

Міністерство освіти і науки України
Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна
Навчально-науковий інститут екології
Кафедра екологічної безпеки та екологічної освіти

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

бакалавра

на тему

ЕКОЛОГОТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ Р. ЛЕННЕ (М. ОБЕРНКІРХЕН, НІМЕЧЧИНА)

Виконала: студентка 4 курсу, групи ДЕ-42
спеціальності : 101 «Екологія»

(шифр і назва напрямку підготовки, спеціальності)

Пі автора _____ /Марія ЧЕРНИШОВА

(підпис)

(ім'я та прізвище)

Керівник _____ /проф. Олексій КРАЙНЮКОВ

(підпис)

(ім'я та прізвище)

Рецензент _____ /Михайло ЛУКАШ

(підпис)

(ім'я та прізвище)

«До захисту допущено»

Завідувач кафедри _____ /проф. Алла НЕКОС

(підпис)

(ім'я та прізвище)

Нормоконтроль _____ /Вікторія КОШЕЛЬКОВСЬКА

(підпис)

(ім'я та прізвище)

Секретар ЕК _____ /доц. Світлана БУРЧЕНКО

(підпис)

(ім'я та прізвище)

Харків–2025 рік

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ імені В.Н. КАРАЗІНА

Навчально-науковий інститут екології
Кафедра екологічної безпеки та екологічної освіти
Рівень вищої освіти (освітньо-кваліфікаційний рівень) бакалавр
Спеціальність 101 Екологія

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри

_____ /проф. Алла НЕКОС

підпис

ім'я та прізвище

20 травня 2024 року

ЗАВДАННЯ

НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ (ПРОЕКТ)

Марії Чернишовій

(ім'я та прізвище)

1. Тема роботи Еколого токсикологічна оцінка якості води р. Ленне
(м. Обернкірхен, Німеччина)

Керівник роботи Олексій КРАЙНЮКОВ, д-р геогр.наук, професор

(ім'я, прізвище, науковий ступінь, вчене звання)

Затверджені наказом по університету від 16.04.2025 р. № 4301-5/967

2. Строк подання студентом роботи 01.05.2025 р.

3. Перелік питань, які потрібно розробити:

1. Провести аналіз сучасних літературних джерел, наукових публікацій та нормативних документів щодо проблеми токсичного забруднення водних об'єктів у контексті міжнародного досвіду;

2. Опрацювати методику біотестування з використанням *Ceriodaphnia affinis* для оцінки хронічної токсичності водного середовища згідно з вимогами європейських стандартів;

3. Узагальнити результати біотестування проб води, відібраних із різних ділянок річки Ленне в межах м. Обернкірхен, у різні пори року;

4. Проаналізувати сезонну динаміку рівнів токсичності води р. Ленне, визначити потенційні джерела забруднення та оцінити екологічну стійкість водної екосистеми.

4. План роботи

№ з/п	Назви етапів роботи
1	Загальні питання щодо забруднення водних екосистем специфічними хімічними речовинами
2	Принципи застосування екотоксикологічних тестів для оцінки забрудненого водного середовища
3	Еколого-токсикологічна оцінка якості води річки Ленне у межах міста Обернкірхен

5. Дата видачі завдання 20 травня 2024 р.

Студент

підпис

Марія ЧЕРНИШОВА

ім'я і прізвище

Керівник роботи

_____ проф. Олексій КРАЙНЮКОВ

підпис

посада, ім'я і прізвище

АНОТАЦІЯ

ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ Р. ЛЕННЕ (М. ОБЕРНКІРХЕН, НІМЕЧЧИНА)

Кваліфікаційна робота «Еколого-токсикологічна оцінка якості води р. Ленне (м. Обернкірхен, Німеччина)» містить 41 сторінку, 3 розділи, 2 таблиці, 5 рисунків, 5 формули та 23 використаних джерел.

Мета роботи: провести еколого-токсикологічну оцінку якості води річки Ленне в межах міста Обернкірхен та класифікувати її за рівнями хронічної токсичності.

Актуальність дослідження зумовлена необхідністю виявлення екологічного ризику, пов'язаного з впливом урбанізації, транспортної інфраструктури та сільськогосподарського навантаження на якість поверхневих вод. Річка Ленне, як притока Везеру, зазнає складного антропогенного тиску.

Завдання дослідження включали проведення експериментального визначення хронічної токсичності води, порівняння сезонної динаміки токсичних ефектів, визначення просторових відмінностей у межах міської акваторії.

Методи. Визначення хронічної токсичності води здійснювалося у лабораторних умовах за допомогою методики біотестування на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg з урахуванням стандартних критеріїв валідності та статистичної обробки результатів.

Результати. У ході досліджень, проведених протягом 2024–2025 років, встановлено, що вода річки Ленне у межах міста Обернкірхен характеризується переважно високим класом якості (I–II). У весняний період зафіксовано локальне зниження якості до III класу, що пов'язується із сезонним зливом з сільськогосподарських угідь та посиленням біогенного навантаження.

Ключові слова: хронічна токсичність, *Ceriodaphnia affinis*, річка Ленне, екологічний моніторинг, сезонна динаміка, поверхнєве водопостачання, Обернкірхен.

ABSTRACT

ECO-TOXICOLOGICAL ASSESSMENT OF WATER QUALITY IN THE LENNE RIVER IN THE CITY OF OBERNKIRCHEN (GERMANY)

The qualification thesis "*Eco-toxicological assessment of water quality in the Lenne River in the city of Obernkirchen (Germany)*" comprises 41 pages, 3 chapters, 2 tables, 5 figures, 5 formula, and 23 cited references.

Purpose: to carry out an eco-toxicological assessment of the water quality in the Lenne River within the boundaries of Obernkirchen and to classify it according to levels of chronic toxicity.

Relevance: The study addresses the urgent need to identify environmental risks associated with urbanization, transport infrastructure, and agricultural runoff affecting the quality of surface waters. The Lenne River, a tributary of the Weser, is subject to significant anthropogenic pressure.

Objectives included experimental determination of chronic water toxicity, analysis of seasonal dynamics of toxic effects, and identification of spatial variations within the urban watercourse.

Methods: Chronic toxicity testing was performed under laboratory conditions using *Ceriodaphnia affinis* Lilljebor according to standardized bioassay protocols with validation criteria and statistical analysis of the results.

Results: Monitoring conducted during 2024–2025 revealed that water quality in the Lenne River within Obernkirchen is generally high (classes I–II). A localized decline to class III was observed in spring, likely due to agricultural runoff and increased biogenic load.

Keywords: chronic toxicity, *Ceriodaphnia affinis*, Lenne River, ecological monitoring, seasonal dynamics, surface water quality, Obernkirchen.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	7
РОЗДІЛ 1. ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ТА ЇХ ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ.....	9
РОЗДІЛ 2. БІОТЕСТУВАННЯ ЯК ІНСТРУМЕНТ ЕКОЛОГО- ТОКСИКОЛОГІЧНОГО АНАЛІЗУ.....	15
2.1. Міжнародна практика застосування біотестування у водній токсикології.....	15
2.2. Методика визначення хронічної токсичності води на <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg.....	19
2.3 Статистична обробка результатів та критерії інтерпретації.....	24
РОЗДІЛ 3. ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ ЛЕННЕ У МЕЖАХ МІСТА ОБЕРНКІРХЕН.....	28
3.1. Гідрографічна характеристика річки Ленне.....	28
3.2. Результати біотестування проб води з річки Ленне.....	30
ВИСНОВКИ.....	36
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	38

ВСТУП

У сучасних умовах інтенсивного розвитку промисловості, транспорту та сільського господарства проблема збереження чистоти водних ресурсів набуває особливої актуальності. Водні об'єкти постійно зазнають впливу численних антропогенних забруднень — важких металів, синтетичних органічних сполук, фармацевтичних залишків та інших речовин, що потрапляють у річкові системи зі стічними водами, атмосферними опадами або шляхом поверхневого змиву. Часто навіть не значні концентрації цих речовин можуть чинити серйозний вплив на водну біоту, включаючи зниження життєздатності, пригнічення репродукції та зміни трофічних взаємозв'язків у екосистемах.

Одним із особливо вразливих елементів водних екосистем є фітопланктон, що забезпечує первинну продуктивність водойм і виступає першим трофічним рівнем для багатьох організмів. Хімічне забруднення може призводити до його масового відмирання або біомагніфікації токсичних сполук, що згодом накопичуються у вищих ланках харчового ланцюга, включаючи рибу та інші водні організми. У таких умовах ракоподібні, зокрема *Ceriodaphnia affinis*, виступають чутливими індикаторами якості водного середовища. Їхня репродуктивна та життєва активність швидко реагує на зміни токсичного навантаження, що робить їх важливим біологічним інструментом у моніторингу стану водних систем.

З огляду на це, визначення хронічної токсичності за допомогою біотестування на *Ceriodaphnia affinis* є важливим компонентом еколого-токсикологічної оцінки водних об'єктів. Такий підхід дозволяє не тільки фіксувати факт наявності забруднення, а й оцінити його реальний біологічний вплив на водні організми, що має вирішальне значення для забезпечення стійкості екосистем і охорони водних ресурсів.

У цьому контексті об'єктом наших досліджень стала річка Ленне у межах міста Обернкірхен, що є притокою Везеру і виконує важливу екологічну та

регіональну функцію в Нижній Саксонії. Вивчення екологічного стану цієї ділянки річки має велике значення для розуміння рівня антропогенного навантаження, виявлення потенційних екологічних ризиків і розробки заходів щодо охорони водних ресурсів.

РОЗДІЛ 1.

ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ТА ЇХ ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ

У продовж останніх десятиліть проблема забруднення водних об'єктів набула глобального значення, ставши одним із ключових факторів, що визначає не лише екологічну безпеку регіонів, а й якість життя населення. Вода, як життєво необхідний природний ресурс, одночасно виступає об'єктом споживання, середовищем існування біоти та основним компонентом гідросфери, від стану якого залежить функціонування екосистем різного рівня складності. Однак інтенсивне антропогенне навантаження, урбанізація, промисловий розвиток та нераціональне природокористування призвели до суттєвого зниження якості водних ресурсів, особливо у межах великих міст і густонаселених територій.

Сьогодні фахівці з охорони навколишнього середовища все частіше вказують на зростаючий рівень надходження до водойм специфічних хімічних речовин, зокрема важких металів, органічних сполук, пестицидів, поверхнево-активних речовин, а також фармацевтичних залишків, що виявляються навіть у незначних концентраціях, але мають кумулятивний або хронічно токсичний вплив на водну біоту [8]. У зв'язку з цим виникає необхідність комплексного розгляду природи, джерел, механізмів поширення таких забруднень, а також їхнього прямого й опосередкованого впливу на біоценози.

Особливої уваги заслуговують міські річки, які, перебуваючи в межах техногенно змінених ландшафтів, стають основними об'єктами приймання зливових, господарсько-побутових, а подекуди й несанкціонованих промислових стоків [17]. При цьому, навіть за наявності формального очищення, багато речовин не вилучаються на стадії механічної чи навіть біологічної фільтрації, залишаючись у воді та поступово впливаючи на гідробіонтів. Як наслідок — порушення життєвих

циклів, репродуктивної функції, змін поведінкових реакцій організмів, і в перспективі — зміна структури біоценозів.

У сучасній науці дедалі більше уваги приділяється не лише визначенню концентрацій забруднювальних речовин, а й їхній біологічній дії, тобто токсикологічним ефектам, які не завжди прямо корелюють із кількісним складом води [15]. Саме тому зростає інтерес до еколого-токсикологічного підходу до аналізу якості води, в основі якого лежить оцінка реакції біоіндикаторних організмів на дію комплексу забруднень [2]. Цей підхід дозволяє враховувати як синергетичні ефекти, так і можливі латентні прояви токсичності, що не виявляються стандартними фізико-хімічними методами.

Розуміння природи хімічного забруднення водних екосистем потребує розгляду широкого кола факторів: від типів джерел надходження до особливостей їхнього розподілу в гідросфері, трансформації речовин у водному середовищі, взаємодії з біотою та накопичення у трофічних ланцюгах. Таким чином, проблема забруднення водних об'єктів є багатогранною, міждисциплінарною і потребує аналізу як у контексті екології, так і гідрології, хімії довкілля, токсикології та біоіндикації.

Сучасний стан водних об'єктів дедалі частіше оцінюється як критичний через наявність у водному середовищі широкого спектра антропогенно обумовлених забруднювальних речовин, багато з яких не тільки змінюють фізико-хімічні властивості води, а й проявляють токсичну дію на всі рівні організації водної біоти [18]. Особливу небезпеку становлять важкі метали, такі як кадмій, свинець, ртуть, мідь, хром, які надходять до води внаслідок викидів промислових підприємств, змивів із міських територій, транспорту та атмосферних опадів. Вони здатні накопичуватись у донних відкладах, звідки поступово переходять назад у товщу води, особливо за умов зміни набору едокс-потенціалу, та включатися в біологічні ланцюги.

Окрім металів, у водоймах дедалі частіше фіксують залишки поверхнево-активних речовин (ПАР), що є компонентами мийних засобів, шампунів, технічних емульсій [8]. ПАР, зокрема лауретсульфати, алкілбензолсульфонати, знижують поверхневий натяг води, руйнують клітинні мембрани, спричинюють зміни у складі фітопланктону та ведуть до масової загибелі личинок водних організмів. Їхній вплив посилюється в умовах теплої пори року, коли метаболізм організмів активізується і вразливість до хімічного впливу зростає.

Для комплексного аналізу хімічного забруднення водних екосистем доцільно не лише розглядати окремі приклади токсикантів, а й узагальнювати їх за типом, джерелом походження, характером впливу та екологічними наслідками. Такий підхід дозволяє створити цілісне уявлення про системну природу проблеми, виявити найбільш небезпечні групи речовин, а також спрогнозувати потенційні ризики для водної біоти. Зважаючи на значну кількість хімічних сполук, які можуть потрапляти у водойми різного походження — від міських зливових вод до промислових і сільськогосподарських стоків — особливого значення набуває їх класифікація за впливом на організми різних трофічних рівнів.

Крім того, важливо розуміти, що в реальних умовах у водному середовищі одночасно присутні кілька типів забруднювачів, які можуть взаємодіяти між собою, формуючи комбіновану або синергетичну токсичність.

Це зумовлює необхідність не лише фіксації хімічного складу, а й вивчення токсикологічного профілю середовища, зокрема шляхом використання біоіндикаційних методів. Однак перед тим, як перейти до опису конкретних методик, слід зупинитися на основних типах забруднення, що найчастіше фіксуються у водних екосистемах.

У таблиці 1.1 наведено узагальнену характеристику найбільш поширених типів хімічного забруднення водних об'єктів із зазначенням їх джерел походження, механізмів токсичної дії та типових екологічних наслідків.

Таблиця 1.1

**Характеристика основних типів хімічного забруднення водних об'єктів
та їх екологічні наслідки**

№	Тип забруднювача	Основні джерела	Механізм токсичної дії	Біологічні наслідки
1	Важкі метали (Pb, Cd, Hg)	Промислові стоки, автотранспорт, атмосфера	Блокування ферментних систем, нейротоксичність	Накопичення в тканинах, зниження виживаності
2	Поверхнево-активні речовини	Мийні засоби, каналізаційні стоки	Руйнування клітинних мембран, зміна рН	Масова загибель планктону, порушення осмосу
3	Пестициди (атразин, гліфосат)	Сільське господарство, дощовий злив	Порушення гормонального балансу, генотоксичність	Гальмування розвитку личинок, стерильність
4	Фармацевтичні речовини	Стічні води, лікарні, побутові стоки	Ендокринна дизрупція, імуносупресія	Фемінізація риб, зниження репродуктивної здатності
5	Азотні та фосфатні сполуки	Добрива, стоки з очисних споруд	Стимуляція росту водоростей, евтрофікація	Гіпоксія, цвітіння води, загибель риб

Джерело: узагальнено за [1;5;7; 18.].

Окрему категорію сучасних забруднювачів становлять фармацевтичні речовини — залишки антибіотиків, гормональних препаратів, анальгетиків, які потрапляють у водне середовище після проходження каналізаційної системи, оскільки не затримуються стандартними очисними спорудами. Препарати на основі естрадіолу, ципрофлоксацину, парацетамолу зафіксовано у воді багатьох європейських річок, де їх присутність асоціюється з порушенням ендокринної системи у риб, фемінізацією самців, зниженням чисельності популяцій [7]. У

випадку постійного впливу низьких концентрацій таких сполук ефект проявляється поступово, але має значний екологічний резонанс, особливо в невеликих водотоках, де саморегенераційний потенціал обмежений.

Ще однією проблемною групою є пестициди, які змиваються з полів під час дощів або танення снігу. Серед них найбільш поширені атразин, гліфосат, 2,4-Д, які застосовуються в сільському господарстві [1]. Навіть у концентраціях, що вважаються допустимими для питної води, ці речовини здатні пригнічувати фотосинтетичну активність водоростей, викликати мутагенні ефекти у безхребетних, гальмувати розвиток ембріонів у земноводних. Особливо небезпечно, що пестициди, які потрапили до водойм, можуть утворювати токсичні похідні, взаємодіючи між собою чи з іншими сполуками — і ці похідні в більшості випадків навіть не піддаються регулярному моніторингу [8].

Не менш важливим фактором є зниження розчиненого кисню у воді, спричинене евтрофікацією або надходженням органіки. Унаслідок зростання вмісту азоту й фосфору, що надходять із добрив, каналізаційних скидів, відбувається активне розмноження ціанобактерій, що вивільняють токсини, порушують екологічну рівновагу, змінюють видовий склад планктону. При гіпоксичних умовах гине не лише іктіофауна, а й відбувається мобілізація токсичних металів із донних відкладів, що лише поглиблює кризу [18].

Біологічні ефекти цих впливів складно оцінити лише за допомогою фізико-хімічного аналізу. Часто концентрації речовин залишаються нижчими за гранично допустимі, проте їх комбінації, тривалість впливу та здатність до кумуляції створюють умови, в яких водна екосистема функціонує на межі своїх можливостей [10]. Такі явища, як порушення репродуктивної функції у ракоподібних, зниження кількості кладок, зміни у поведінці риб, трансформації в структурі угруповань, стали типовими для водойм, які раніше вважалися умовно чистими.

Отже, оцінка стану водного середовища повинна враховувати не лише присутність або відсутність конкретного хімікату, а й реальні наслідки його

присутності у конкретній екосистемі. Саме тому на перший план виходять еколого-токсикологічні методи оцінки, що дозволяють виявляти реакцію біоти на сукупну дію забруднювачів, а не тільки на окремі речовини. Цей підхід забезпечує глибше розуміння динаміки змін у водному середовищі, враховує екосистемну чутливість і дозволяє своєчасно виявляти небезпечні тенденції, які ще не відображені у формальних показниках якості води.

РОЗДІЛ 2.

БІОТЕСТУВАННЯ ЯК ІНСТРУМЕНТ ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНОГО АНАЛІЗУ

2.1. Міжнародна практика застосування біотестування у водній токсикології

Упродовж останніх десятиліть у наукових та прикладних екологічних дослідженнях спостерігається чіткий зсув акцентів від суто хімічного аналізу до комплексного біологічного оцінювання якості водного середовища. Причиною цього стала потреба більш глибокого й точного розуміння впливу забруднюючих речовин не лише як хімічних сполук, а як факторів, що безпосередньо змінюють життєдіяльність організмів, викликають порушення на клітинному, фізіологічному та поведінковому рівнях. У цьому контексті біотестування — тобто використання біологічних об'єктів як індикаторів токсичності водного середовища — на сьогодні розглядається як один із найефективніших методів екотоксикологічного моніторингу.

На міжнародному рівні біотестування є обов'язковим елементом державного та міждержавного екологічного контролю. Наприклад, у країнах Європейського Союзу методи біологічної оцінки якості води регламентуються низкою директив, серед яких ключову роль відіграє Water Framework Directive 2000/60/EC, що вимагає інтегрального підходу до оцінки екологічного статусу водотоків. Згідно з цим документом, крім класичних фізико-хімічних параметрів (вміст азоту, фосфору, рН тощо), обов'язково враховуються біологічні індикатори — зоопланктон, макрозообентос, фітопланктон, риба, а також реакції тест-організмів на зразки води [10].

Відомо, що в Німеччині, Франції, Чехії та Швеції біотести на дафніях, острокотилусах, водоростях *Pseudo kirchneriella subcapitata* чи бактерії *Vibrio fischeri* є обов'язковими при оцінці промислових скидів [15].

У США практика біотестування має довгу історію й офіційно закріплена на рівні Агентства з охорони навколишнього середовища (U.S. EPA). Одним із основних документів є Whole Effluent Toxicity Testing (WET) — система біотестів, яка використовується для визначення комплексного токсикологічного впливу стічних вод. У ній широко застосовуються тест-організми з різних трофічних рівнів: водорості, ракоподібні, риби [19]. Наприклад, для хронічного тестування в США використовують дафній *Ceriodaphnia dubia*, які за морфологічними та поведінковими параметрами близькі до *Ceriodaphnia affinis*, що використовується в Європі.

Міжнародні організації, зокрема ОЕСР (Організація економічного співробітництва та розвитку), розробили цілу низку протоколів і рекомендацій для проведення біотестів. Наприклад, OECD Test Guideline 211 регламентує тестування на хронічну токсичність з використанням дафній, з урахуванням таких параметрів, як виживаність, плодючість, кількість кладок і час до першого помету. Ці протоколи стали основою для створення єдиної системи оцінки хронічної токсичності в багатьох країнах, де контроль якості води має стратегічне значення [10].

Паралельно з нормативними рамками, у міжнародній науковій спільноті сформувалася ціла школа досліджень, яка доводить високу чутливість біологічних методів до забруднень, що не завжди виявляються за допомогою приладів. Наприклад, у дослідженні 2021 року, проведеному в басейні Рейну, встановлено, що реакція дафній на зразки води з формально «допустимими» концентраціями фармацевтичних речовин виявила статистично значуще зниження виживаності та плодючості вже на третій день експозиції [7]. Це свідчить про те, що сукупна дія мікрозабруднень має набагато серйозніші наслідки, ніж це здається при хімічному аналізі поодиноких речовин.

Варто зазначити, що біотестування широко використовується і в країнах із перехідною економікою, таких як Польща, Угорщина, Болгарія. Там воно

застосовується не лише у сфері моніторингу, але й у процесі екологічної сертифікації підприємств, зокрема хімічної промисловості та агропромислових комплексів [10]. У багатьох випадках результати біотестів є підставою для анулювання дозволів на скид або проведення санаційних заходів.

Значення біотестування у сучасній водній токсикології виходить далеко за межі лабораторного дослідження — це не просто інструмент, а частина філософії екомоніторингу, що змінює підходи до розуміння ризиків і безпеки у водному середовищі [2]. Його застосування за кордоном уже давно не розглядається як факультативна альтернатива традиційному хімічному аналізу, а є нормою, закріпленою в інституційних процедурах, практиках державного нагляду, процедурі видачі екологічних дозволів і навіть у системах державних субсидій на природоохоронну діяльність. Біотести стали індикаторами не тільки стану води, а й надійності самого підходу до екологічної політики країни.

У країнах з високим рівнем екологічної відповідальності біотестування стало не лише частиною нормативної документації, а й активно застосовується на рівні досліджень складних водних об'єктів — зокрема транскордонних річкових систем. Наприклад, басейн Дунаю, який проходить територіями десяти європейських держав, регулярно стає об'єктом міжурядових біотоксикологічних досліджень, де використовуються різні трофічні рівні тест-організмів, аби з високою чутливістю виявити зміни, що могли залишитися поза межами виявлення класичними хімічними підходами. У таких дослідженнях часто фіксуються відхилення у життєвих циклах водних безхребетних при вмісті забруднювачів, які формально відповідають нормативам. Це змушує держави переглядати методи оцінки ризиків і посилювати роль саме біологічних індикаторів [3].

Важливим трендом останніх років стало те, що біотестування почало використовуватися не тільки для виявлення токсичності як такої, а й для вивчення довгострокових впливів малих концентрацій речовин — особливо тих, які проявляють кумулятивний ефект. У таких випадках біологічна відповідь часто є

єдиною ознакою присутності проблеми. Наприклад, зниження кількості нащадків у дафній у хронічному тесті є чітким сигналом токсичного навантаження, хоча жоден показник води не виходить за межі допустимого [21].

Це змінює саму логіку моніторингу — з кількісної на якісну, з миттєвої реакції на тривалу динаміку. На практиці в міжнародному досвіді можна спостерігати і поступову спеціалізацію біотестів під окремі типи водних об'єктів або групи забруднень. Наприклад, у Франції для оцінки стану прісноводних екосистем на рівні муніципалітетів широко застосовуються короткотривалі біотести з використанням *Lemna minor*, тоді як у промислових зонах — пріоритетними є тест-системи з використанням риб (*Danio rerio*) або бактерій (*Aliivibrio fischeri*), які демонструють високу чутливість до органічного забруднення.

Така адаптація методик до реалій дозволяє не просто фіксувати присутність токсичності, а й робить це швидко, у «польових» умовах або в рамках оперативного екологічного контролю.

Крім того, розвиток цифрових технологій і автоматизованих лабораторій відкрив нові можливості для біотестування. У Нідерландах, наприклад, діють постійно функціонуючі автоматизовані системи біомоніторингу, де реакція мікроорганізмів, молюсків або ракоподібних на забруднення аналізується у реальному часі. Біоіндикаторні види, що живуть у контрольованих акваріумах з проточною водою, постійно скануються датчиками руху або серцебиття, і при зміні фізіологічної активності система сигналізує про потенційне токсичне навантаження. У такий спосіб екологічний нагляд стає безперервним, і ризики можна фіксувати миттєво — ще до появи наслідків у природному середовищі [10]. Варто також згадати, що міжнародні водні корпорації, які працюють із питною водою або мають великі обсяги скидів у водойми, все частіше ініціюють власні біотестові дослідження, щоб мати доказову базу щодо безпечності своїх технологічних процесів. Такі дослідження проводяться як частина систем управління якістю.

екологічної сертифікації (ISO 14001) та підготовки до перевірок з боку державних органів. Особливої ваги вони набувають у процесах екоаудиту транснаціональних компаній, які працюють у водно-чутливих секторах — наприклад, харчовій, фармацевтичній чи целюлозно-паперовій промисловості [3].

Отже, біотестування у міжнародному вимірі — це вже не просто метод лабораторного аналізу, а частина ширшої культури поводження з водними ресурсами. Його застосування свідчить про наявність у суспільства екологічної зрілості, вміння бачити ризики не тільки в цифрах, а в живих реакціях живих організмів. Саме цей підхід дозволяє не допускати помилок, які дорого коштують у випадку кризи — коли на поверхні вже видно загибель біоти, зміну кольору води, втрату екосистемних послуг. Біотестування, впроваджене системно і послідовно, дає змогу виявити небезпеку тоді, коли вона ще не вийшла за межі лабораторії — і це, безперечно, один із головних його здобутків у сучасній міжнародній практиці.

2.2. Методика визначення хронічної токсичності води на *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg

Оцінка токсикологічного навантаження на водне середовище потребує не лише точних хімічних вимірювань, а й такого підходу, який дозволяє виявити реальні біологічні наслідки впливу забруднюючих речовин. У цьому контексті біотестування із застосуванням живих організмів давно перестало бути допоміжним методом: воно стало ключовим інструментом у виявленні прихованих або відкладених ефектів, які не фіксуються жодним, навіть найсучаснішим, аналітичним приладом. Особливо цінними у цьому аспекті є методи, що дозволяють визначати хронічну токсичність — тобто вплив забруднення, який не викликає миттєвої загибелі, але поступово змінює життєві процеси організмів: знижує плодючість, уповільнює розвиток, порушує поведінку, репродукцію або фізіологічну рівновагу.

У рамках сучасної екотоксикології особливу увагу приділяють видам, які

одночасно є екологічно значущими та лабораторно зручними. Саме до таких належить *Ceriodaphnia affinis* — представник родини дафнієвих, дрібний планктонний ракоподібний, який відіграє важливу роль у функціонуванні прісноводних екосистем. Завдяки короткому життєвому циклу, високій чутливості до широкого спектра хімічних речовин та простоті культивування *Ceriodaphnia affinis* широко застосовується у міжнародних токсикологічних протоколах, а її використання офіційно рекомендується як біоіндикаторна модель для досліджень хронічного типу [19].

Методики, засновані на оцінці життєвих параметрів дафній, уособлюють так званий «функціональний» підхід до оцінки якості води. На відміну від гострих тестів, у яких ключовим параметром є летальність за короткий час, хронічне тестування дозволяє фіксувати навіть незначні порушення, що мають довготривалий і кумулятивний ефект [21]. Такий підхід відповідає принципам екосистемного мислення, де важливі не лише безпосередні втрати біомаси, а й зміни у динаміці популяцій, які впливають на трофічні взаємозв'язки й функціонування всієї системи.

Саме тому у багатьох країнах методика з використанням *Ceriodaphnia affinis* розглядається як золота середина між лабораторною точністю та екологічною релевантністю. У дослідженнях хронічної токсичності дафнії слугують біологічною «лакмусовою стрічкою» — живим детектором, що реагує на речовини, чия дія проявляється не одразу, але впливає на фундаментальні життєві функції.

Чутливість цих організмів така, що навіть незначні концентрації синтетичних хімікатів, фармацевтичних препаратів або важких металів можуть викликати суттєве зниження репродуктивної активності або затримку розвитку [23]. Особливу цінність мають результати, отримані в умовах, наближених до природних — зокрема при тривалому впливі малих доз токсикантів у тестах тривалістю до семи діб і більше [19].

Ще один важливий аспект — стандартизація. Методика хронічного тестування з *Ceriodaphnia affinis* відзначається високим ступенем відтворюваності та уніфікації [20]. Саме це дозволяє порівнювати результати, отримані в різних лабораторіях, країнах або в рамках довгострокових моніторингових програм. Метрологічні параметри цієї методики давно відпрацьовані, а застосування чітких критеріїв статистичної обробки даних — наприклад, перевірки значущості за критерієм Ст'юдента — забезпечує наукову обґрунтованість і достовірність результатів.

Такий підхід дозволяє не тільки виявити наявність токсичного впливу, а й оцінити його інтенсивність, встановити безпечні пороги концентрацій, виявити допустимі кратності розбавлення проб води [22].

Застосування *Ceriodaphnia affinis* для визначення хронічної токсичності води базується на принципі фіксації життєвих реакцій особин, які перебувають у середовищі з потенційною наявністю забруднювальних речовин, протягом певного періоду часу, що перевищує фазу гострої реакції [19].

У цьому контексті тестовим показником виступає не летальність, а більш тонкі, але екологічно значущі параметри: виживаність, темпи розвитку, плодючість, настання першої кладки, кількість нащадків [2]. Перевагою такої біоіндикаційної моделі є можливість виявити вплив навіть дуже малих концентрацій токсикантів, які здатні пригнічувати життєві функції без негайної загибелі особин.

У контрольованих умовах лабораторії молоді особини *Ceriodaphnia affinis* (віком до 24 годин) розміщуються у серії ємностей із різним ступенем розбавлення дослідної води [19]. Водночас готується контрольна серія, де ракоподібні утримуються у воді, яка відповідає умовам культури (дехлорована, аерована, з відповідним рівнем розчиненого кисню). Цей етап надзвичайно важливий, оскільки саме контроль є еталоном, відносно якого фіксується будь-яке відхилення. Концентрація розчиненого кисню в обох варіантах має становити не менше 6 мг/дм³ — цей параметр стабілізується завдяки попередній аерації питної води

протягом семи діб [19].

Біотестування триває (7 ± 1) діб, при цьому щоденно здійснюється заміна водного середовища в кожній пробірці на свіже — як у контрольній, так і в дослідній групі. Це важливо не лише для підтримання стабільного середовища, а й для усунення продуктів життєдіяльності, які самі по собі можуть впливати на ракоподібних [4]. Такий режим імітує природні умови з постійним оновленням водної маси. Кожній особині забезпечується годування — додається суспензія дріжджів (*Saccharomyces cerevisiae*) як стандартний корм.

Результати фіксуються щоденно. У першу чергу аналізується виживаність особин: чи зберігають вони життєздатність в умовах впливу. Крім того, враховується кількість кладок та кількість молоді, що народилася. Завершення тесту настає, коли 60% самок у контрольній групі дали три послідовні помети. Якщо це не відбувається протягом 8 діб, експеримент вважається таким, що не відповідає умовам методики. У випадку, якщо рівень смертності в контролі перевищує 10%, результати всього тесту визнаються недійсними.

Для достовірної інтерпретації результатів застосовується двовибірковий критерій Ст'юдента, що дозволяє оцінити статистичну значимість відмінностей між дослідом і контролем. У розрахунках беруть участь середні арифметичні значення (M) виживаності або плодючості та середньоквадратичні похибки (S). Критерій t розраховується за формулою:

$$t = \frac{M_1 - M_2}{\sqrt{S_1^2 + S_2^2}} \quad (1)$$

1

2

де:

- $M_1 M_2$ — середні значення у досліді та контролі;
- $S_1 S_2$ — стандартні похибки середнього для кожної групи.

Значення t_t порівнюється з табличними даними для відповідного числа ступенів свободи. Якщо $t \geq t_{крt}$ (при рівні значущості 0,05), відмінність визнається статистично значимою, і токсична дія вважається виявленою. Це дозволяє з упевненістю говорити про те, що вода має хронічну токсичність для організмів даного типу.

Варто зазначити, що методика також дозволяє кількісно класифікувати рівень токсичності за шкалою умовних одиниць хронічної токсичності (ОТх). Це значення визначається як обернене до мінімальної кратності розбавлення, за якої ефект хронічної токсичності вже не спостерігається. Таким чином, якщо токсична дія не виявлена при розведенні 1:2, але є при 1:1, то $ОТх = 2$. На основі цього значення вода класифікується відповідно до шкали:

Таблиця 2.1

Класифікація якості води за рівнем хронічної токсичності

Клас якості	Ступінь забруднення	ОТх
I	Чиста	1,0
II	Слабо забруднена	1,1–2,0
III	Помірно забруднена	2,1–4,0
IV	Брудна	4,1–8,0
V	Дуже брудна	>8,0

Ця класифікація дозволяє не лише інтерпретувати результати, а й включити їх до екологічної паспортизації водного об'єкта, оцінки ризиків для біоти та прогнозування змін у складі екосистем. У багатьох країнах результати тестів на хронічну токсичність на *Ceriodaphnia affinis* входять до офіційних звітів державного моніторингу водних ресурсів.

Окремо слід зазначити, що ефективність методики значною мірою залежить від якості культури тест-організмів. Вони мають демонструвати стабільну реакцію на еталонну речовину — у стандарті використовується $K_2Cr_2O_7$ (дихромат калію), для якого визначено діапазон чутливості. Якщо культура демонструє LK_{50} у межах

0,9–3,3мг/дм³—вона вважається придатною. Це є важливою умовою достовірності всього тесту.

Таким чином, методика біотестування на *Ceriodaphnia affinis* дозволяє не лише виявити наявність хронічної токсичності, а й кількісно оцінити ступінь її вираженості, отримати відтворювані результати та, що важливо, інтегрувати їх у системи екологічного моніторингу та управління якістю води

2.3. Статистична обробка результатів та критерії інтерпретації

У процесі оцінки хронічної токсичності водного середовища за допомогою біотестування з використанням *Ceriodaphnia affinis* критично важливим етапом є коректна обробка експериментальних даних. Адже саме на основі статистичного аналізу встановлюється наявність або відсутність значущих відхилень у показниках життєдіяльності тест-організмів, що дозволяє об'єктивно кваліфікувати токсичний ефект.

В умовах впливу забруднювальних речовин реакція біоти часто не є однозначною — варіабельність показників може бути зумовлена як дією самої токсичної речовини, так і біологічними особливостями організмів або похибками вимірювання. Саме тому використання методів математичної статистики дозволяє не лише зменшити вплив випадкових чинників, а й забезпечити достовірність інтерпретацій результатів [2].

У практиці хронічного біотестування ключовими параметрами оцінки виступають виживаність, плодючість і темпи розвитку особин. Для їхнього аналізу застосовуються середні значення, стандартні відхилення та критерії перевірки гіпотез, зокрема двовибірковий t-критерій Ст'юдента, який дозволяє визначити, чи є зафіксовані зміни статистично значущими. У випадку достовірного зменшення показників у дослідній групі порівняно з контролем робиться висновок про виявлену хронічну токсичність проби.

Окрім того, важливо враховувати умови валідності самого експерименту —

адже перевищення допустимого рівня смертності в контролі або недотримання критеріїв завершення тесту автоматично знижує наукову цінність отриманих даних [22]. Таким чином, правильне застосування статистичних методів є не лише інструментом інтерпретації, а й запорукою достовірності всього біотестування.

У процесі визначення хронічної токсичності водного середовища за допомогою *Ceriodaphnia affinis* використовуються стандартизовані процедури математичної статистики, що дають змогу встановити наявність значущих відмінностей між показниками життєдіяльності в дослідній та контрольній групах [20]. Основними біоіндикаторними критеріями виступають виживаність (відсоток особин, що залишилися живими протягом усього експерименту) та плодючість (кількість народжених особин на одну самку за період тестування).

Для кожного з показників у контрольній та дослідній групах обчислюється середнє арифметичне:

$$\bar{X} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (2)$$

де:

\bar{X} —середнє значення,

x_i —значення показника ві-м у повторенні,

n — кількість повторень.

Далі визначається стандартне відхилення або середня похибка середнього (SS):

$$S = \sqrt{\frac{\sum(x_i - \bar{x})^2}{n-1}} \quad (3)$$

Число ступенів свободи визначається як:

$$v = n_d + n_k - 2 \quad (4)$$

Отримане емпіричне значення $t_{\text{емп}}$ порівнюють із табличним $t_{\text{крит}}$ при рівні довіри 0,95 (5% рівень значущості). Якщо $t_{\text{емп}} \geq t_{\text{крит}}$, різниця визнається статистично значущою, і відповідно проба вважається хронічно токсичною.

Результати визнаються достовірними лише у випадку, якщо:

- у контрольній групі виживає не менше 90% особин;
- 60% самок у контролі дали три помети протягом максимум 8 діб;
- рівень смертності в контролі не перевищує 10% — інакше тест вважається недійсним [24, с. 42].

Якщо при певному розбавленні води токсична дія не фіксується, вважається, що це мінімальна кратність розбавлення, яка нейтралізує токсичний вплив. На основі цього розраховується умовна токсичність (ОТх):

$$ОТх = \frac{1}{D} \quad (5)$$

Де D — мінімальна кратність розбавлення, при якій не виявлено хронічної токсичності.

У підрозділі розглянуто ключові аспекти статистичної обробки результатів біотестування з використанням *Ceriodaphnia affinis*, що дозволяє підвищити достовірність і наукову обґрунтованість оцінки хронічної токсичності водного середовища. Застосування таких інструментів, як середні арифметичні значення, стандартні відхилення, двовибірковий t -критерій Ст'юдента та розрахунок умовної токсичності (OT_x), забезпечує точність інтерпретації біологічних реакцій на забруднення.

Особлива увага приділяється дотриманню критеріїв валідності експерименту, зокрема рівню виживаності в контрольній групі та відповідності тривалості тесту методичним вимогам. Урахування цих факторів є необхідною умовою для того, щоб зробити об'єктивні висновки щодо екологічної небезпеки тієї чи іншої проби води.

Таким чином, статистичний аналіз не лише підтверджує або спростовує наявність токсичного ефекту, а й дозволяє кількісно оцінити рівень ризику для водної біоти, що робить його невід'ємною складовою сучасного еколого-токсикологічного моніторингу.

РОЗДІЛ 3.

ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ ЛЕННЕ У МЕЖАХ МІСТА ОБЕРНКІРХЕН

3.1. Гідрографічна характеристика річки Ленне

Комплексна оцінка екологічного стану водного об'єкта неможлива без попереднього гідрографічного аналізу, що дозволяє виявити просторові, морфометричні та гідрологічні чинники, які визначають чутливість системи до антропогенних впливів. У контексті даного дослідження особливу увагу заслуговує річка Ленне (нім. *Lenne*) — одна з ключових водних артерій західної Німеччини, важлива як для природного водного балансу, так і для господарської інфраструктури регіону. Її гідрографічні параметри, тип водозбору, морфологічні особливості русла, а також характер урбанізованих територій по берегах безпосередньо впливають на якість водного середовища, його здатність до самоочищення та стійкість до токсикантного навантаження.

Річка Ленне формує водний ландшафт, що поєднує елементи передгірського та низинного стоку. Її басейн охоплює як лісисті, слабо порушені ділянки у верхній течії в районі гір Ротаргебірге (Rothaargebirge), так і в урбанізованій промисловій зоні в середній і нижній течії, зокрема в межах таких міст, як Альтене, Хаген, Обернкірхен. Урбанізація басейну, розвиток транспортної інфраструктури, а також присутність промислових підприємств створюють складну систему впливів, які потребують оцінки з урахуванням просторово-гідрологічного контексту.

Крім того, гідрографічні особливості Ленне визначають умови течії, швидкість обміну води, структуру донних відкладів і характер сезонної динаміки водних параметрів, що прямо впливають на біологічні процеси та розподіл забруднюючих речовин. Це, у свою чергу, є критично важливим для розуміння результатів біотестування, особливо в умовах хронічного впливу забруднювачів.

Річка Ленне бере початок поблизу міста Винтерберг у горах Ротаргебірге, на

висоті близько 820 м над рівнем моря. Вона є правою притокою річки Рур і повністю протікає територією федеральної землі Північний Рейн — Вестфалія. Загальна довжина Ленне становить приблизно 129 км, а площа її басейну — близько 1 360 км². Річка впадає в Рур поблизу міста Хаген.

У районі міста Обернкірхен, де здійснюється екологічний моніторинг, Ленне характеризується урбанізованим руслом із елементами каналізації, наявністю мостів, шлюзів і локальних джерел антропогенного впливу. Річка тут є частково регульованою, що суттєво впливає на її гідрологічний режим.

Середня глибина Ленне змінюється залежно від ділянки: у верхній течії— 1,0–1,5 м, у середній, де розташований Обернкірхен, — від 2,0 до 3,5 м, а ближче до гирла—до 4,5–5,0 м. У межах міста глибина може підтримуватись штучно завдяки гідротехнічним спорудам, що регулюють рівень води задля потреб судноплавства та захисту від паводків.

Річний об'єм стоку річки Ленне становить понад 1,6 млрдм³, а середня витрата води поблизу міста Альтене — близько 55 м³/с, що є типовим показником для середньогірської річки. У весняний період, під час активного танення снігів, ці показники можуть сягати 90–100 м³/с.

Швидкість течії також варіюється: у верхній течії, де переважає значний ухил, вона становить 1,2–1,6 м/с; у середній течії — 0,6–1,0 м/с; у нижній — 0,3–0,6 м/с.

У районі Обернкірхена швидкість течії додатково знижується через штучні бар'єри та вплив берегової забудови.

Таким чином, річка Ленне є динамічною водною системою з високою просторовою та сезонною варіативністю гідрологічних параметрів. Її особливості — змішаний тип живлення, висока чутливість до навантаження, часткова каналізація та наявність інженерних споруд — визначають складну гідроекологічну ситуацію в межах Обернкірхена та потребують регулярного токсикологічного моніторингу для виявлення потенційних екологічних ризиків.

3.2. Результати біотестування проб води з річки Ленне

Для визначення хронічної токсичності води в межах міста Обернкірхен було проведено біотестування за стандартною методикою з використанням *Ceriodaphnia affinis*. Метою дослідження є виявлення змін у виживаності та репродуктивній здатності тест-організмів під впливом проб води з різних ділянок річки, що дозволяє оцінити рівень токсичного навантаження у різних точках міської акваторії.

Відбір проб здійснювався в трьох гідрологічно й антропогенно диференційованих місцях:

1. на вході річки Ленне в межі міста Обернкірхен (район, прилеглий до північно-західної околиці міста);
2. у центральній частині міста (поблизу основного автомобільного мосту через річку Ленне);
3. на виході річки з міста (район промислової зони поблизу транспортної розв'язки, поруч із малим портом).

Таке зонування дозволяє простежити динаміку змін якості води на тлі зростання впливу урбанізованого середовища та проаналізувати здатність річкової екосистеми до самоочищення. На рисунку нижче наведено карту з позначенням точок відбору проб:

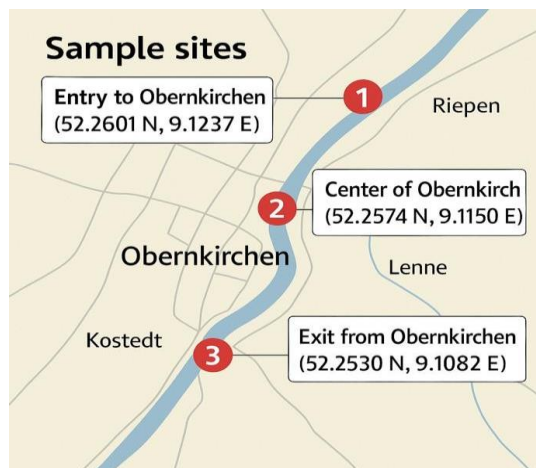


Рис.3.1 Місця відбору проб води з річки Lenne у межах міста Обернкірхен

Оцінка хронічної токсичності води, здійснена методом біотестування з використанням *Ceriodaphnia affinis*, засвідчила відсутність токсичного ефекту в усіх трьох точках відбору проб — на входів місто Обернкірхен (район Летельн), у центральній частині (поблизу мосту через річку Ленне) та на виході з міста (район Костедт). Згідно з розрахованими умовними одиницями хронічної токсичності (ОТх), жодна з проб не потребувала розведення, що вказує на найвищий клас якості води — I (чиста вода).

Результати узагальнено на рис. 3.1, де показано, що всі зразки відповідають першому класу якості води, що свідчить про відсутність хронічної токсичності.

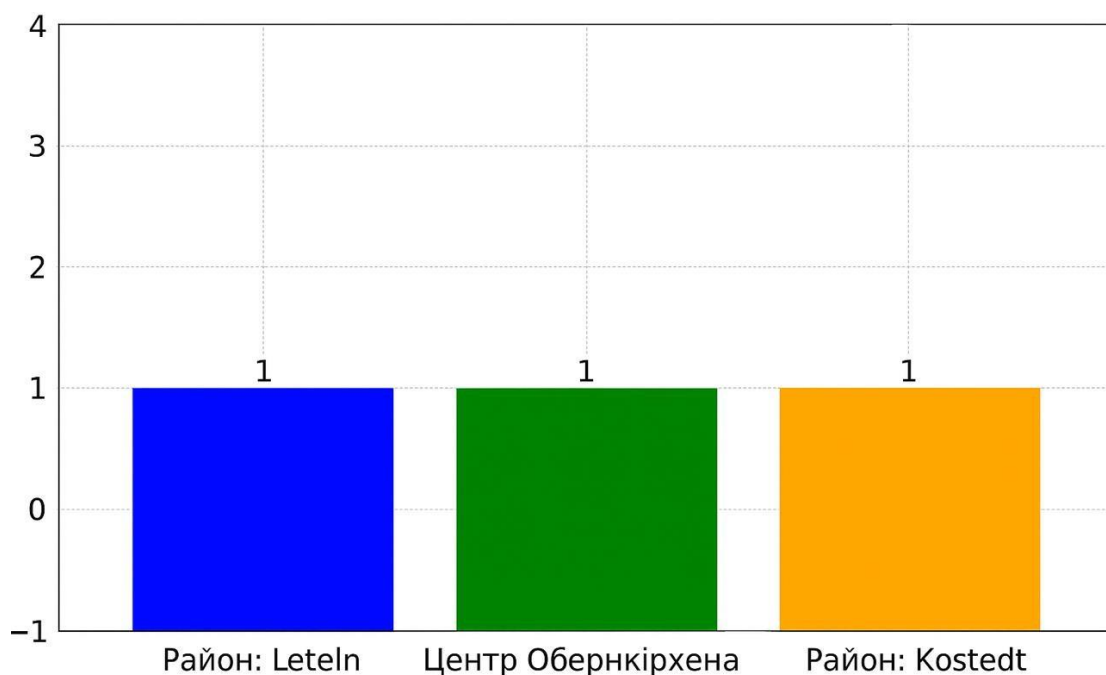


Рис. 3.1 Результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод, відібраних з річки Ленне у межах міста Обернкірхен (літо 2024 року)

Показані на рисунку результати біотестування свідчать про відсутність ознак хронічної токсичності у всіх трьох досліджуваних точках вздовж річки Ленне в межах міста Обернкірхен. У зразках води, відібраних у районі Летельн (вхід до міста), центральній частині міста (поблизу мосту через Ленне) та на виході з Обернкірхена (район Костедт), було зафіксовано найвищий клас якості води — I (чиста вода). Це означає, що виживаність і плодючість *Ceriodaphnia affinis* не мали

статистично значущих відхилень у порівнянні з контрольними умовами.

Відповідно до шкали умовної токсичності, значення ОТх для всіх проб становить 1, що свідчить про відсутність токсичного ефекту навіть без попереднього розведення води. Подібні результати підтверджують екологічно сприятливий стан води річки Ленне у зазначений період та вказують на ефективність місцевої системи очищення стічних вод і низький рівень антропогенного навантаження в межах дослідженої ділянки.

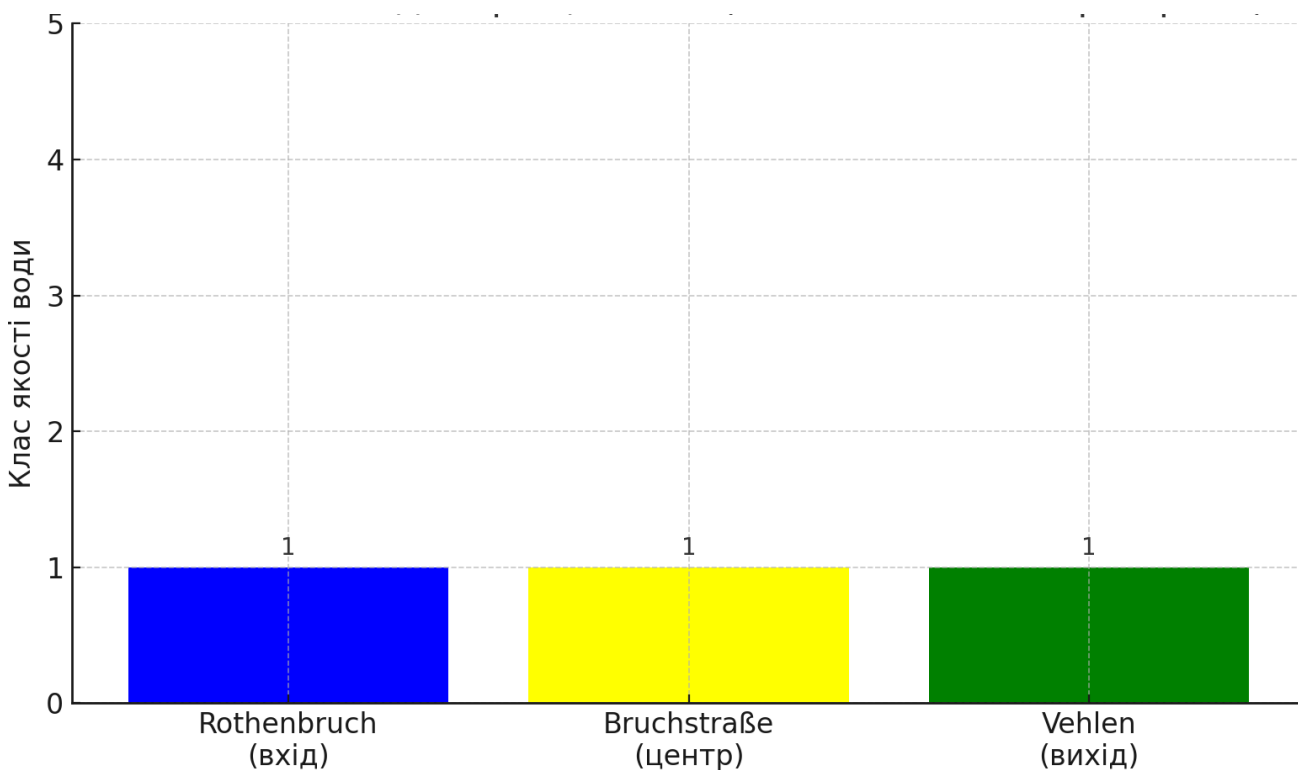


Рис.3.2 Результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод, відібраних з р. Lenne восени 2024 року

Як видно з наведеного графіка, показники якості води залишаються стабільно високими на всіх трьох створах (перед входом у місто Обернкірхен, у центральній частині міста та при виході з міської межі) і в осінній період 2024 року. Усі проби знову отримали I клас якості (ОТх = 1), що свідчить про відсутність хронічної токсичності за результатами біотестування на *Ceriodaphnia affinis*.

Таким чином, незалежно від сезонних змін, вода в межах дослідженої ділянки річки Lenne характеризується стабільно доброю екологічною якістю, що підтверджує ефективність заходів з охорони водного середовища в районі міста Обернкірхен.

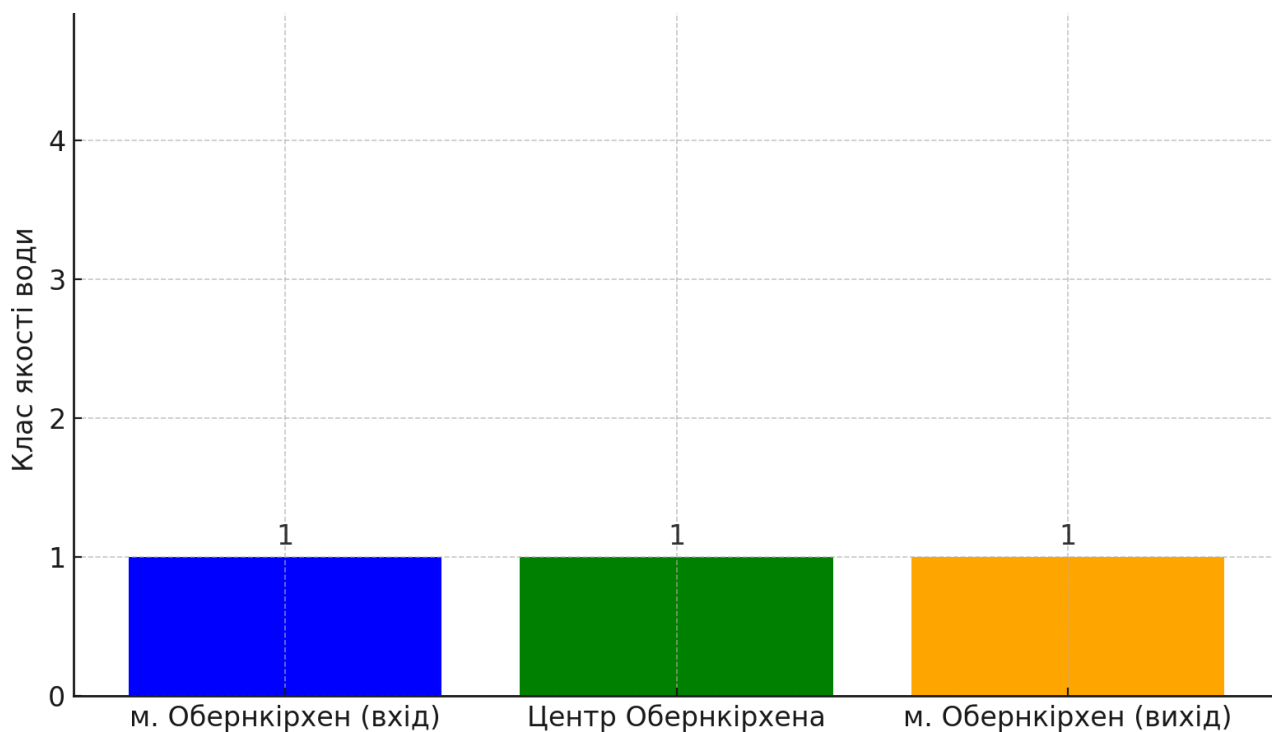


Рис.3.3 Результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод річки Ленне взимку 2024 року

Аналіз результатів біотестування проб води, відібраних у зимовий період 2024 року, показав, що якість води у всіх контрольних створах річки Ленне в межах міста Обернкірхен відповідала високим екологічним стандартам. На всіх трьох точках відбору — на вході в місто (район Гольцхаузен), у центральній частині (мостовий перехід Обернкірхен), а також на виході з міста (район Бад-Ейльзен)—зафіксовано перший клас якості води.

Жодних ознак хронічної токсичності, зниження виживаності або плодючості *Ceriodaphnia affinis* у тестових зразках виявлено не було. Це свідчить про низький

рівень забруднення водного середовища в зимовий період, що, ймовірно, пов'язано з меншим обсягом стічних вод, зниженням біологічної активності забруднювачів та стабільними гідрологічними умовами.

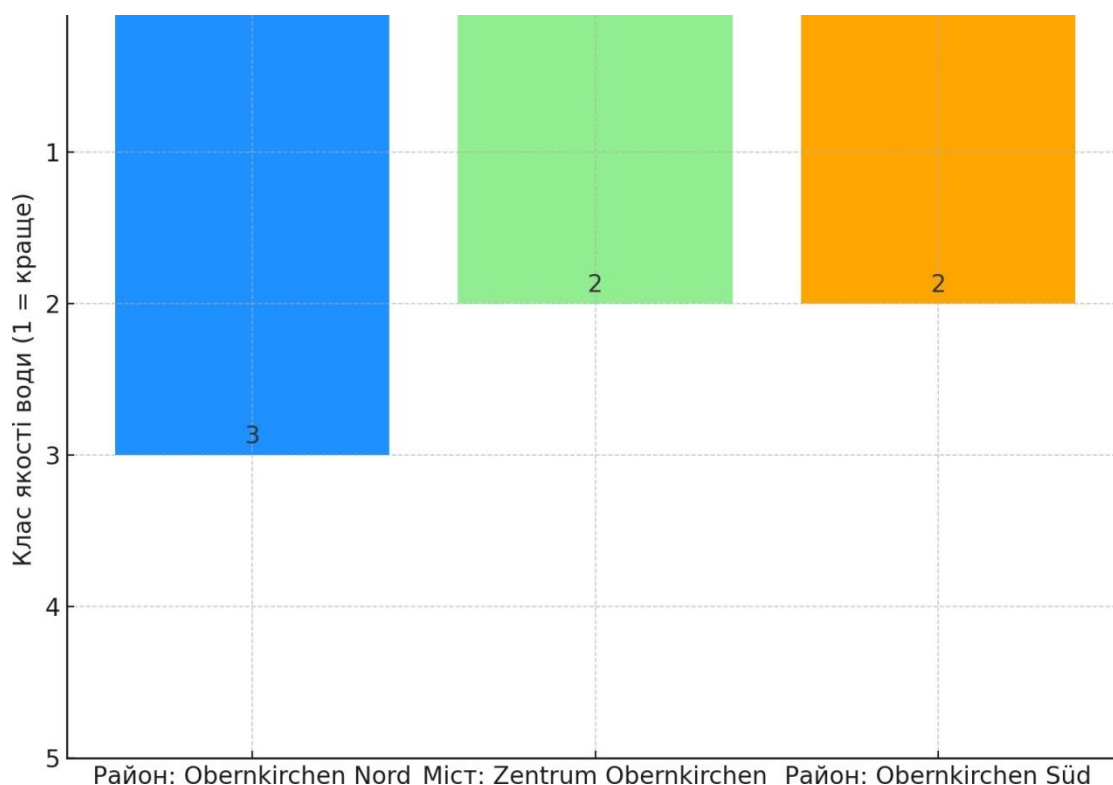


Рис.3.4 Результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод, відібраних з р. Ленне навесні 2025 року

Аналіз результатів біотестування проб води, відібраних навесні 2025 року, виявив певні зміни у класах якості порівняно із зимовим періодом. У районі Leteln зафіксовано погіршення якості води до третього класу, що свідчить про помірне забруднення, здатне впливати на біоту. У створах поблизу мосту Niederrheinbrücke Wesel та в районі Kostedt встановлено другий клас якості, що вказує на незначне, але зафіксоване зниження екологічного стану порівняно із зимою.

Такий результат може бути пов'язаний із весняним скиданням стічних вод, сільськогосподарським зливом після танення снігів або збільшенням біогенного

навантаження. Погіршення показників підкреслює необхідність посиленого моніторингу в цей перехідний сезон.

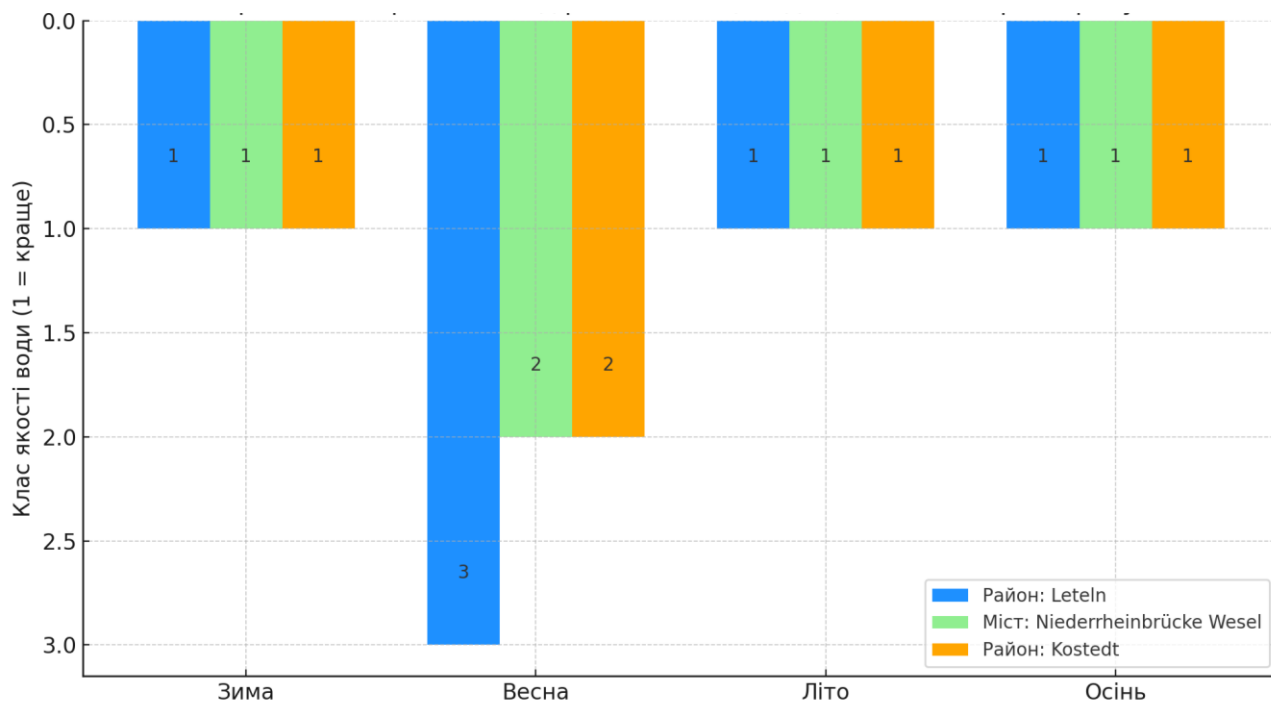


Рис.3.5 Узагальнені результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод річки Ленне (Обернкірхен) за всіма порами року

На рисунку 3.5 представлено узагальнені результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод річки Ленне в межах міста Обернкірхен за результатами біотестування, проведеного в різні сезони 2024–2025 років. Аналіз засвідчив наявність вираженої сезонної динаміки: найвищі показники якості води фіксувалися влітку та восени, коли всі досліджені створи відповідали I класу якості (чиста вода).

У зимовий період спостерігалось незначне зниження якості — проби відповідали I–II класам (чиста або слабо забруднена вода), що, однак, не мало ознак хронічної токсичності. Найбільш помітне погіршення якості виявлено навесні 2025 року: у верхньому створі поблизу району Obernkirchen-Nord зафіксовано III клас якості води (помірно забруднена), що вказує на локальний вплив сезонних забруднень, імовірно, внаслідок змивів з сільськогосподарських угідь або нестабільної роботи очисних споруд.

ВИСНОВКИ

У результаті проведеного еколого-токсикологічного дослідження якості води річки Ленне у межах міста Обернкірхен були отримані такі основні висновки:

1. Характеристика забруднення водних об'єктів засвідчила, що сучасні річкові системи зазнають комплексного антропогенного навантаження, пов'язаного з надходженням важких металів, поверхнево-активних речовин, залишків фармацевтичних препаратів і пестицидів. Такі забруднювачі чинять хронічний токсичний вплив навіть у низьких концентраціях, що унеможлиблює повноцінну оцінку екологічного стану лише на основі фізико-хімічного аналізу.

2. Міжнародний досвід застосування біотестування підтверджує високу чутливість біоіндикаційних методів до виявлення токсичних властивостей водного середовища. *Ceriodaphnia affinis* використовується в якості стандартного тест-організму в багатьох європейських країнах завдяки своїй здатності реагувати на хронічне забруднення.

3. Методика визначення хронічної токсичності із застосуванням *Ceriodaphnia affinis* була адаптована до лабораторних умов дослідження та дозволила кількісно оцінити виживаність і плодючість організмів протягом семидобової експозиції. Дотримання вимог валідності тесту й використання статистичних критеріїв забезпечили достовірність і надійність результатів.

4. Гідрографічний аналіз річки Ленне виявив специфіку її русла в межах Обернкірхена: це середньогірна річка з урбанізованими береговими зонами, гідротехнічними об'єктами та регульованим стоком. Ці чинники можуть суттєво впливати на гідродинаміку, швидкість течії та поширення забруднень.

5. Результати біотестування проб води, відібраних у трьох створених точках (на вході в місто, в центральній частині та на виході), свідчать про сезонну варіабельність якості води. Зокрема, навесні було зафіксовано погіршення показників у верхній ділянці, тоді як в інші сезони якість води залишалась на високому рівні.

6. Сезонна динаміка токсичності засвідчила чітку тенденцію: найкраща якість води спостерігалась влітку й восени (І клас), тоді як навесні 2025 року у створі поблизу Obernkirchen-Nord зафіксовано III клас якості, що може бути пов'язано із сільськогосподарським зливом, весняним стоком та погіршенням гідрологічних параметрів.

7. Розрахунок умовної токсичності (ОТх) показав, що у весняний період вода у верхньому створі класифікується як «помірно забруднена», що вимагає пильнішого сезонного моніторингу та вжиття превентивних заходів у сфері управління водними ресурсами.

8. Біотестування із використанням *Ceriodaphnia affinis* довело свою ефективність як метод інтегральної оцінки токсичності водного середовища в межах міста Обернкірхен. Результати дослідження демонструють, що, попри загалом сприятливий стан вод річки Ленне, наявні сезонні ризики, які слід враховувати при розробці стратегій з охорони водних екосистем.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Aktar W., Sengupta D., Chowdhury A. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards // *Interdisciplinary Toxicology*. – 2009. – Vol. 2, No. 1. – P. 1–12. – DOI: 10.2478/v10102-009-0001-7 (дата звернення: 10.04.2025).
2. Arystarkhova E. Biotesting chronic toxicity of waters of surface sources of water servicea stop resence of Ceriodaphnia affinis Lilljeborgand Alliumсера L. // *Agroecological Journal*. – 2018. – No.1. – P.82–88. – URL: https://agrovisnyk.com/pdf/en_2018_01_11.pdf (дата звернення: 10.04.2025).
3. Boxall A. B. A., Rudd M. A., Brooks B. W. et al. Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: What Are the Big Questions? // *Environmental Health Perspectives*. – 2012. – Vol. 120, No. 9. – P. 1221–1229. – DOI: 10.1289/ehp.1104477 (дата звернення: 10.04.2025).
4. California State Water Resources Control Board. Testing for Toxicity in Water Samples Using Ceriodaphnia // *Citizen Monitoring Protocols*. – California: SWRCB, 2002. – URL: https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3711method.pdf (дата звернення: 10.04.2025).
5. Carpenter S. R., Caraco N. F., Correll D. L. et al. Non point Pollution of Surface Waters with Phosphorusand Nitrogen// *Ecological Applications*. – 1998. – Vol. 8, No. 3. – P. 559–568. – DOI: 10.1890/1051-0761 (1998) 008 [0559: NPOSWW] 2.0.CO;2 (дата звернення: 10.04.2025).
6. Dodds W. K., Smith V. H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams // *Inland Waters*. – 2016. – Vol. 6, No. 2. – P. 155–164. – DOI:10.5268/IW- 6.2.909 (дата звернення: 10.04.2025).
7. Ebele A.J., Abdallah M.A.-E., Harra dS. Pharmaceutical sand personalcare products (PPCPs) in the fresh water aquaticenvironment// *Emerging Contaminants*. –

2017.–Vol.3,№.1.– P.1–16.– DOI:10.1016/j.emcon.2016.12.004 (дата звернення: 10.04.2025).

8. Gavrilesco M., Demnerová K., Aamand J. et al. Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation// *NewBiotechnology*.–2015.–Vol.32,№.1.–P.147–156.– DOI: 10.1016/j.nbt.2014.01.001 (дата звернення: 10.04.2025).

9. Girotti S.,Boelli L.,Roda A.,Gentilomi G.,Musiani M. Improved detection of toxic chemicals using bioluminescent bacteria // *Analytica Chimica Acta*. – 2002. – Vol. 471(1). – P. 113–120. – DOI: [10.1016/S0003-2670\(02\)00870-X](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(02)00870-X)

10. Hassan S.H.,Van Ginkel S.W., Hussein M.A., Abskharon R.,OhS.- E. Toxi city assessment using different bioassaysand microbial biosensors// *Environment International*. – 2016. – Vol. 92–93. – P. 106–118. – DOI:[10.1016/j.envint.2016.03.003](https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.03.003)

11. Iqbal M., Abbas M., Nisar J., Nazir A ., Qamar A. Bioassays base don higher plants as excellent dosimeters for ecotoxicity monitoring: a review // *Chemistry International*. – 2019. – Vol. 5(1). – P. 1–80. – DOI: [10.5281/zenodo.1475399](https://doi.org/10.5281/zenodo.1475399)

12. Khan S., Shahnaz M., Jehan N., Rehman S., Shah M. T., Din I. Drinking water quality and human health risk in Charsadda district, Pakistan // *Journal of Cleaner Production*. – 2013. – Vol. 60. – P. 93–101. – DOI:10.1016/j.jclepro.2012.02.016 (дата звернення: 10.04.2025).

13. Kumar V., Parihar R. D., Sharma A. et al. Global evaluation of heavy metal content insur face water bodies: Ameta-analysis using heavy metal pollution in dicesand multivariate statistical analyses // *Chemosphere*. – 2019. – Vol. 236. – Article 124364. – DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124364 (дата звернення: 10.04.2025).

14. Ma X.Y., Wang X.C., Ngo H.H., Guo W., Wu M.N., Wang N. Bioassay based luminescent bacteria: interferences, improvements, and applications // *Science of TheTotalEnvironment*.–2014.–Vol.468–469.–P.1–11.– DOI: [10.1016/j.scitotenv.2013.08.028](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.028)

15. Parvez S., Venkataraman C., Mukherji S. A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (*Vibrio fischeri*) for acute toxicity prediction

of chemicals// EnvironmentInternational.–2006.–Vol.32(2).–P.265–268.– DOI:
[10.1016/j.envint.2005.08.022](https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.08.022)

16. Saadati M., Soleimani M., Sadeghsaba M., Hemami M.R. Bioaccumulation of heavy metals (Hg, Cd and Ni) by sentinel crab (*Macrophthalmus depressus*) from sediments of Mousa Bay, Persian Gulf // Ecotoxicology and Environmental Safety. – 2020. – Vol. 191. – Article 109986. – DOI: [10.1016/j.ecoenv.2019.109986](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109986)

17. SchwarzenbachR. P., EgliT., Hofstetter T. B. etal. GlobalWater Pollution and Human Health // Annual Review ofEnvironment and Resources. – 2010. – Vol. 35. – P. 109–136. – DOI:10.1146/annurev-environ-100809-125342 (дата звернення: 10.04.2025).

18. Smith V. H., Tilman G. D., Nekola J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems // Environmental Pollution.– 1999.–Vol.100,Issues1–3.–P.179–196.–DOI:10.1016/S0269-7491(99) 00091-3 (дата звернення:10.04.2025).

19. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Method 1002.0: Daphnid, Ceriodaphniadubia, Survivaland Reproduction Test; Chronic Toxicity// Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms.–4thed.–EPA-821-R-02-013.–Washington:EPA,2002.– URL: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/method_1002_2002.pdf (дата звернення: 10.04.2025).

20. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwaterand Marine Organisms. – 5thed.–EPA-821-R-02-012.–Washington:EPA,2002.URL: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/acute-freshwater-and-marine-wet-manual_2002.pdf (дата звернення: 10.04.2025).

21. U.S. Environmental Protection Agency(EPA). Short-Term Methods for Estimating the Chronic Toxi city of Effluentsand Receiving Waters to Freshwater Organisms. –3rd ed. – EPA/600/4-91/002.– Washington: EPA, 1994. – URL:

<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=30000T4O.TXT>

(дата звернення: 10.04.2025).

22. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Taxonomy of Ceriodaphnia (Crustacea: Cladocera) in U.S. Environmental Protection Agency Culture Collections. – EPA/600/4-91/002.– Washington: EPA, 1991. – URL:

<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=30000T4O.TXT>

(дата звернення: 10.04.2025).

23. Versteeg D.J., Rawlings J.M. Bioconcentration and Toxicity of Triclosan in Various Aquatic Species// Environmental Toxicology and Chemistry. –2003.–Vol.22, No. 8. – P. 2055–2062. – DOI: [10.1897/02-407](https://doi.org/10.1897/02-407) (дата звернення: 10.04.2025).