. – Київ, 2001. – № 485.
152. Лесников Л. А. Основные задачи, возможности и ограничения биотестирования / Л. А. Лесников// Теоретические вопросы биотестирования. – Волгоград.: изд-во «Волгоградская правда», 1983. – С. 3-12.
153. Строганов Н. С. Методика определения токсичности водной среды/ Н. С. Строганов // Методики биологических исследований по водной токсикологии. – М.: Наука, 1971. – С. 14-61.
154. Филенко О. Ф. Водная токсикология/ О. Ф. Филенко. – Черногловка: ОИХФ АН СССР, 1988. – 155 с.
155. Филенко О. Ф. Биотестирование: возможности и перспективы использования в контроле поверхностных вод / О. Ф. Филенко, О. П. Брагинский, А. Н. Крайнюкова // Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – С. 189-215.
156. Крайнюков О. М. Критерії оцінки чутливості організмів та ефективності методик біотестування для визначення токсичних властивостей води/ О. М. Крайнюков // Вісник ХНУ. Сер.: Екологія.– Харків : ХНУ імені В.Н. Каразіна, 2013. – № 1012. – С 64-69.
157. Якість води. Визначання гострої летальної токсичності на *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea): ДСТУ 4173:2003 (ISO 6341:1996, MOD).

158. Якість води. Визначання сублетальної та хронічної токсичності хімічних речовин та води на *Daphnia magna* Straus і *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea): ДСТУ 4174-2003 (ISO 1076:2000, MOD).

159. КНД 211.1.4.056-97. Методика визначення хронічної токсичності води на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Затв. наказом Мінприроди України від 21.05.97 № 68.

160. Mouthly Environment Report of Pine Falls Company Limited, Manitoba, Canada, May 1997. – 1997.

161. United States Environmental Protection Agency Region IV. Authorization to discharge under the National Pollutant Discharge Elimination System. Part IV: Whole Effluent Toxicity Testing Program. – Venice, 1995.

162. Патент на корисну модель №45811. Пристрій для біологічного тестування води/ О. М. Крайнюков, А. М. Крайнюкова; зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні моделі 25.11.2009. (11) 45811 (13) UA (51) МПК (2009) G01N 33/18.

163. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of establishing a framework for Community action in the field of water policy/ OJ L 327, 22.12.01. – 2001.

164. Крайнюкова А. М. Комплексна оцінка екологічного стану водних об'єктів (на прикладі басейну р. Сів. Донець) / А. М. Крайнюкова, О. О. Чистякова, О. М. Крайнюков// Вісн. Харк. нац. ун-ту імені В.Н. Каразіна, 2011. – № 944. – Вип. №6. – С. 61-73. – (Сер.: Екологія)

165. Крайнюков О. М. Геоекологічні основи нормування антропогенного забруднення поверхневих вод : автореф. дис .д-ра геогр. наук / О. М. Крайнюков. – Харків, 2014. – 44 с.

166. Впровадження результатів токсикологічного моніторингу в систему екологічного менеджменту басейну р. Дніпро. Звіт на проект № 91/12 для Міжнародного Центру Розвитку Наукових Досліджень, Канада. – УКРНДІЕП: Харків, 1999. – 16 с.

167. Результати екотоксикологічної оцінки стану транскордонних річок Львівської, Закарпатської і Волинської областей та джерел їх забруднення. Науково-технічний звіт про виконання роботи за програмою СВС ТАСІС Буг і Латориця/Уж. – Львів-Ужгород-Харків, 2000. – 37 с.

168. Порівняльна оцінка методів біотестування, затверджених в Україні та об'єднаних у батарею «Watertox», з метою створення набору біотестів, найбільш оптимальних для місцевих умов. Звіт на проект № 91/13 для Міжнародного Центру Розвитку Наукових Досліджень, Канада. – Київ, 2000. – 65 с.

169. Методика визначення рівнів токсичності поверхневих і стічних вод для контролю відповідності їх якості встановленим нормативним вимогам. Затв. наказом Мінекобезпеки України від 31.01.2000 № 27. – Київ: Мінекобезпеки України, 2000.

170. Патент України на корисну модель від 11.11.2013, № 85333 Спосіб визначення ступеня ураженості водної екосистеми / Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні моделі 11.11.13.

ДОДАТОК А

ПЕРЕЛІК ОРГАНІЧНИХ ТА НЕОРГАНІЧНИХ ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН
У СКЛАДІ СТІЧНИХ ВОД ВИРОБНИЦТВ РІЗНИХ ГАЛУЗЕЙ ЕКОНОМІКИ

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
4	Акрекс, метилетил-[2-(1- метилпропіл)-4,6- динітрофеніл]карбонат		0,2 орг.	+													
5	Акрилова кислота, проп-2-енова кислота	0,003 токс. 3	0,5 с.-т. 2		+		+			+		+					
6	Акрилонітрил, проп-2-еннітрил	0,01 с.-т. 3	2,0 с.-т. 2	+	+	+	+						+				
7	Акрицид, 2-(1-метилпропіл)-4,6- динітрофеніл-3-метил-бут-2- еноат		0,03 с.-т. 2	+													
8	Алкілбензолсульфонат натрія, сульфонол	0,03 токс. 3								+							
9	Алкілсульфат первинний (в технічному препараті до 16% натрій сульфату)	0,2 орг. 4								+							
10	Алкілсульфати натрію (суміш первинних алкілсульфатів натрію)	0,5 сан. 4								+							
11	Алкілсульфонат натрію (в технічному препараті до 15% натрій хлориду)	0,5 токс. 4								+						+	
12	Алкілсульфонат натрію на гасовій основі, натрієві солі алкілсульфокислот	0,5 токс. 4								+						+	

Продовження табл. А.1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
13	Алкілсульфонат натрію на синтині, натрієві солі алкілсульфокислот (паста)	1,0 токс. 4								+						+	
14	Аліл ціаністий, бут-3-енонітрил		0,1 с.-т. 2					+									
15	Аліловий спирт, проп-2-ен-1-ол		0,1 орг. 3		+	+			+				+				
16	Альдрин		0,002 орг. 3	+													
17	Альтакс, дибензтіазолдисульфід		відс. орг. 3			+											
18	5-Аміно-2-(4-амінофеніл)-бензімідазол	0,0001 токс. 1								+							
19	о-Амінофенол, 1-аміно-2-гідроксибензол		0,01 орг. 4			+	+	+					+				
20	п-Амінофенол, 4-аміно-2-гідроксибензол		0,05 орг. 4			+	+	+					+				
21	Анізол, метоксібензол		0,05 с.-т. 3	+			+	+			+						
22	Анілін, амінобензол, феніламін	0,0001 токс. 2	0,01 с.-т. 2		+	+	+			+			+				

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
23	Атразін, N2-Етил-N4-ізопропіл-6- хлор-1,3,5-триазин-2,4- діамін, N-(1-Метилетил-)-6-хлор- N –етил-1,3,5-триазин-2,4- діамін	0,005 токс. 3	0,5 заг. 3	+													
24	Ацетанілід, N-Фенілацетамід, N-ацетиланілін	0,004 токс. 3		+	+		+	+		+			+				
25	Ацетон, пропан-2-он, диметилкетон	0,05 токс. 3	2,2 заг. 3		+	+	+		+	+		+	+		+	+	
26	Ацетонціангідрин, 2-гідроксі-2- метилпропанонітрил		0,035 с.-т. 2		+			+									
27	Ацетофенон, метилфенілкетон, 1-фенілетанон	0,04 риб.- госп. 3	0,1 с.-т. 3					+		+	+						
28	Бензальдегід-2,4- дисульфат динатрія, бензальдегід-2,4- дисульфоїкислоти динатрієвая соль		0,5 заг. 4		+		+		+		+				+	+	
29	Бензол, бензен	0,5 токс. 4	0,001 с.-т. 1			+	+		+				+		+	+	
30	Бензолсульфамід, бензолсульфонової кислоти амід		6,0 с.-т. 3							+							

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
56	1,1-Диметил-3-(3,4-дихлорофеніл)сечовина, діурон	0,002 токс. 3	1,0 орг. 4	+													
57	Диметилсульфід, (метилсульфаніл)метан, (метилтіо)метан	відс. (0,0000 1) токс. 1										+					
58	2,4-Динітрометилбензол, 2,4-динітротолуол		0,5 с.-т. 2				+										
59	2,4-Динітро-6-метилфенол, 2,4-динітро-орто-крезол	0,002 токс. 3		+													
60	2,4-Динітро-1-хлоробензол, хлородинітробензол 2,4-Динітрофенол	0,1 токс. 3	0,25 орг. 4	+			+			+							
61	Дихлорбензол (суміш ізомерів)	0,001 токс. 2		+			+										
62	о- Дихлорбензол, 1,2- дихлорбензол		0,002 орг. 3	+			+										
63	о- Дихлорбензол, 1,3- дихлорбензол		0,02 орг. 4	+			+										
64	п- Дихлорбензол, 1,4- дихлорбензол		0,002 орг. 3	+			+										
65	Діетиламін, N-етилетанамін	0,01 с.-т. 3		+	+	+	+	+	+				+				

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
76	Ізопропіламін, 2-амінопропан		2 с.-т. 3	+													
77	Ізофталонітрил, бензол-1,3-дикарбонітрил		5 с.-т. 3							+							
78	Індотолуїдін, N-(4-аміно-3-метилфеніл)- 1,4-бензохінонімін		1 с.-т. 2				+										
79	Каптакс, 3Н-1,3-Бензотіазол-2-тіон, 2-меркаптобензотіазол бензотіазол-2-тіон	0,5 токс. 4	5 орг. 4			+	+										
80	Каптан, N-(Трихлорометилтіо) циклогекс-4-ен-1,2- дикарбоксимід	0,0006 токс. 2	2 орг. 4	+							+						
81	Кротононітрил, бут-3-енонітрил		0,1 с.-т. 2			+											
82	Ксилол, диметилбензол (суміш ізомерів)		0,05 орг. 3		+	+	+	+	+				+		+		
83	1,2-Диметилбензол, <i>орто</i> - ксилол, <i>орто</i> -ксилен	0,05 орг. 3			+	+	+	+	+				+		+		
84	1,4-Диметилбензол, <i>пара</i> -ксилол, <i>пара</i> -ксилен	0,005 с.-т. 3			+	+	+	+	+				+		+		

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
91	Масляний альдегід, бутаналь, бутальдегід	0,24 токс. 4			+			+		+							
92	Мезидин, 1-аміно-2,4,6- триметилбензол		0,01 с.-т. 2				+						+		+	+	
93	Метакриламід, 2-метилпроп-2-енамид		0,1 с.-т. 2		+												
94	Метакрилова кислота, 2-метилпроп-2-енова кислота	0,005 токс. 3	1 с.-т. 3		+	+	+										
95	Метиламін, метанамін, монометиламін	0,05 токс. 3	1 с.-т. 3					+								+	
96	Метилацетат, метилетаноат, метиловий естер оцтової кислоти	0,3 токс. 4	0,1 с.-т. 3		+		+										
97	Метилдисульфанілметан, диметилдисульфід, метилдисульфід	відс. (0,00001) токс. 1										+					
98	Метилмеркаптан, метантиол		0,0002 орг. 4													+	
99	Метилметакрилат, метил-2-метилпроп-2-еноат, метиловий естер метакрилової кислоти	0,001 токс. 3	0,01 с.-т. 2		+	+	+	+		+							
100	Метиловий спирт, метанол	0,1 сан. 4	3,0 с.-т. 2		+	+	+	+	+				+		+		

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
101	2-Метилфенол, <i>орто</i> -крезол, <i>орто</i> -гідрокситолуол	0,003 токс. 2			+		+		+	+	+			+			+
102	м-Крезол, 1-гідрокси-3-метилбензол		0,004 с.-т. 2		+		+		+	+	+			+			+
103	п-Крезол, 1-гідрокси-4-метилбензол		0,004 с.-т. 2		+		+		+	+	+			+			+
104	Мукохлорна кислота, (<i>Z</i>)-2,3-дихлор-4-оксобут-2- енова кислота		1,0 с.-т. 2	+													
105	Натрій диметилдитіокарбамат, диметилдитіокарбамат натрію	0,00005 токс. 1		+													
106	Нафта і нафтопродукти в розчиненому та емульгованому стані	0,05 риб.- госп. 3		+					+								
107	Нафталін, нафтален	0,004 токс. 3	0,01 орг. 4	+	+		+	+	+				+	+		+	
108	Нафтеніві кислоти		1,0 орг. 4			+			+	+							
109	β -Нафтол, нафт-2-ол		0,4 с.-т. 3	+		+	+			+	+		+				
110	α -Нафтол, 1-нафтол, нафтален-1-ол, α -гідроксинафталін, нафт- 1-ол	0,05 токс. 3	0,1 орг. 3	+		+	+			+	+		+				

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
121	ОП-7, поліетиленгліколеві етери моно- та діалкілфенолів	0,3 токс. 3			+	+	+		+						+	+	+
122	ОП-10, суміш моно- та діалкілфенолових етерів поліетиленгліколю	0,5 токс. 4			+	+	+		+						+	+	+
123	Пентаерітрил, 2,2-Біс(4- гідроксиметил)пропан-1,3- діол		0,1 с.-т. 2							+							
124	Пентанат, 2-(2,4,5- трихлорфеноксид)етил-2,2- дихлорпропіонат		2,5 с.-т. 3	+													
125	1-(Пентахлорфенил)етанон, пентахлорфенол, пентахлорфенолят натрія		0,02 орг. 3												+	+	
126	α-Піколін, 2-метилпірідін		0,05 с.-т. 2	+	+		+						+	+			
127	α-Піколіна гідрохлорид 2-метилпірідина гідрохлорид		0,05 с.-т. 2	+	+		+						+	+			
128	Пірагалол, 1,2,3-тригідроксибензол		0,1 орг. 3									+				+	
129	Пірамін- Турбо	0,02 токс. 4		+													
130	Піридин, азабензол	0,01 токс. 3	0,2 с.-т. 2	+			+	+					+	+		+	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
168	Хлороетен, монохлороетилен, вінілхлорид, хлорвініл	відс. (0,00000 8) токс. 1	0,005 с.-т. 1	+													
169	О-Хлорофенол, 2-хлорофенол, 2- гидроксихлоробензол	0,0001 токс. 1	0,001 орг. 4	+			+	+									
170	Циклогексан	0,01 токс. 3	0,1 с.-т. 2		+												
171	Циклогексанон	0,0005 токс. 3	0,2 с.-т. 2		+												
172	Циклогексаноноксим, N- циклогексиліденгідроксила мін	0,01 токс. 3	1,0 с.-т. 2		+												
173	Циклогексен		0,02 с.-т. 2		+												
174	Циклогексиловий спирт, циклогексанол	0,001 токс. 3	0,5 с.-т. 2		+			+									
1	Аміак, амоніак	0,05 токс. 4	1,5 орг. 4				+		+	+						+	+

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
2	Амоній перхлорат, амоній тетраоксохлорат (VI)	0,044 за речови- ною 0,038 у перера- хунку на ClO ₄ - токс. 3	5 с.-т. 2					+									
3	Арсен, миш'як	0,05 токс. 3	0,01 с.-т. 1				+			+			+			+	+
4	Берилій	0,0003 токс. 2	0,0002 с.-т. 1			+			+								
5	Бор		0,5 с.-т. 2										+			+	+
6	Бор (іонні форми за винятком боргідридів)	0,5 сан. 4											+			+	+
7	Бор аморфний	0,1 токс. 4											+			+	+
8	Бром, бромід-іон	1,35 сан. 4	0,2 с.-т. 2						+	+			+				
9	Вісмут		0,1 с.-т. 2										+				+
10	Кадмій	0,005 токс. 2	0,001 с.-т. 2	+	+		+			+						+	+

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
21	Талій		0,0001 с.-т.1				+			+							+
22	Телур	0,003 токс.3	0,01 с.-т. 2			+			+	+							
23	Уран		0,015 с.-т.1							+							
24	Фосфор елементарний	відс. (0,0000 1) сан. 1	0,0001 с.-т. 1				+			+			+		+		
25	Фтор, флуорид-іон, фторид-іон	0,05 (на додато к до фоново го вмісту флуори дів, але щоб сумарн ий вміст їх не переви щу-вав 0,75 мг/л) токс. 3	0,7 с.-т. 2				+			+						+	+

Продовження табл. А.1

26	Хлор вільний розчинений	відс. (0,0000 1) токс. 1	відс. заг. 3							+			+		+	+	+
27	Цинк	0,01 токс. 3	1 заг. 3							+			+		+	+	+

*ЛПШ – лімітуючий показник шкідливості:

«токс.» – токсикологічний; «сан.» – санітарний; «с.-т.» – санітарно-токсикологічний; «орг.» – органолептичний; «заг.» - загальносанітарний.

ТЕХНІЧНЕ ЗАВДАННЯ НА ВИКОНАННЯ НДР,
ВНУТРІШНЯ ТА ЗОВНІШНЯ РЕЦЕНЗІЇ НА ЗВІТ ПРО ВИКОНАННЯ НДР,
ВИТЯГ З ПРОТОКОЛУ ВЧЕНОЇ РАДИ УКРНДІЕП ВІД 05.12.2019 № 5



ЗАТВЕРДЖЕНО:
Директор УКРНДІЕП

[Signature] Гриценко А.В.

« 07 » 12 2018 р.

**ТЕХНІЧНЕ ЗАВДАННЯ
на виконання прикладної наукової роботи
за темою № 10**

1. Найменування прикладної наукової роботи

«Розроблення Методичних рекомендацій з оцінювання екологічних та економічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод відповідно до положень європейського законодавства».

2. Підстава виконання

Тематичний план прикладних наукових досліджень і науково-технічних (експериментальних) розробок за бюджетною програмою КПКВК 2401040 «Прикладні наукові та науково-технічні розробки, виконання робіт за державними цільовими програмами і державним замовленням у сфері природоохоронної діяльності, фінансова підтримка підготовки наукових кадрів» на 2019-2021.

Водний Кодекс України від 06.06.1995 № 213/95-ВР.

Закон України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року».

Положення європейського законодавства у галузі водної політики: Водна Рамкова Директива 2000/60/ЄС (стаття 16. Стратегія проти забруднення води, додаток V Стан поверхневих вод), Директива 2004/39/ЄС «Про екологічну відповідальність за попередження і ліквідацію наслідків завданої навколишньому середовищі шкоди», Директива 2008/105/ЄС (статті 1, 13).

3. Основні завдання

У сучасних умовах зростаючого антропогенного забруднення поверхневих водних об'єктів України важливого значення набувають дослідження екологічних та економічних наслідків його впливу на якість води та стан поверхневих вод.

Зазначена проблема досить ефективно вирішується в країнах ЄС в рамках реалізації положень Директив 2000/60/ЄС, 2004/39/ЄС та 2008/105/ЄС шляхом залучення біологічних та хіміко-аналітичних методів для оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод та використання сучасних методичних підходів при розрахунках економічних наслідків порушення водного законодавства.

Зокрема, нанесення шкоди водним об'єктам внаслідок їх забруднення розглядається як екологічний збиток, який включає покриття витрат не тільки за недотримання норм якості води, а також за порушення властивостей і характеру функціонування водних екосистем (зменшення біопродуктивності, зниження активності процесів самоочищення води тощо) на відміну від підходу, який використовується в Україні, коли збиток за порушення водного законодавства розраховується лише за наднормований скид у водні об'єкти забруднюючих речовин, що є санкціями, а не збитком.

Викладене вище обумовлює актуальність виконання досліджень, спрямованих на отримання інформації щодо сучасного екологічного стану поверхневих водних об'єктів.

Метою I етапу роботи є оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод відповідно до положень європейського законодавства у галузі водної політики.

Основними завданнями роботи у 2019 році були наступні.

- Характеристика екологічного стану поверхневих водних об'єктів, підлеглих хімічному забрудненню на території основних річкових басейнів України.
- Визначення ролі біотичної складової у збереженні структури та характеру функціонування водних екосистем як виду водокористування.
- Аналіз методик оцінки якості води та екологічного стану водних об'єктів з метою вибору найбільш ефективних для оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод.
- Проведення випробування методик біотестування з використанням в якості тест-об'єктів представників основних ланок трофічного ланцюга водної екосистеми
- Узагальнення результатів комплексної оцінки якості води та екологічного стану водних об'єктів, розташованих на території основних річкових басейнів України, на основі використання бази еколого-токсикологічної та хіміко-аналітичної інформації, отриманої впродовж багаторічного періоду.

4. Вихідні дані

Робота виконується вперше.

Положення Європейського законодавства у сфері водної політики (Водна Рамкова Директива 2000/60/ЄС, Директиви 2004/39/ЄС, Директива 2008/105/ЄС).

База даних еколого-токсикологічної та хіміко-аналітичної інформації на основі результатів багаторічних досліджень екологічного стану поверхневих водних об'єктів, розташованих на території основних річкових басейнів України, які підлягають впливу хімічного забруднення.

5. Основні результати

Здійснено аналіз проблеми антропогенного забруднення поверхневих вод екологічно небезпечними хімічними речовинами та їх небезпеки для біотичної складової водних екосистем.

Розглянуто значення біотичної складової у збереженні структури та характеру функціонування водних екосистем як виду водокористування.

На основі аналізу методик оцінки якості води та екологічного стану водних об'єктів здійснено вибір найбільш ефективних для оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод.


Проведено випробування методик біотестування з використанням в якості тест-об'єктів представників основних ланок трофічного ланцюга водної екосистеми .

Узагальнено результати комплексної оцінки якості води та екологічного стану поверхневих водних об'єктів, розташованих на території основних річкових басейнів України.

6. Етапи прикладної наукової роботи та терміни виконання

Виконання роботи планується в період 2019-2020 рр. Заключний звіт та проект «Методичних рекомендацій з оцінювання екологічних та економічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод» буде представлено у грудні 2020 р.

Науковий керівник,
зав. лабораторії біологічних досліджень
та біотестування, д-р. біол. наук, проф.

 А.М. Крайнюкова

Рецензія

**на звіт про виконання науково-дослідної роботи на тему:
«Розроблення проекту «Методичних рекомендацій з оцінювання
екологічних та економічних наслідків хімічного забруднення
поверхневих вод» відповідно до положень європейського законодавства»**

Повсюдне посилення антропогенного навантаження на поверхневі води зумовлює нагальну потребу в удосконаленні системи охорони водних ресурсів шляхом залучення ефективних методів оцінювання екологічних наслідків забруднення поверхневих вод екологічно небезпечними хімічними речовинами, які надходять до водних об'єктів при скиданні стічних вод різних галузей економіки та з інших джерел.

У представленому на рецензію звіті відображено результати, які було отримано при вирішенні завдань I етапу роботи, присвяченому оцінюванню екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод.

До найбільш важливих результатів досліджень слід віднести наступні.

Здійснено детальний аналіз сучасних методів оцінки якості води та екологічного стану поверхневих водних об'єктів за біологічними і хімічними показниками. Визначено найбільш ефективні методи за критеріями отримання достовірних результатів, можливості здійснення відповідних вимірювань складу і властивостей води не лише в дослідницьких, а також в контролюючих лабораторіях.

До конче важливих для розроблення алгоритму оцінювання екологічних наслідків забруднення поверхневих вод слід віднести результати, надані у розділі 2. «Функціонування водних екосистем, як вид водокористування», в якому відображено значення біотичної складової в збереженні структури та характеру функціонування водних екосистем та їх реагування на шкідливий вплив специфічних речовин токсичної дії.

З метою апроксимації зазначеного вище алгоритму до Положень європейського законодавства у сфері водної політики авторами використано рекомендації Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС, Директиви 2000/105/ЄС, матеріали Міжнародної організації економічного співробітництва і розвитку.

Значиме місце у роботі належать результатам комплексної оцінки якості води та екологічного стану поверхневих водних об'єктів, розташованих на території басейнів річок Дніпра, Сіверського Донця, Західного Бугу, Дунаю, Дністра та Південного Бугу. Для її здійснення було використано найбільш ефективні та розповсюджені у водоохоронній практиці методики, а саме методику оцінки забрудненості води з використанням коефіцієнта забрудненості, що характеризує перевищення норм якості води (ГДК) за хімічними показниками, та методику еколого-токсикологічної оцінки за показником ступеня ураженості водної екосистеми в залежності від рівня хронічної токсичності води.

Робота, що рецензується, виконана на високому науковому рівні. Представлені у звіті результати досліджень відносяться до надзвичайно важливих і необхідних для вирішення проблеми охорони вод від забруднення.

Науково-технічний звіт про виконання роботи рекомендується до схвалення Вченою Радою УКРНДІП.

Професор кафедри зоології
та екології тварин
біологічного факультету
Харківського національного
університету імені В.Н. Каразіна,
доктор біологічних наук



Д. А. Шабанов



МІНІСТЕРСТВО ЕНЕРГЕТИКИ ТА ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ УКРАЇНИ

**НАУКОВО-ДОСЛІДНА УСТАНОВА
«УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВО-ДОСЛІДНИЙ ІНСТИТУТ
ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ»
(УКРНДІЕП)**

ВИТЯГ ІЗ ПРОТОКОЛУ

05.12.2019 № 5

м. Харків

засідання вченої ради

Склад Вченої ради науково-дослідної установи «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» затверджено директором установи Гриценком А. В. від 30.01. 2019 р. у складі 27 осіб.

ПРИСУТНІ:

1. Голова Вченої ради – Гриценко Анатолій Володимирович – д-р геогр. наук, проф., директор
2. Заступник голови Вченої ради – Васенко Олександр Георгійович – канд. біол. наук, старш. наук. співроб., доц., перший заступник директора з наукової роботи, завідувач лабораторії досліджень екологічної стійкості об'єктів довкілля та природних територій особливої охорони
3. Заступник голови Вченої ради Дмитрієва Олена Олексіївна – д-р екон. наук, старш. наук. співроб., заступник директора з наукової роботи та маркетингу наукових досліджень, завідувач лабораторії екологічно безпечного природокористування, засобів і методів моніторингу довкілля
4. Секретар Вченої ради – Савченко Наталя Володимирівна – вчений секретар
5. Брук Володимир Вікторович – канд. техн. наук, в.о. завідувача лабораторії проблем формування та регулювання якості вод
6. Варламов Євгеній Миколайович – канд. техн. наук, старш. наук. співроб., завідувач сектору засобів і методів моніторингу навколишнього природного середовища лабораторії екологічно безпечного природокористування, засобів і методів моніторингу довкілля
7. Гутков Георгій Валентинович – завідувач сектору дослідження технологічних викидів забруднюючих речовин та еколого-енергетичного аудиту лабораторії охорони атмосферного повітря та систем управління відходами; голова первинної профспілкової організації
8. Жуковський Тимофій Федорович – канд. техн. наук, старш. наук. співроб., завідувач лабораторії охорони атмосферного повітря та систем управління відходами

9. Зінченко Ірина Василівна – завідувач лабораторії міських і виробничих стічних вод
10. Калініченко Олена Олексіївна – завідувач лабораторії еколого-аналітичних досліджень
11. Квасов Володимир Андрійович – канд. техн. наук, старш. наук. співроб., провідн. наук. співроб. сектору засобів і методів моніторингу навколишнього природного середовища лабораторії екологічно безпечного природокористування, засобів і методів моніторингу довкілля
12. Клімов Олександр Васильович – канд. геогр. наук, завідувач сектору досліджень територій особливої охорони лабораторії досліджень екологічної стійкості об'єктів довкілля та природних територій особливої охорони
13. Коваленко Григорій Дмитрович – д-р фіз.-мат. наук, проф., старший науковий співробітник лабораторії радіоекологічної безпеки та радіаційного моніторингу
14. Козловська Оксана Вікторівна – науковий співробітник лабораторії радіоекологічної безпеки та радіаційного моніторингу; голова Ради молодих вчених
15. Крайнюкова Алла Миколаївна – д-р біол. наук, проф., завідувач лабораторії біологічних досліджень та біотестування
16. Маркіна Надія Кузьмівна – завідувач лабораторії екологічної гідрогеології та оцінювання екологічного стану територій
17. Палагута Оксана Анатоліївна – канд. техн. наук, старший науковий співробітник сектору засобів і методів моніторингу навколишнього природного середовища лабораторії екологічно безпечного природокористування, засобів і методів моніторингу довкілля; член Ради молодих вчених
18. Пісня Леонід Андрійович – канд. техн. наук, провідн. наук. співроб. лабораторії оцінки впливу на навколишнє середовище та екологічної експертизи
19. Саввова Оксана Вікторівна – д-р. техн. наук, доц., старший науковий співробітник лабораторії радіоекологічної безпеки та радіаційного моніторингу
20. Свердлов Борис Соломонович – старший науковий співробітник лабораторії оцінки впливу на навколишнє середовище та екологічної експертизи
21. Ткачова Олена Володимирівна – завідувач сектору розробки систем управління відходами лабораторії охорони атмосферного повітря та систем управління відходами
22. Уберман Володимир Ілліч – канд. техн. наук, провідн. наук. співроб. лабораторії проблем формування та регулювання якості вод
23. Хабарова Ганна Володимирівна – канд. техн. наук, старшого наукового співробітника лабораторії радіоекологічної безпеки та радіаційного моніторингу, член Ради молодих вчених
24. Цапко Наталія Сергіївна – канд. техн. наук, начальник відділу міжнародного співробітництва та науково-технічної інформації; вчений секретар спеціалізованої вченої ради К 64.812.01
25. Шевченко Людмила Петрівна – завідувач сектору оцінювання екологічного стану територій лабораторії екологічної гідрогеології та оцінювання екологічного стану територій
26. Юрченко Анатолій Іванович – завідувач лабораторії природоохоронних заходів в агропромисловому та паливно-енергетичному комплексах

ЗАПРОШЕНІ:

Пшенічнова О.Л. – старший науковий співробітник, канд. техн. наук, УКРНДІЕП;

Карцев В.Г. – науковий співробітник, УКРНДІЕП;

Торчій В.М. – провідний інженер, УКРНДІЕП;

Шостенко О.Ю. – науковий співробітник, УКРНДІЕП;

Овчарова І. В. – старший науковий співробітник, канд. техн. наук, УКРНДІЕП;

Свиридов Ю. В. – аспірант, УКРНДІЕП.

ПОРЯДОК ДЕННИЙ

5. Про розгляд звіту про науково-дослідну роботу № 10 «Розроблення «Методичних рекомендацій з оцінювання екологічних та економічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод» відповідно до Положень європейського законодавства» (проміжний звіт) на замовлення Мінприроди України.

Науковий керівник: Крайнюкова Алла Миколаївна

Доповідач: Крайнюкова Алла Миколаївна

Рецензент внутрішній: Шевченко Людмила Петрівна

Рецензент зовнішній: Шабанов Дмитро Андрійович, професор кафедри зоології та екології тварин біологічного факультету Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна, д-р біол. наук.

5. СЛУХАЛИ:

Крайнюкова А. М. – виступила з доповіддю про розгляд науково-дослідної роботи № 10 «Розроблення «Методичних рекомендацій з оцінювання екологічних та економічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод» відповідно до Положень європейського законодавства» (проміжний звіт) на замовлення Мінприроди України У своїй доповіді він розповів, що актуальність роботи полягає у тому, що у сучасних умовах зростаючого антропогенного забруднення поверхневих водних об'єктів України важливого значення та актуальності набувають дослідження екологічних та економічних наслідків його впливу на якість води та стан поверхневих вод.

Зазначена проблема досить ефективно вирішується в країнах ЄС в рамках реалізації положень Директив 2000/60/ЄС, 2004/39/ЄС та 2008/105/ЄС шляхом залучення хіміко-аналітичних та біологічних методів для оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод та використання сучасних методичних підходів при розрахунках економічних наслідків порушення водного законодавства.

Зокрема, нанесення шкоди водним об'єктам внаслідок їх забруднення розглядається як екологічний збиток, який включає покриття витрат не тільки за недотримання норм якості води, а також за порушення властивостей і характеру функціонування водних екосистем (зменшення біопродуктивності, зниження активності процесів самоочищення води тощо) на відміну від підходу, який використовується в Україні, коли збиток за порушення водного законодавства розраховується лише за наднормований скид у водні об'єкти забруднюючих речовин, що є санкціями, а не збитком.

Основні завдання роботи:

- Характеристика екологічного стану поверхневих водних об'єктів, підлеглих хімічному забрудненню на території основних річкових басейнів України.
- Аналіз методик оцінки якості води та екологічного стану водних об'єктів з метою вибору найбільш ефективних для оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод.

- Визначення ролі біотичної складової у збереженні структури та характеру функціонування водних екосистем як виду водокористування.
- Узагальнення результатів комплексної оцінки якості води та екологічного стану водних об'єктів, розташованих на території основних річкових басейнів України.

Основні результати виконаної роботи:

У даному звіті представлено результати досліджень, виконаних за I етапом роботи відповідно до Технічного завдання.

Аналіз екологічного стану поверхневих вод України показав, що більшість поверхневих водних об'єктів знаходиться в критичному стані внаслідок забруднення екологічно небезпечними хімічними речовинами, які надходять до водних об'єктів зі стічними водами різних галузей економіки.

З метою визначення хімічних речовин, які становлять загрозу для водного середовища, підготовлено Перелік органічних (167) та неорганічних (27) хімічних речовин, які входять до складу стічних вод різних виробництв, наведено значення їхніх ГДК для води водних об'єктів рибогосподарського та господарсько-питного і культурно-побутового водокористування.

Розглянуто вплив хімічних речовин токсичної дії (важких металів, пестицидів, СПАР, нафтопродуктів, фенолів тощо) на життєдіяльність водних організмів та функціонування водних екосистем.

Функціонування водних екосистем рекомендаціями Європейської економічної комісії ООН визначено в якості одного із видів водокористування поряд з традиційними. Це передбачає необхідність створення умов для підтримання їх нормального функціонування, біотична складова яких відіграє особливу роль у збереженні структури водних екосистем, що пов'язано зі здатністю біоти адаптуватися до змінених умов середовища існування таким чином, щоб компенсувати можливі негативні впливи.

Для оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод аналіз методик проводився з урахуванням визначення понять, наведених у ВРД 2000/60/ЄС: «добрий хімічний стан поверхневої води» – це хімічний стан поверхневого водного об'єкта, у якому концентрації хімічних речовин не перевищують стандартів якості; «добрий екологічний стан» – це стан поверхневого водного об'єкта, коли існують невеликі зміни в складі таксонів основних ланок трофічного ланцюга водної екосистеми.

Таким чином, очевидно, що оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод необхідно здійснювати на основі принципу комплексності, який є обов'язковим в системі моніторингу вод в європейських країнах і передбачає одночасне використання хімічних та біологічних показників якості, тобто складу і властивостей води.

Вибір хімічних показників для оцінювання якості води та екологічного стану поверхневих вод здійснювався з урахуванням Переліку, наведеного у Постанові КМУ № 758 від 19 вересня 2018 р., та біологічних показників – відповідно до п.1.2.1 додатку V Стан поверхневих вод ВРД 2000/60/ЄС.

Виходячи з цього для оцінювання якості води та екологічного стану поверхневих вод рекомендується застосовувати методику розрахунку коефіцієнта забрудненості води, який характеризує кратність перевищення нормативів у долях ГДК або стандартів якості води

відповідних хімічних речовин, наведених в зазначеній Постанові КМУ та представлених в Директиві 2008/105/ЄС.

Для оцінки якості води та екологічного стану поверхневих вод за біологічними показниками рекомендується застосовувати методи біоіндикації та біотестування. Перелік методів біоіндикації повинен відповідати показникам, наведеним у класифікації екологічного стану поверхневих вод відповідно до ВРД 2000/60/ЄС, та включати наступні біологічні елементи якості: фітопланктон, макрофіти, фітобентос, фауна донних безхребетних, рибна іхтіофауна.

Для оцінки впливу сумісної дії наявних у воді хімічних речовин з урахуванням різних проявів їхньої взаємодії (синергізм, адитивність, антагонізм) рекомендується використання коефіцієнта ураженості водної екосистеми, який відображає ступінь порушення характеру функціонування водної екосистеми і розраховується в залежності від рівнів хронічної токсичності води, визначеної за результатами біотестування з використанням «базового набору таксонів»: водоростей, ракоподібних та риб (пункт 1.2.6 додатку V ВРД 2000/60/ЄС).

Рекомендований алгоритм оцінювання екологічних наслідків хімічного забруднення поверхневих вод підтверджується отриманими лабораторією в межах виконання держбюджетних тем та міжнародних програм результатами комплексної оцінки якості води водних об'єктів розташованих на території різних річкових басейнів України (Дніпра, Сіверського Донця, Західного Бугу, Дунаю, Дністра та Південного Бугу).

Висновки:

1. Україна відноситься до найменш забезпечених водою країн у Європі. У той же час антропогенне навантаження на поверхневі води перевищує їх здатність до самовідновлення, внаслідок чого більшість водних об'єктів основних річкових басейнів України знаходиться у критичному екологічному стані.
2. Найбільш екологічно-небезпечним джерелом антропогенного навантаження на поверхневі води є хімічне забруднення водних об'єктів шляхом надходження до них стічних вод виробництв різних видів економічної діяльності: хімічного, металургійного, нафтопереробного, машинобудівного, паперового, видобування корисних копалин тощо.
3. Забруднення поверхневих вод екологічно-небезпечними хімічними речовинами призводить до глибоких змін у структурно-функціональній організації водних екосистем внаслідок того, що середовище існування водних організмів набуває токсичних властивостей.
4. Незалежно від природи хімічних речовин токсичної дії реакція біотичної складової водної екосистеми на їх наявність у воді розвивається в таких основних напрямках: коливання основних показників біотичної складової водної екосистеми навколо деяких середніх величин без істотних порушень її структури; перебудова водної екосистеми, що виражається у зміні її структури та характеру функціонування; повна структурно-функціональна дезорганізація водної екосистеми, руйнування основних ланок трофічного ланцюга, зменшення первинної продукції, зниження біопродуктивності, припинення самоочисних процесів, різке погіршення якості води.
5. Запропонований алгоритм оцінювання екологічного стану поверхневих вод заснований на використанні принципу комплексності, який дотримується при здійсненні системи моніторингу вод в європейських країнах і передбачає обов'язкове визначення хімічних і біологічних показників якості води. На основі детального аналізу сучасних методів оцінки

