

Міністерство освіти і науки України  
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

Навчально-науковий інститут екології, зеленої енергетики та сталого розвитку

Кафедра екології та менеджменту довкілля

До захисту допущено

Кафедрою екології та менеджменту довкілля протокол № \_\_\_\_\_ від \_\_\_\_\_

в.о. завідувача кафедри \_\_\_\_\_ Андрій АЧАСОВ  
(підпис) (ім'я, прізвище)

« \_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 2025 р.

Кваліфікаційна робота

здобувача \_\_\_\_\_ другого (магістерського) рівня вищої освіти  
(першого (бакалаврського) / другого (магістерського))

Еколого-токсикологічна оцінка якості води річки Уди у межах міста Харкова  
(назва роботи)

Спеціальність (спеціалізація) \_\_\_\_\_ 101 Екологія  
(код та найменування спеціальності; спеціалізації спеціальності - за наявності)

Освітня програма \_\_\_\_\_ Екологія та охорона навколишнього середовища  
(назва освітньої програми)

Виконавець \_\_\_\_\_ Данило ВОРОБІЙОВ  
(підпис) (ім'я, прізвище)

Науковий керівник \_\_\_\_\_ Олексій КРАЙНЮКОВ  
(підпис) (ім'я, прізвище)

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

Навчально-науковий інститут екології, зеленої енергетики та сталого розвитку  
Кафедра екології та менеджменту довкілля  
Рівень вищої освіти (освітньо-кваліфікаційний рівень) магістр  
Спеціальність 101 Екологія

**ЗАТВЕРДЖУЮ**

**В.о. завідувача кафедри**

\_\_\_\_\_ / проф. Андрій АЧАСОВ  
підпис ім'я та прізвище

“ 5 ” травня 2025 року

**З А В Д А Н Н Я**  
**НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ (ПРОЕКТ)**

Данилу ВОРОБІОВУ  
(ім'я та прізвище)

1. Тема роботи Еколого-токсикологічна оцінка якості води річки Уди у межах міста Харкова

керівник роботи Олексій КРАЙНЮКОВ, д-р геогр. наук, професор  
(ім'я, прізвище, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом по університету від “ \_\_\_\_\_ ” \_\_\_\_\_ 20\_\_ року № \_\_\_\_\_

2. Строк подання студентом роботи 01 грудня 2025 р.

3. Перелік питань, які потрібно розробити:

1. провести системний аналіз літературних джерел з проблематики, що розглядається у роботі;
2. опрацювати методику біотестування для визначення хронічної токсичності води;
3. узагальнити результати експериментальних досліджень;
4. визначити динаміку змін властивостей та рівнів токсичності води р. Уди.

## 4. План роботи

№ з/п	Назви етапів роботи
1	Загальні аспекти забруднення водних об'єктів токсичними речовинами
2	Концептуальні підходи до застосування еколого-токсикологічних тестів у дослідженні забруднення води
3	Еколого-токсикологічна оцінка якості води річки Уди у межах міста Харкова
4	Рекомендації щодо впровадження біотестування в систему оцінки якості поверхневих вод

5. Дата видачі завдання 17.05.2025 р.

Студент

\_\_\_\_\_

підпис

Данило ВОРОБІЙОВ

ім'я і прізвище

Керівник роботи

\_\_\_\_\_

підпис

проф. Олексій КРАЙНЮКОВ

посада, ім'я і прізвище

## АНОТАЦІЯ

# ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ УДИ У МЕЖАХ МІСТА ХАРКОВА

Данило ВОРОБІЙОВ

Кваліфікаційна робота «Еколого-токсикологічна оцінка якості води річки Уди у межах міста Харкова» містить 42 сторінки, 4 розділи, 3 таблиці, 5 рисунків, 1 формулу та 50 використаних джерел.

*Мета роботи:* Здійснити еколого-токсикологічні дослідження стану якості води річки Уди у межах міста Харкова та класифікувати її за рівнями хронічної токсичності.

*Актуальність дослідження* Традиційні методи контролю якості довкілля базуються переважно на визначенні концентрацій окремих забруднюючих речовин і порівнянні їх з гранично допустимими нормами. Проте ці методи не відображають сумарної токсичності – тобто інтегрального впливу речовин на живі організми. Часто навіть за нормативних концентрацій суміш забруднюючих речовин може чинити негативний біологічний ефект через синергічну дію. Саме тому постає необхідність упровадження методів, що дозволяють оцінити фактичний біологічний ефект від забруднення, а не лише його хімічні показники.

*Завдання* дослідження передбачали здійснення експериментального визначення токсичних властивостей поверхневих вод р. Уди у межах м. Харкова.

*Методи.* Визначення хронічної токсичності зразків води з р. Уди, у лабораторії еколого-токсикологічних досліджень за допомогою методики біотестування на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg.

*Результати.* Загальна тенденція у динаміці якості води р. Уди і взагалі річкових систем наступна: весна - максимальне навантаження на водну систему, погіршення показників; літо - відносна стабілізація та покращення якості за рахунок біологічної активності; осінь – повторне зростання забрудненості через гідрометеорологічні та біохімічні чинники.

ТОКСИКОЛОГІЧНЕ ЗАБРУДНЕННЯ, ВОДНИЙ ОБ'ЄКТ, РІВЕНЬ ХРОНІЧНОЇ ТОКСИЧНОСТІ, СЕЗОННА ДИНАМІКА

## ABSTRACT

### ECOLOGICAL AND TOXICOLOGICAL ASSESSMENT OF WATER QUALITY IN THE UDY RIVER WITHIN THE CITY OF KHARKIV

Danylo VOROBYOV

The qualification paper comprises 42 pages, 4 chapters, 3 tables, 5 figures, 1 formula, and 50 references.

*Objective:* To carry out an ecological and toxicological assessment of the water quality of the Udy River within the boundaries of Kharkiv and to classify it according to levels of chronic toxicity.

*Relevance of the Research:* Traditional environmental monitoring methods are primarily based on determining the concentrations of individual pollutants and comparing them with established maximum permissible limits. However, these methods do not reflect the overall toxicity – that is, the integrated impact of multiple substances on living organisms. Even when pollutant concentrations remain within permissible levels, their combination may produce a synergistic toxic effect that negatively affects biota. Therefore, it is essential to implement methods capable of assessing the actual biological effects of pollution, rather than relying solely on chemical indicators.

*Research Tasks:* To perform experimental determination of the toxic properties of surface waters of the Udy River within the city of Kharkiv.

*Methods:* Determination of chronic toxicity of water samples from the Udy River was conducted in the Ecological and Toxicological Research Laboratory using bioassay methods on crustaceans *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg.

*Results:* The general trend in the dynamics of water quality in the Udy River – and river systems in general – is as follows: spring – maximum load on the aquatic system and deterioration of indicators; summer – relative stabilization and improvement of quality due to biological activity; autumn – renewed increase in pollution levels influenced by hydrometeorological and biochemical factors.

TOXICOLOGICAL POLLUTION, WATER BODY, LEVEL OF CHRONIC TOXICITY, SEASONAL DYNAMICS.

## ЗМІСТ

ВСТУП.....	7
РОЗДІЛ 1. ЗАГАЛЬНІ АСПЕКТИ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ТОКСИЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ.....	9
РОЗДІЛ 2. КОНЦЕПТУАЛЬНІ ПІДХОДИ ДО ЗАСТОСУВАННЯ ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНИХ ТЕСТІВ У ДОСЛІДЖЕННІ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДИ.....	14
2.1 Світова практика впровадження тестових систем у оцінці екотоксичності води .....	14
2.2 Методика біотестування для визначення хронічної токсичності води на ракоподібних <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg .....	16
РОЗДІЛ 3. ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ УДИ У МЕЖАХ МІСТА ХАРКОВА.....	21
3.1 Гідрографічна характеристика річки Уди.....	21
3.2 Дослідження еколого-токсикологічного стану р. Лопань.....	23
РОЗДІЛ 4. РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВПРОВАДЖЕННЯ БІОТЕСТУВАННЯ В СИСТЕМУ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД.....	31
ВИСНОВКИ.....	34
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	36

## ВСТУП

Забруднення поверхневих вод є критичною та нагальною глобальною проблемою, яка потребує негайної уваги. Поверхневі води відіграють вирішальну роль у підтримці та збереженні життя на Землі, але, на жаль, досі ми маємо менше розуміння їх просторової та часової динаміки скидів та накопичень на глобальному рівні. Забруднення поверхневих вод відбувається з різних джерел, які класифікуються на точкові та неточкові. Точкові джерела - це специфічні, ідентифіковані джерела забруднення, які викидають забруднюючі речовини безпосередньо у водойми через труби або канали, що дозволяє легше їх ідентифікувати та керувати ними, наприклад, промислові скиди, очисні споруди та звалища. Однак неточкові джерела походять від широко розповсюдженої діяльності на великих територіях та створюють проблеми через свою дифузну природу та численні шляхи забруднення, наприклад, сільськогосподарські стоки, міські зливові стоки та атмосферні осадки. Надмірне накопичення важких металів, стійких органічних забруднювачів, пестицидів, побічних продуктів хлорування, фармацевтичної продукції у поверхневих водах різними шляхами загрожує якості та безпеці харчових продуктів. Як наслідок, існує нагальна потреба в розробці та проектуванні нових інструментів для ідентифікації та кількісної оцінки різних забруднювачів навколишнього середовища. У цьому контексті біологічні сенсори постають як необхідні пристрої, що добре підходять для різних екологічних застосувань.

Особливу роль у цих процесах відіграє фітопланктон – сукупність мікроскопічних водних рослин і водоростей, які формують основу харчових ланцюгів у водоймах. Фітопланктон є не лише джерелом поживи для багатьох організмів (від найпростіших до риб), а й своєрідним біоаккумулятором, що здатний накопичувати хімічні забруднювачі. Внаслідок цього відбувається явище біомагніфікації: шкідливі речовини передаються по харчових ланцюгах, досягаючи вищих рівнів – включаючи людину.

Важливими індикаторними видами у вивченні токсичності є ракоподібні, зокрема *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Вони займають другий трофічний рівень у водних екосистемах і чутливо реагують на наявність токсикантів, що робить їх незамінними тест-об'єктами для біоіндикації. Хронічні тести на дафніях дозволяють виявити навіть низькі концентрації забруднювачів, які можуть не спричиняти миттєвої загибелі організмів, але викликати порушення росту, розмноження чи поведінки. Саме тому методика тестування з використанням дафній і церіодафній вважається стандартною у багатьох країнах світу при оцінці якості води.

У контексті України особливої актуальності набуває проблема дослідження стану водних об'єктів у регіонах із високим антропогенним навантаженням. До таких належить і річка Уди, яка має важливе господарське та екологічне значення для міста Харків. Її якісний стан безпосередньо впливає на біологічне благополуччя водних екосистем і здоров'я населення. Вивчення токсикологічних властивостей води річки Уди за допомогою біотестування на ракоподібних дає можливість оцінити рівень антропогенного навантаження та виявити потенційні ризики для екосистеми та людини.

Таким чином, дослідження залежності «експозиція–відповідь» у живих організмів на прикладі дафній та церіодафній є важливим інструментом екологічного моніторингу і повинно стати невід'ємним елементом природоохоронної діяльності в Україні.

## РОЗДІЛ 1

## ЗАГАЛЬНІ АСПЕКТИ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ТОКСИЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ

Важкі метали, що потрапляють у поверхневі води внаслідок різної соціально-економічної діяльності, можуть зберігати небезпечні властивості тривалий час. Їхні екотоксичні, канцерогенні, неорганічні та біоаккумулятивні властивості, навіть у слідових кількостях, можуть серйозно погіршити регіональну екологічну ситуацію [1]. Основні зареєстровані наслідки включають зниження врожайності сільськогосподарських культур, порушення безпеки харчових продуктів, зниження здатності води до самоочищення та негативний вплив на здоров'я рослин, тварин і людей [2]. У дослідженні [3] підкреслюють, що токсичні метали, такі як кадмій (Cd), ртуть (Hg), мідь (Cu), миш'як (As), хром (Cr) та свинець (Pb), потрапляють у водні системи як промислові побічні продукти, спричиняючи серйозні проблеми зі здоров'ям, включаючи пошкодження мозку та нирок. Хоча річки є основними шляхами руху води, насиченої важкими металами, внутрішні водойми, такі як канали та стоки стічних вод, також сприяють забрудненню, особливо в сільських та напівміських районах, де переважає агропромислова діяльність [4]. Ці джерела поверхневих вод залежать від сезонних гідрологічних процесів, що створює труднощі для точного вимірювання мобільності важких металів у польових умовах. Інтенсивність опадів, мінливість річкового стоку, коливання ґрунтових вод та взаємодія поверхневих і ґрунтових вод – це лише деякі з факторів, що впливають на прями польові вимірювання [5]. Наприклад, під час інтенсивних мусонних опадів раптове збільшення річкового стоку викликає швидку мобілізацію розчинених важких металів і тимчасово розбавляє їх концентрації в поверхневих водах. Тому розуміння динаміки важких металів під регіональними гідрологічними впливами є важливим для постійного моніторингу та ефективного управління впливом на навколишнє середовище.

У світі багато річкових басейнів зазнали інтенсивного забруднення важкими металами, що дає цінну інформацію про гідродинаміку цих забруднювачів. Наприклад, басейн річки Янцзи в Китаї зіткнувся із забрудненням важкими металами через швидку індустріалізацію та урбанізацію [6]. Аналогічно, басейн річки Міссісіпі у Сполучених Штатах постраждав від сільськогосподарських стоків та промислових скидів [7]. У Європі басейн річки Дунай страждає від забруднення важкими металами, що впливає на якість води та екосистему [8]. В Індії річкові басейни, такі як Ямуна, Маханаді, Брахмані та Дамодар, сильно забруднені через промислові скиди, неочищені стічні води та гірничодобувну промисловість [9]. Більшість цих досліджень зосереджені на забрудненні води навколо міських районів, тоді як дослідження сільськогосподарських екосистем у сільських та напівміських регіонах все ще обмежені. Басейн річки Хіндона, частина басейну річки Ганг, є прикладом агроекосистеми, яка бореться із забрудненням важкими металами (Fe, Mn, Cu, Ni, Zn, Cr, Pb, Cd та Co) через промисловість та використання [10]. У дослідженні [11] закликали до термінового втручання уряду для зменшення ризику забруднення в регіоні після аналізу впливу важких металів на воду, осадові породи, ґрунти та зразки рослин. Однак зусилля щодо пом'якшення наслідків будуть ефективними лише за умови глибокого розуміння гідродинамічного процесу, який регулює рухливість забруднюючих речовин.

Гідрологічні моделі виявилися важливими для оцінки компонентів водного балансу та прогнозування руху забруднюючих речовин у річкових басейнах. Незважаючи на досягнення, залишаються проблеми з точним вимірюванням та прогнозуванням річкових потоків на частих перетинах, особливо в регіонах з обмеженими даними та басейнах без вимірювань, таких як басейн Хіндона, який є частиною класифікованої мережі річкових басейнів Індії [12]. Ця відсутність гідрологічних даних перешкоджає зусиллям щодо цілеспрямованих стратегій відновлення. Крім того, оцінка забруднення важкими металами вимагає постійного польового моніторингу, що є ресурсомістким та логістично складним. Хоча більшість досліджень

зосереджені переважно на точкових джерелах забруднення, вони часто не враховують кумулятивний вплив змішаних джерел забруднення, таких як промислові скиди, сільськогосподарські стоки та стоки стічних вод у межах річкового басейну. Щоб усунути ці обмеження, це дослідження має на меті розробити інтегровану структуру, що поєднує гідрологічне моделювання з комплексним польовим моніторингом важких металів для кращого розуміння поведінки забруднювачів у складних агропромислових екосистемах.

Фізичні, гідрологічні та екологічні умови річкових дельт залежать від гідрологічної реакції басейну річки вище за течією. Річкові дельти залежать від наявності, використання, попиту на водні ресурси водозбору вище за течією, а також від їх часових і просторових змін, що зумовлені як кліматичними, так і антропогенними факторами. Моделювання гідрологічної реакції та її просторово-часових варіацій допомагає в кількісному розумінні гідрологічного процесу та надає корисні дані для встановлення взаємозв'язків, а також дозволяє прогнозувати/моделювати за змінних фізичних і кліматичних умов.

Забруднення води новими забруднювачами зростає в контексті зростання урбанізації, індустріалізації та сільськогосподарського виробництва. Нові забруднювачі – це забруднювачі, щодо яких наразі немає нормативних актів, що вимагають моніторингу або публічного звітування про їхню присутність у нашому водопостачанні або стічних водах. Існує багато нових забруднювачів, таких як пестициди, фармацевтичні препарати, ліки, косметика, засоби особистої гігієни, поверхнево-активні речовини, засоби для чищення, промислові рецептури та хімікати, харчові добавки, харчова упаковка, металоїди, рідкоземельні елементи, наноматеріали, мікропластик та патогени. Основними джерелами нових забруднювачів є побутові скиди, стічні води лікарень, промислові стічні води, стічні води від сільського господарства, тваринництва та аквакультури, а також фільтрати зі звалищ. Зокрема, стічні води з міських очисних споруд є основними факторами, що сприяють присутності нових забруднювачів у водах. Хоча багато хімічних речовин нещодавно були регульовані як пріоритетні небезпечні речовини, звичайні

установки для очищення стічних вод та питної води не були розроблені для видалення більшості нових забруднювачів. Прикладами є стійкі органічні забруднювачі, такі як поліхлоровані біфеніли, дибензофурани та полібромовані дифенілові ефіри, в озерних та океанічних екосистемах Китаю; нові забруднювачі, такі як алкілфеноли, природні та синтетичні естрогени, антибіотики та антидепресанти, у португальських річках [13]; а також фармацевтичні препарати, гормони, косметика, засоби особистої гігієни та пестициди у водах Мексики, Бразилії та Колумбії [14-16]. Усі континенти страждають від цих забруднювачів. Тому дослідження якості води водних об'єктів є вкрай актуальною проблемою.

У світовому масштабі присутність забруднювачів антропогенного походження у водному середовищі добре задокументована [17-19]. З огляду на десятки тисяч забруднювачів, що використовуються сьогодні (плюс продукти їх перетворення), важко кількісно оцінити потенційний вплив на здоров'я людини внаслідок впливу на навколишнє середовище. Однак багато забруднювачів навколишнього середовища є відомими або підозрюваними ендокринними руйнівниками та/або мають такі наслідки для здоров'я, як підвищений ризик раку, порушення метаболізму або інші сублетальні наслідки [20]. Відповідно до рекомендацій Закону про безпечну питну воду Агентства з охорони навколишнього середовища США [21], очищення питної води та моніторинг дотримання вимог проводяться для забезпечення доступності безпечної питної води для населення. Однак моніторинг зазвичай зосереджений на регульованих забруднювачах (наприклад, нітратах, миш'яку) і не встигає за виробництвом інших забруднювачів [22]. Наразі існує обмежена кількість даних про поширеність, масштаби та токсикологію нерегульованих забруднювачів, а також фактори (гідрогеологічні, гідрологічні, очищення тощо), пов'язані з впливом та ризиком у питній воді [23].

У Сполучених Штатах (США) як підземні, так і поверхневі води використовуються як джерела питної води, і більшість штатів здійснюють прямий контроль за своїми системами водопостачання громад. Антропогенна

діяльність на ландшафті впливає на якість як підземних, так і поверхневих водних ресурсів, що використовуються як питна вода, хоча профіль ризику для кожного ресурсу може відрізнятись [23, 24]. На якість поверхневих вод часто безпосередньо впливають скиди з очисних споруд, лікарень та промислових об'єктів [25]. Оскільки методи очищення не розроблені для видалення забруднюючих речовин, таких як фармацевтичні препарати, засоби особистої гігієни, поверхнево-активні речовини та антипірени, вони часто потрапляють у водотоки-приймачі [26, 27]. Крім того, неточкові джерела забруднюючих речовин, такі як стічні води з міських та/або сільськогосподарських районів, можуть вносити пестициди та інші забруднюючі речовини, що накопичилися на поверхні землі, у водотоки-приймачі [28-30]. Хоча ґрунтові води можуть бути певною мірою захищені від антропогенної діяльності на ландшафті, забруднювачі можуть потрапляти до ґрунтових вод через фільтрати зі звалищ, септичні стічні води та інші методи інфільтрації [31-34], що призводить до подібних профілів забруднювачів, як і в поверхневих водах. Враховуючи ці різноманітні джерела потенційного забруднення поверхневих і ґрунтових вод, важливо розуміти, як кожне з них впливає на них і які наслідки це має для постачання питної води.

## РОЗДІЛ 2

### КОНЦЕПТУАЛЬНІ ПІДХОДИ ДО ЗАСТОСУВАННЯ ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНИХ ТЕСТІВ У ДОСЛІДЖЕННІ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДИ

#### 2.1. Світова практика впровадження тестових систем у оцінці екотоксичності води

У кількох дослідженнях повідомлялося про появу нових забруднювачів (наприклад, фармацевтичних препаратів, засобів особистої гігієни, пестицидів, що використовуються в даний час) у вихідних та готових (тобто оброблених) питних водах по всьому світу, з більшою присутністю в поверхневих джерелах води порівняно з підземними водами [19, 25, 35]. Однак, навіть коли кількість проаналізованих забруднювачів сягає сотень, виявляється відносно невеликий відсоток не досліджених сполук [25, 36]. Дослідження фармацевтичних препаратів та гормонів у підземних водах, що використовуються для питного водопостачання по всій території США, виявило низьку поширеність обох типів забруднювачів (принаймні один виявлено у 7% місць) та концентрації нижче контрольних показників для здоров'я людини; виявлення були пов'язані з глибиною свердловини, віком води та типом водоносного горизонту [37]. Подібні результати були отримані для різних антропогенних забруднювачів у джерелах підземних вод питної води в Мілані, Італія [38]. Комунальні заклади водопостачання використовують цільові методи очищення для досягнення конкретних цілей з акцентом на регульовані забруднювачі. Хоча деякі нові забруднювачі випадково видаляються, багато з них не видаляються, і це залежить від застосованого методу обробки та фізико-хімічних властивостей окремих забруднювачів [39, 40]. Для багатьох із цих забруднювачів не існує рекомендацій чи інших значень для скринінгу, що перешкоджає повній оцінці ризику впливу [41, 42]. Збір даних, пов'язаних з наявністю нових забруднювачів у питній воді, може допомогти визначити пріоритети забруднювачів для

розробки скринінгу здоров'я, щоб краще оцінити ризики для здоров'я людини як від регульованих, так і від нерегульованих/неконтрольованих забруднювачів.

Біологічні аналізи зразків поверхневих вод зумовлені комбінованою дією сумішей усіх біодоступних (не)відомих сполук та їхніх метаболітів, що дозволяє подолати обмеження, що виникають внаслідок хімічного аналізу обмеженої кількості цільових сполук. Дійсно, в останні роки було продемонстровано застосовність та відтворюваність ряду біоаналізів для виявлення екотоксичності при регулярному моніторингу якості води. Профілі екотоксичності зразків поверхневих вод, отримані за допомогою такого ряду біоаналізів, дозволяють розрахувати та ранжувати кумулятивний екотоксикологічний ризик для вибраних місць [43-46].

Хімічне забруднення навколишнього середовища складається з майже нескінченної варіації сумішей, враховуючи глобальне виробництво та використання понад 350 000 хімічних речовин у всьому світі [47], і понад 26 000 промислових хімічних речовин виробляються, використовуються та імпортуються в обсягах більше однієї тонни на рік у Європі [48]. В результаті, поверхневі води недостатньо захищені від впливу ненавмисних сумішей, і, як наслідок, багато водойм, наприклад, у Європейському Союзі, відхиляються від загальної мети створення середовища, вільного від токсичних речовин [49]. Автори дослідження [49] нещодавно кількісно підрахували, що майже дві третини змін екологічного стану можна пояснити впливом людини, причому важливою причиною є суміші хімічних токсикантів. Це спонукало Європейську комісію у 2020 році визначити нову Стратегію сталого розвитку хімічних речовин, з акцентом, серед іншого, на врахуванні ненавмисних сумішей під час оцінки ризиків від хімічних речовин у законодавстві про хімічні речовини. CSS закликає до превентивного (проактивного) підходу.

Важкі метали є основними токсичними забруднювачами, які суттєво обмежують корисне використання води для побутових або промислових

потреб. Забруднення ґрунтових та поверхневих вод протягом багатьох років, внаслідок витоку забруднювачів зі сміттєзвалищ, є великою проблемою в багатьох країнах. Такі галузі промисловості, як керамічна, фарбувальна, скляна, гірничодобувна промисловість та виробництво акумуляторів, вважаються основними джерелами важких металів у місцевих водотоках, і зрештою вони забруднюють ґрунтові води важкими металами. Фільтрат звалищ є ще одним джерелом забруднення ґрунтових та поверхневих вод важкими металами. Збільшення людської діяльності, таке як індустріалізація в поєднанні з перенаселенням та підвищенням температури навколишнього середовища, є одними з інших факторів, які стали основними екологічними проблемами в останні роки. Було показано, що вплив дуже низьких рівнів таких елементів, як свинець, кадмій та ртуть, має кумулятивний вплив на людину, оскільки не існує гомеостатичного механізму, який міг би регулювати рівні цих токсичних речовин.

Інтерес до таких металів, як цинк (Zn) та мідь (Cu), які необхідні для метаболічної активності в організмах, полягає у вузькому «проміжку» між їхньою незамінністю та токсичністю. Інші, такі як алюміній (Al), кадмій (Cd) та свинець (Pb), демонструють надзвичайну токсичність навіть на слідових рівнях. Якість води зараз стала важливою темою в усіх країнах, особливо щодо питної води. Хоча вода відіграє важливу роль у житті людини, вона має великий потенціал для передачі широкого спектру захворювань. Забруднена вода призводить до холери, дизентерії, черевного тифу, кільцевих червів, подразнення шкіри та будь-яких інших захворювань, пов'язаних зі споживанням та використанням неякісної води.

## 2.2 Методика біотестування для визначення хронічної токсичності води на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg

У дослідженні для визначення хронічної токсичності води з річки Уди було застосовано методику біотестування на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis*

Lilljeborg. Методика ґрунтується на порівнянні показників виживаності та/або плодючості церіодафній у зразках досліджуваної води (експеримент) і у воді, в якій вони утримуються в нормальних умовах культивування (контроль).

Показником наявності хронічної токсичності води вважається статистично достовірне зниження рівня виживаності або плодючості церіодафній у досліджуваному зразку порівняно з контрольним протягом усього періоду біотестування [50].

Тривалість біотестування становила  $7 \pm 1$  діб, або до моменту, коли у 90 % вихідних особин *Ceriodaphnia affinis* з'являється третій помет.

Для проведення експерименту використовували церіодафній віком не більше 24 годин. Усі вимоги щодо проведення дослідження та умов утримання тест-організмів були дотримані.

Похибки визначення хронічної токсичності при застосуванні цієї методики не перевищували допустимих значень. Зокрема, середньоквадратичні відхилення випадкових похибок, а також межі довірчих інтервалів знаходилися в межах унормованих параметрів, наведених у таблиці 2.1. Перед початком експериментів зі зразками води з річки Уди усі метрологічні характеристики було перевірено та підтверджено відповідність нормативним вимогам.

Таблиця 2.1

Метрологічні характеристики методики біотестування при визначенні хронічної токсичності води [50]

ЕК $K_2Cr_2O_7$ , мг/дм <sup>3</sup>	$\sigma$ ( $\Delta^\circ$ )		$\pm\Delta(\pm\delta)$	
	мг/дм <sup>3</sup>	%	мг/дм <sup>3</sup>	%
0,38	0,12	32	0,23	63

Для отримання достовірних і відтворюваних результатів біотестування на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg проводився контроль якості визначення хронічної токсичності відповідно до унормованих процедур.

Контроль точності одиничного визначення хронічної токсичності здійснювали шляхом визначення ефективної концентрації (ЕК 7діб) еталонної

речовини – двохромовоокислого калію ( $K_2Cr_2O_7$ ) протягом  $7 \pm 1$  доби експозиції. Нормативний інтервал значень ЕК  $K_2Cr_2O_7$  становив  $0,15-0,61$  мг/дм<sup>3</sup> [50].

Відтворюваність результатів оцінювали за різницею між двома повторними визначеннями ЕК<sub>7</sub>діб, яка не перевищувала  $0,34$  мг/дм<sup>3</sup>  $K_2Cr_2O_7$ .

Придатність тест-організмів до проведення біотестування перевіряли за їхньою чутливістю до еталонної речовини  $K_2Cr_2O_7$ . Культура вважалася відповідною до використання, якщо показник ЛК<sub>50</sub> (летальна концентрація для 50 % особин) за 24 години перебував у межах  $0,9-3,3$  мг/дм<sup>3</sup>.

Під час експерименту виживаність церіодафній у контрольних зразках становила 96 %. Біотестування проводили у термолюмініостатах за температури ( $25 \pm 1$ ) °С, освітленості 400–600 люкс, із чергуванням світлового (16 год) і темного (8 год) періодів.

Для оцінки хронічної токсичності по 15 см<sup>3</sup> експериментальної води та її розведень розливали у десять пробірок (експеримент), а ще десять пробірок заповнювали контрольним середовищем, у якому культивувалися церіодафнії. У кожену пробірку вносили по дві особини *Ceriodaphnia affinis*, які переносили за допомогою трубки діаметром 7–8 мм із витягнутим кінцем [50].

Тривалість експерименту становила 8 діб. Щодня у всіх пробірках замінювали воду на свіжоприготовлену та вносили корм – суспензію хлібопекарських дріжджів. Під час заміни середовища вміст пробірки переливали у чашку Петрі або бюкс, після чого особин переносили у чисту пробірку зі свіжою водою та новою порцією корму. Молодь, яка з'являлася, підраховували та видаляли.

Біотестування завершували після того, як у контрольній групі не менше 80 % вихідних самок здійснювали три послідовні помети. Результати експерименту вважали достовірними, якщо смертність тест-організмів у контролі не перевищувала 10 %.

Після завершення дослідження підраховували кількість самок, що вижили, та кількість народженої молоді на одну самку в кожній повторності

контролю й експерименту, що дозволяло об'єктивно оцінити рівень хронічної токсичності досліджуваних зразків води.

Для оцінки статистичної достовірності різниць між експериментальними та контрольними даними за показниками виживаності та плодючості *Ceriodaphnia affinis* застосовували двовибірковий критерій Ст'юдента (t-критерій). Цей метод дозволяє перевірити нульову гіпотезу про відсутність статистично значимих відмінностей між середніми значеннями двох незалежних вибірок [50].

У процесі аналізу розраховували емпіричне значення t-критерію та порівнювали його з табличним значенням для відповідного рівня довірчої ймовірності та кількості ступенів свободи ( $\nu$ ). Якщо розраховане значення перевищувало табличне, різницю між експериментом і контролем вважали статистично значимою, що свідчило про наявність токсичного впливу досліджуваної води. Значення знаходили за формулою:

$$St_{\text{факт}} = \frac{\bar{X}_k - \bar{X}_d}{\sqrt{S_k^2 + S_d^2}} \quad (2.1)$$

де,  $\bar{X}_k$  - середнє арифметичне показників виживаності і плодючості у контролі й досліді;

$S_k, S_d$  - похибки середніх арифметичних у контролі та досліді.

Значення  $t_{\text{табл}}$  за вірогідної ймовірності 0,95 і числі ступенів свободи  $\nu = n + n - 2$  наведено в таблиці 2.2.

Таблиця 2.2

## Значення критерію Ст'юдента

Число ступенів свободи	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
	2,20	2,18	2,16	2,14	2,13	2,12	2,11	2,10	2,09	2,09

Якщо отримане емпіричне значення критерію Ст'юдента ( $t_{\text{факт}}$ ) є більшим або дорівнює табличному ( $t_{\text{табл}}$ ), це свідчить про те, що різниця між результатами контролю та досліді є статистично значимою і достовірною. На

цій підставі робили висновок про наявність хронічної токсичності досліджуваної води.

Якщо ж  $t_{\text{факт}}$  менше  $t_{\text{табл}}$ , відмінності між контрольними та експериментальними вибірками вважаються статистично незначущими, тобто хронічна токсичність води не проявляється.

Для кількісної оцінки хронічної токсичності визначали мінімальну кратність розбавлення проби води, за якої токсичний ефект перестає проявлятися.

Рівень хронічної токсичності поверхневої води встановлювали шляхом розрахунку середнього арифметичного значення показників токсичності окремих проб, використаних у досліді.

Показник рівня хронічної токсичності ( $PT_x$ ) виражали в умовних одиницях хронічної токсичності ( $OT_x$ ), що визначаються через мінімальну кратність розбавлення зразка, за якої токсичний ефект відсутній [50].

Оцінювання якості води здійснювали за величиною хронічної токсичності та ступенем забрудненості відповідно до класифікаційної шкали (табл. 2.3).

Таблиця 2.3

Класифікація якості поверхневих вод за рівнями хронічної токсичності [50]

Клас якості води	Ступінь забрудненості	Рівень хронічної токсичності, $OT_x$
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	більше 8,0

Експериментальні дослідження виконувалися в лабораторії еколого-токсикологічних досліджень навчально-наукового інституту екології, зеленої енергетики та сталого розвитку Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна.

## РОЗДІЛ 3

ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ УДИ У  
МЕЖАХ МІСТА ХАРКОВА

## 3.1. Гідрографічна характеристика річки Уди

Річка Уди бере свій початок на Середньоруській височині, у балці поблизу села Безсонівка Октябрського району Белгородської області (РФ) на висоті близько 190 метрів над рівнем моря. На територію України, в межі Харківської області, річка входить північно-східніше села Окоп і впадає в річку Сіверський Донець на відстані 825 км від її витоку. Загальна довжина Уд становить 164 км, з яких 127 км протікають по території Харківської області. Площа водозбірного басейну сягає 3894 км<sup>2</sup>, у тому числі 3460 км<sup>2</sup> в межах області.

Стан екологічного благополуччя річки визначається поєднанням природних і антропогенних факторів. Основне навантаження на ділянці водозбірного басейну Уд, розташованій вище міста Харкова, формується внаслідок інтенсивного використання земель у сільському господарстві, надходження стічних вод із неканалізованих населених пунктів та діяльності тваринницьких господарств. У цій частині басейну роль точкових джерел забруднення незначна, оскільки територія має переважно аграрний характер і позбавлена великих промислових об'єктів.

У середній і нижній течії ситуація ускладнюється, адже вода річки забруднюється промисловими відходами підприємств Харківського промислового вузла. Попри це, водні ресурси Уд активно використовуються для зрошення сільськогосподарських угідь, площа яких перевищує 2,5 тис. га у Дергачівському, Харківському та Чугуївському районах.

Серед основних джерел антропогенного впливу особливу роль відіграють стічні води міських очисних споруд – Диканівського та Безлюдівського комплексів. У зонах їхнього впливу зафіксовано пікові відхилення від типових

гідрохімічних показників, що свідчить про періодичне перевищення гранично допустимих концентрацій окремих забруднювачів. У цілому стан вод у цій частині річки оцінюється як «слабко забруднений», тобто близький до задовільного.

Окрім численних точкових джерел, вагомих внесок у забруднення роблять дифузні потоки, які надходять із поверхневим стоком із сільськогосподарських угідь, ферм, тваринницьких комплексів, із забруднених підземних вод і територій населених пунктів. Значна частина шкідливих речовин потрапляє у водні об'єкти саме з урбанізованих територій, де формується поверхневий стік, насичений залишками нафтопродуктів, важких металів та біогенних сполук.

Сукупна дія цих чинників призводить до того, що вода річки Уди на виході з міста має якість на два пункти гіршу, ніж на вхідних створах. Річка демонструє високу чутливість до антропогенних навантажень і певну здатність до самоочищення, однак її природний потенціал самовідновлення перебуває у стані перенапруження. Це свідчить про розвиток геоекологічної проблеми, пов'язаної з деградацією водної екосистеми внаслідок надмірного техногенного впливу.

Якість води річки Уди формується під впливом поєднання природних та антропогенних факторів, що визначають хімічний склад і гідробіологічний стан водотоку. Аналіз гідрохімічних показників свідчить, що у воді переважають гідрокарбонатно-кальцієві та сульфатно-гідрокарбонатні типи мінералізації, характерні для річок Лісостепової зони України.

Середній рівень мінералізації води коливається в межах від 400 до 800 мг/дм<sup>3</sup>, проте в окремих ділянках нижче промислових і комунальних випусків спостерігаються підвищені значення – понад 1000 мг/дм<sup>3</sup>, що свідчить про антропогенне навантаження.

За концентрацією біогенних елементів, зокрема сполук азоту та фосфору, вода річки Уди відноситься до категорії помірно забруднених. Підвищений уміст нітратів, нітритів та амонійного азоту фіксується в районах інтенсивного

сільськогосподарського використання земель, що вказує на надходження добрив із полів у результаті поверхневого змиву. Фосфати надходять переважно зі стічними водами міських очисних споруд, спричиняючи локальні прояви евтрофікації – надмірного розвитку фітопланктону, що призводить до зниження вмісту розчиненого кисню.

Кисневий режим річки характеризується сезонними коливаннями. У весняно-осінній період концентрація розчиненого кисню становить 8–10 мг/дм<sup>3</sup>, тоді як у літній, особливо в межах міської зони, вона може знижуватись до 3–4 мг/дм<sup>3</sup>. Це створює несприятливі умови для існування чутливих видів гідробіонтів, зокрема риб і безхребетних.

Підвищені концентрації хлоридів і сульфатів фіксуються у зонах впливу міських очисних споруд, що вказує на надходження господарсько-побутових стоків. У деяких створах нижче за течією реєструються перевищення гранично допустимих концентрацій заліза загального, марганцю, цинку та міді, що пояснюється впливом промислових підприємств Харківського регіону.

Окрему екологічну загрозу становить органічне забруднення, про що свідчать показники біохімічного споживання кисню (БСК<sub>5</sub>) та хімічного споживання кисню (ХСК). Їхні середні значення у воді річки сягають 3–7 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> і 20–40 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> відповідно, що свідчить про помірне забруднення органічними речовинами антропогенного походження.

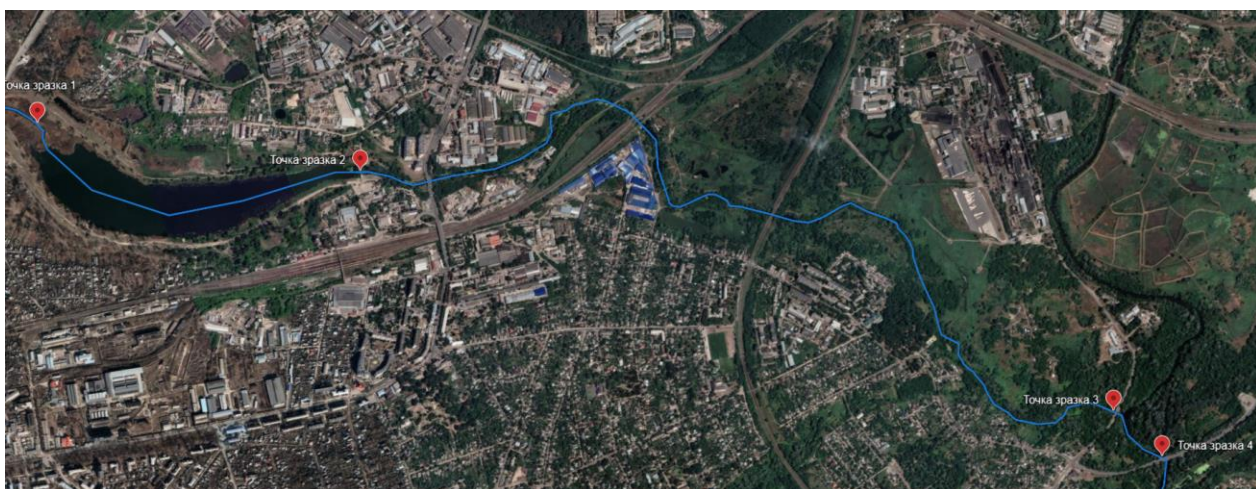
### 3.2. Дослідження еколого-токсикологічного стану річки Уди

Таким чином, результати гідрохімічного аналізу однозначно свідчать про перебування річки Уди у стані екологічної напруги, що формується під впливом комплексного антропогенного навантаження. Поєднана дія комунально-побутових стоків, сільськогосподарського поверхневого змиву та промислових викидів зумовлює підвищення концентрацій низки біогенних елементів, важких металів і органічних сполук, які перевищують унормовані показники для водних об'єктів господарсько-питного призначення.

Незважаючи на функціонування природних механізмів самоочищення, зокрема біохімічну трансформацію забруднювачів і седиментаційні процеси, саморегуляційний потенціал водної екосистеми практично вичерпано. Це проявляється у зниженні рівня розчиненого кисню, зміні рН середовища, накопиченні детриту та зростанні біологічного споживання кисню (БСК).

У сукупності ці показники вказують на те, що річкова система функціонує на межі своєї екологічної стійкості, а будь-яке додаткове антропогенне або кліматичне навантаження може спричинити дестабілізацію біогеохімічних процесів і втрату здатності до самовідновлення.

У зв'язку з цим особливої актуальності набуває системний моніторинг гідрохімічного складу води, контроль за динамікою токсикологічних показників і впровадження інтегрованих природоохоронних заходів, спрямованих на зменшення обсягів забруднень та підвищення екологічної стійкості гідроекосистеми.



 - створи з відбору зразків води

Рис. 3.1 Місця відбору зразків води з р. Уди

Відбір зразків поверхневих вод з річки Уди було здійснено навесні, влітку та восени 2025 року (рис. 3.1). Метою досліджень було визначення токсичних властивостей зразків води з річки Уди у межах м. Харків.

Зразки відбирались у 4 створах з р. Уди:

1. р. Уди, впадіння до Жовтневого водосховища, 49.963724, 36.147223;
2. р. Уди, витік з Жовтневого водосховища, (гребля) 49.957958, 36.164751;
3. р. Уди, до впадіння р. Лопань, 49.941275, 36.206614;
4. р. Лопань, після впадіння р. Лопань (міст по вул. Свистунівської), 49.934878, 36.204232

За результатами проведених навесні 2025 року еколого-токсикологічних досліджень зразків води з р. Уди були отримані наступні результати (рис. 3.2):

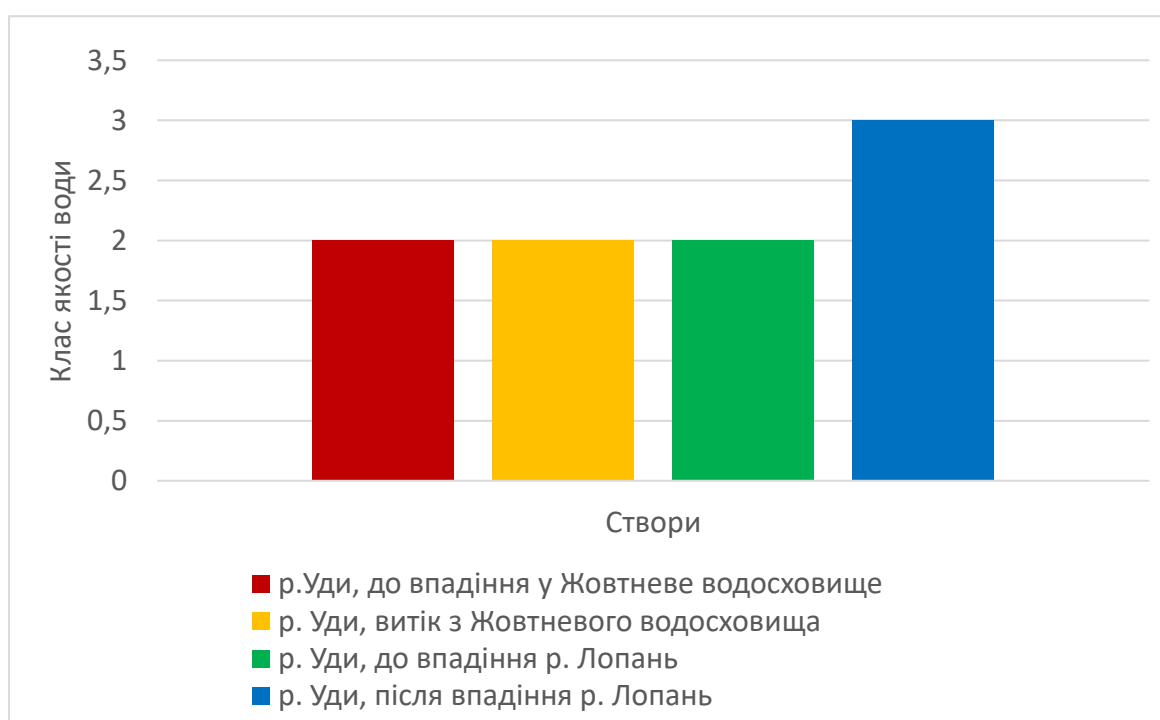


Рис. 3.2 Результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод, які було відібрано з р. Уди навесні 2025 року

Аналіз отриманих результатів показав, що токсичні властивості визначено у всіх зразках поверхневих вод, які було відібрано з р. Уди у створах впадіння та витік з Жовтневого водосховища, до та після впадіння р. Лопань. У створах впадіння та витік з Жовтневого водосховища та до впадіння р. Лопань було визначено 2 клас якості води – вода слабозабруднена, а в створі р. Уди, після

впадіння р. Лопань 3 клас якості води – вода помірно забруднена. Спостережувану динаміку токсичних властивостей можна пояснити комплексним впливом урбанізованого басейну, з території якого у річку Уди надходить поверхневий стік, збагачений побутовими, транспортними та промисловими забрудненнями. Це зумовлює зростання концентрації токсичних сполук та погіршення якості водного середовища.

Влітку 2025 року було проведено другий етап досліджень, відповідно до яких було отримано наступні результати – токсичні властивості було визначено у всіх чотирьох створах дослідження. У створах впадіння та витік з Жовтневого водосховища та до і після впадіння р. Лопань до р. Уди було визначено 2 клас якості води – вода слабо забруднена. Результати цих досліджень наведено на рисунку 3.3.



Рис. 3.3 Результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод, які було відібрано з р. Уди влітку 2025 року

Покращення якості води в р. Уди у літній сезон може бути зумовлене комплексом природних та біологічних факторів, що сприяють активізації процесів самоочищення водного середовища.

По-перше – інтенсифікація фотосинтезу та біологічної продукції.

За підвищеної температури й тривалої освітленості у водоймах активізується розвиток фітопланктону та водоростей, які у процесі фотосинтезу виділяють кисень. Це сприяє окисненню органічних речовин і зменшенню біохімічного споживання кисню (БСК).

По-друге – підвищення швидкості біохімічних процесів.

У теплу пору року зростає активність мікроорганізмів-деструкторів, що прискорюють розклад органічних забруднень, зокрема сполук азоту, фосфору, вуглецю. У результаті концентрація токсичних і хімічно нестійких сполук у воді зменшується.

По-третє – інтенсифікація газообміну.

При підвищенні температури та турбулентності потоку зростає газообмін між водою й атмосферою, що підвищує концентрацію розчиненого кисню та зменшує токсичність середовища.

По-четверте – седиментаційні процеси.

В умовах уповільненого течії влітку активізується осадження завислих часток і сполук важких металів на дно, що тимчасово покращує гідрохімічні показники у поверхневих шарах води.



Рис. 3.4 Результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод, які було відібрано з р. Уди восени 2025 року

Восени 2025 року відбір зразків з р. Уди було здійснено у жовтні. Як видно з наведених результатів, якість поверхневих вод погіршилась (рис. 3.4). У зразках поверхневих вод, які було відібрано з р. Уди, а саме у створах впадіння та витік з Жовтневого водосховища було визначено 2 клас якості води – вода слабозабруднена. У створах р. Уди, після і до впадіння р. Лопань 3 клас якості води – вода помірно забруднена.

У осінній період якість води у більшості річкових екосистем погіршується внаслідок зниження температури, уповільнення біохімічних процесів та збільшення надходження органічних речовин із водозбору, саме така ситуація склалася і з якістю води р. Уди. Основні фактори погіршення якості води наступні: охолодження водного середовища призводить до сповільнення метаболічної активності мікроорганізмів, що беруть участь у процесах біодеструкції органічних сполук. Це, своєю чергою, зменшує ефективність природного самоочищення. Через зниження інтенсивності фотосинтезу у фітопланктоні зменшується виділення розчиненого кисню, а при розкладанні опалого листя, детриту та донних відкладень спостерігається підвищене споживання кисню. Як наслідок – збільшується біохімічне споживання кисню (БСК) і погіршується окисно-відновний потенціал. Осінні дощі змивають із сільськогосподарських угідь і урбанізованих територій органічні залишки, біогенні елементи, нафтопродукти та важкі метали, що підвищує рівень забруднення. Під час дощових періодів відбувається ерозія берегів і донних відкладень, що підвищує мутність води й знижує її прозорість, утруднюючи фотосинтетичні процеси. Через зменшення температури та освітленості уповільнюється розвиток фітопланктону і водоростей, які відіграють ключову роль у підтриманні кисневого балансу.

Узагальнюючи отримані результати моніторингових досліджень зразків води, які було відібрано у різні пори року з р. Уди можна зробити наступні висновки, навесні у більшості річок спостерігається погіршення якості води, що пов'язано з: таненням снігу та льоду, внаслідок чого у водотоки надходить великий обсяг поверхневого стоку, насиченого мінеральними та органічними

забруднювачами (добрива, побутові відходи, нафтопродукти); змиванням ґрунтів та добрив із сільськогосподарських угідь, що спричиняє евтрофікацію (збагачення біогенними елементами, переважно азотом і фосфором); низькою температурою води, яка обмежує активність мікроорганізмів-деструкторів, тому самоочищення відбувається повільно.

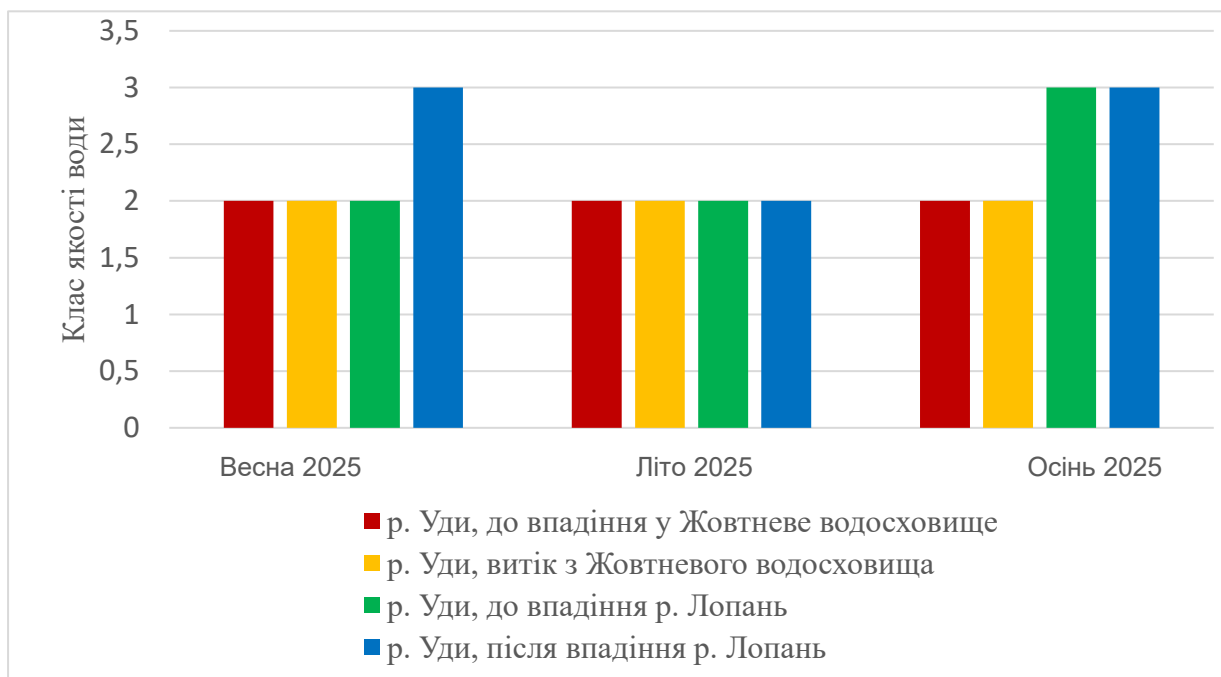


Рис. 3.5 Узагальнення результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод, які було відібрано з р. Уди у різні пори року

У цей період часто фіксують зростання мутності, підвищення БСК, зниження прозорості та загальну нестабільність гідрохімічних показників.

У літній період якість води покращується завдяки:

- активізації фотосинтезу у фітопланктоні та макрофітах, що підвищує концентрацію розчиненого кисню;
- зростанню температури, яка стимулює мікробіологічні процеси розкладання органічних речовин;
- зменшенню стоку з території водозбору (в суху погоду) та відповідно меншому надходженню забруднень.

Разом із тим, у маловодні роки можливе підвищення концентрації токсикантів через зниження об'єму води, тому позитивний ефект має умовний і сезонний характер.

Восени відбувається поступове погіршення якості води через:

- зниження температури, що уповільнює біохімічні процеси;
- зменшення фотосинтетичної активності, а отже – зниження вмісту розчиненого кисню;
- інтенсивний поверхневий змив під час дощів, який приносить органічні залишки, листя, гумусові сполуки, важкі метали;
- підвищення мутності та БСК, що свідчить про послаблення природного самоочищення.

Загальна тенденція у динаміці якості води р. Уди і взагалі річкових систем наступна: весна - максимальне навантаження на водну систему, погіршення показників; літо - відносна стабілізація та покращення якості за рахунок біологічної активності; осінь - повторне зростання забрудненості через гідрометеорологічні та біохімічні чинники.

## РОЗДІЛ 4

## РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВПРОВАДЖЕННЯ БІОТЕСТУВАННЯ В СИСТЕМУ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

У сучасних умовах розвитку промисловості, аграрного сектору та урбанізованих територій питання екологічної безпеки поверхневих вод набуває особливої актуальності. Погіршення якості води у річках, ставках і водосховищах спостерігається не лише внаслідок локальних забруднень, але й через кумулятивний вплив різних джерел – промислових скидів, стоку з орних земель, побутових відходів і кліматичних змін. У цих умовах традиційні методи контролю, які базуються виключно на хімічному аналізі, вже не забезпечують повної та об'єктивної оцінки екологічного стану водних об'єктів.

Хімічні показники дозволяють визначати концентрації певних речовин (важкі метали, пестициди, азотисті сполуки тощо), однак вони не враховують сукупного токсичного ефекту, який створює комплекс забруднювачів у водному середовищі. Часто саме поєднання навіть низьких концентрацій різних речовин може призвести до синергічного токсичного впливу на живі організми. Крім того, багато нових хімічних сполук (фармацевтичні препарати, продукти побутової хімії, наночастинки) не мають встановлених гранично допустимих концентрацій (ГДК), що ускладнює класичну аналітичну оцінку їхнього ризику для біоти.

У цьому контексті все більшої значущості набуває метод біотестування, який ґрунтується на використанні живих організмів як чутливих індикаторів якості водного середовища. Біотестування дозволяє оцінити інтегральний екотоксикологічний ефект забруднення, що відображає не лише присутність конкретних речовин, а й їхній сумарний вплив на живі системи різних трофічних рівнів. Це забезпечує більш реалістичне уявлення про стан водних екосистем порівняно з традиційними лабораторними аналізами.

Особливу цінність біотестування має для виявлення прихованих джерел забруднення, які не завжди можна зафіксувати хімічними методами.

Наприклад, при потраплянні у воду продуктів розкладу органічних сполук, детергентів або залишків пестицидів токсичний ефект може проявлятися навіть тоді, коли концентрації окремих компонентів не перевищують нормативні значення. Біотести фіксують саме біологічну реакцію організму на стрес, що є найбільш чутливим індикатором реальної екологічної небезпеки.

Впровадження біотестування у систему державного моніторингу якості поверхневих вод дозволить створити комплексну модель оцінки стану водних ресурсів, де хімічні, фізико-хімічні та біологічні показники розглядатимуться у взаємозв'язку. Такий підхід відповідає сучасним міжнародним практикам, зокрема вимогам Рамкової водної директиви ЄС (Water Framework Directive, 2000/60/EC), яка базується на інтегральному принципі «хімічна + екологічна оцінка».

Біотестування також сприяє підвищенню ефективності системи управління водними ресурсами, оскільки надає можливість прогнозувати зміни екосистем під впливом забруднень і своєчасно визначати ризикові ділянки. Застосування біоіндикаторів дозволяє отримувати дані про реальну біодоступність токсичних речовин, а не лише їхню присутність у воді. Це особливо важливо для речовин, здатних до біоаккумуляції (наприклад, ртуть, кадмій, поліциклічні ароматичні вуглеводні), які створюють довгострокову небезпеку для біоти та людини.

Варто зазначити, що методи біотестування вже активно використовуються у багатьох європейських країнах – Німеччині, Польщі, Чехії, Швеції, де вони офіційно входять до програм екологічного моніторингу водних об'єктів. Їх успішне впровадження дозволило не лише точніше оцінювати якість води, але й виявляти екологічно небезпечні тенденції, які могли залишатися непоміченими при традиційному контролі. В Україні ж застосування біотестів поки має переважно дослідницький характер, хоча їх потенціал для практичного моніторингу залишається надзвичайно високим.

Наукові дослідження свідчать, що навіть короткострокові біотести (24-96 годин) дають змогу отримати достовірну інформацію про ступінь токсичності проб води, оцінити вплив органічних та неорганічних речовин, а також

прогнозувати екологічні наслідки для водних організмів. Використання різних тест-об'єктів (дафнії, зелені водорості, риби, бактерії, мікроводорості) дозволяє комплексно охопити різні рівні біоорганізації – від клітинного до популяційного.

Крім того, впровадження біотестування має не лише екологічне, а й економічне значення. Біотести є відносно дешевими, швидкими у виконанні та не потребують складного лабораторного обладнання. Вони можуть використовуватися як оперативний індикатор у разі аварійних скидів, техногенних інцидентів або для оцінки ефективності роботи очисних споруд.

Таким чином, впровадження біотестування в систему оцінки якості поверхневих вод є логічним і необхідним кроком для розвитку сучасної еколого-аналітичної системи України, що відповідатиме міжнародним стандартам екологічного моніторингу. Цей підхід забезпечить перехід від суто аналітичного контролю до екологічно орієнтованої оцінки стану водних екосистем, у центрі якої стоїть живий організм як головний індикатор впливу довкілля.

## ВИСНОВКИ

1. Річка Уди бере свій початок на Середньоруській височині, у балці поблизу села Безсонівка Октябрського району Белгородської області (РФ) на висоті близько 190 метрів над рівнем моря. На територію України, в межі Харківської області, річка входить північно-східніше села Окоп і впадає в річку Сіверський Донець на відстані 825 км від її витoku. Загальна довжина Уд становить 164 км, з яких 127 км протікають по території Харківської області. Площа водозбірного басейну сягає 3894 км<sup>2</sup>, у тому числі 3460 км<sup>2</sup> в межах області.

2. Відбір зразків поверхневих вод з річки Уди було здійснено навесні, влітку та восени 2025 року. Зразки відбирались у 4 створах з р. Уди: р. Уди, впадіння до Жовтневого водосховища; р. Уди, витік з Жовтневого водосховища, (гребля); р. Уди, до впадіння р. Лопань; р. Лопань, після впадіння р. Лопань (міст по вул. Свистунівської).

3. У дослідженні для визначення хронічної токсичності води з річки Уди було застосовано методику біотестування на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Метод ґрунтується на порівнянні показників виживаності та/або плодючості церіодафній у зразках досліджуваної води (експеримент) і у воді, в якій вони утримуються в нормальних умовах культивування (контроль).

Показником наявності хронічної токсичності води вважається статистично достовірне зниження рівня виживаності або плодючості церіодафній у досліджуваному зразку порівняно з контрольним протягом усього періоду біотестування.

4. За результатами проведених навесні 2025 року еколого-токсикологічних досліджень зразків води з р. Уди були отримані наступні результати: у створах впадіння та витік з Жовтневого водосховища та до впадіння р. Лопань було визначено 2 клас якості води – вода слабозабруднена, а у створі р. Уди, після впадіння р. Лопань 3 клас якості води – вода помірно забруднена.

5. Влітку 2025 року було проведено другий етап досліджень, відповідно до яких було отримано наступні результати – токсичні властивості було визначено у всіх чотирьох створах дослідження. У створах впадіння та витік з Жовтневого водосховища та до і після впадіння р. Лопань до р. Уди було визначено 2 клас якості води – вода слабо забруднена.

6. Восени 2025 року відбір зразків з р. Уди було здійснено у жовтні. Як видно з наведених результатів, якість поверхневих вод погіршилась (рис. 3.4). У зразках поверхневих вод, які було відібрано з р. Уди, а саме у створах впадіння та витік з Жовтневого водосховища було визначено 2 клас якості води – вода слабозабруднена. У створах р. Уди, після і до впадіння р. Лопань 3 клас якості води – вода помірно забруднена..

7. Загальна тенденція у динаміці якості води р. Уди і взагалі річкових систем наступна: весна - максимальне навантаження на водну систему, погіршення показників; літо - відносна стабілізація та покращення якості за рахунок біологічної активності; осінь - повторне зростання забрудненості через гідрометеорологічні та біохімічні чинники.

8. Впровадження біотестування в систему оцінки якості поверхневих вод є логічним і необхідним кроком для розвитку сучасної еколого-аналітичної системи України, що відповідатиме міжнародним стандартам екологічного моніторингу. Цей підхід забезпечить перехід від суто аналітичного контролю до екологічно орієнтованої оцінки стану водних екосистем, у центрі якої стоїть живий організм як головний індикатор впливу довкілля.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Singh J., Yadav B.K. Adsorption of Heavy Metal with Aged Microplastic in Groundwater Under Varying Organic Matter Content. *In Ground Water Contamination in India: Adverse Effects on Habitats, Springer Nature Switzerland, Cham, 2024, pp. 3-10.*

2. Meng F., Cao R., Zhu X., Zhang Y., Liu M., Wang J., Geng N. A nationwide investigation on the characteristics and health risk of trace elements in surface water across China. *Water Res.*, 2024, 250, p. 121076. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.121076>

3. Selvam S., Jesuraja K., Roy P.D., Venkatramanan S., Khan R., Shukla S., Muthukumar P. Human health risk assessment of heavy metal and pathogenic contamination in surface water of the Punnakayal estuary, South India. *Chemosphere*, 2022, 298, p. 134027. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134027>

4. Singh J., Yadav B.K., Krause S. Spatiotemporal distribution and ecological hazards of microplastic pollution in soil water resources around a wastewater treatment plant and municipal solid waste site. *J. Contam. Hydrol.*, 2025, p. 104515. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2025.104515>

5. Marques E.A., Junior G.C.S., Eger G.Z., Ilambwetsi A.M., Raphael P., Generoso T.N., Júnior J.N. Analysis of groundwater and river stage fluctuations and their relationship with water use and climate variation effects on Alto Grande watershed, Northeastern Brazil. *J. South Am. Earth Sci.*, 2020, 103, p. 102723. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102723>

6. Zhang K., Chang S., Tu X., Wang E., Yu Y., Liu J., Fu Q. Heavy metals in centralized drinking water sources of the J River: A comprehensive study from a basin-wide perspective. *J. Hazard. Mater.*, 2024, 469, p. 133936. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133936>

7. Reiman J.H., Xu Y.J., He S., DelDuco E.M. Metals geochemistry and mass export from the Mississippi-Atchafalaya River system to the Northern Gulf of

Mexico. *Chemosphere*, 2018, 205, pp. 559-569.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.094>

8. Pavlović P., Mitrović M., Đorđević D., Sakan S., Slobodnik J., Liška I., Paunović M. Assessment of the contamination of riparian soil and vegetation by trace metals - A Danube River case study. *Sci. Total Environ.*, 2016, 540, pp. 396-409.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.125>

9. Singh J., Yadav B.K., Schneidewind U., Krause S. Microplastics pollution in inland aquatic ecosystems of India with a global perspective on sources, composition, and spatial distribution. *J. Hydrol.: Reg. Stud.*, 2024, 53, p. 101798.  
<https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2024.101798>

10. Sharma R., Kumar A., Singh N., Sharma K. Impact of seasonal variation on water quality of Hindon River: Physicochemical and biological analysis. *SN Appl. Sci.*, 2021, 3 (1) pp. 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.vlsi.2021.03.001>

11. Jain C.K., Sharma M.K. Heavy metal transport in the Hindon river basin, India. *Environ. Monit. Assess.*, 2006, 112, pp. 255-270.

12. Visakh S., Raju P.V., Kulkarni S.S., Diwakar P.G. Inter-comparison of water balance components of river basins draining into selected delta districts of Eastern India. *Sci. Total Environ.*, 2019, 654, pp. 1258-1269.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.162>

13. Barbosa M. O., Ribeiro A. R., Ratola N., Hain E., Homem V., Pereira M. F. R., Blaney. L, Silva A. M. T. Spatial and seasonal occurrence of micropollutants in four Portuguese rivers and a case study for fluorescence excitation-emission matrices. *Sci Total Environ.*, 2018, 644, pp. 1128–1140.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.355>

14. Arguello-Pérez M. A., Mendoza-Pérez J. A., Tintos-Gómez A., Ramírez-Ayala E., Godínez-Domínguez E., Silva-Bátiz F. A. Ecotoxicological analysis of emerging contaminants from wastewater discharges in the coastal zone of Cihuatlán (Jalisco, Mexico). *Water*, 2019, 11, p. 1386. <https://doi.org/10.3390/w11071386>

15. Bedoya-Ríos D.F., Lara-Borrero J.A., Duke-Pardo V., Wood-Parra C.A., Jimenez E.M., Toro A.F. Study of the occurrence and ecosystem danger of selected

endocrine disruptors in the urban water cycle of the city of Bogotá, Colombia. *J Env Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.*, 2018, 53, pp. 317–325. <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1401372>

16. Barbosa A.M.C., de Solano M.L.M., de Umbuzeiro G.A. Pesticides in drinking water – The Brazilian monitoring program. *Front Public Health*, 2015, 3, p. 246. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2015.00246>

17. Bunting S., Lapwort D., Crane E., Grima-Olmedo J., Koroša A., Kuczyńska A., Mali N., Rosenqvist L., van Vliet M., Togola A. Emerging organic compounds in European groundwater. *Environ. Pollut.* 2021, 269, p. 115945. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115945>

18. Reberski J.L., Terzić J., Maurice, L.D., Lapworth D.J. Emerging organic contaminants in karst groundwater: A global level assessment. *J. Hydrol.* 2022, 604, p. 127242. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127242>

19. Mukhopadhyay A., Duttagupta S., Mukherjee A. Emerging organic contaminants in global community drinking water sources and supply: A review of occurrence, processes and remediation. *J. Environ. Chem. Eng.* 2022, 10, p. 107560. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107560>

20. Pereira L.C., de Souza A.O., Bernardes M.F.F., Pazin M., Tasso M.J., Pereira P.H., Dorta D.J. A perspective on the potential risks of emerging contaminants to human and environmental health. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2015, 22, pp. 13800–13823. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4896-6>

21. United States Congress. Safe Drinking Water Act; United States Congress: Washington, DC, USA, 1974.

22. Rosenblum J.S., Liethen A., Miller-Robbie L. Prioritization and risk ranking of regulated and unregulated chemicals in US drinking water. *Environ. Sci. Technol.* 2024, 58, pp. 6878–6889. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c08745>

23. Levin R., Villanueva C.M., Beene D., Cradock A.L., Donat-Vargas C., Lewis J., Martinez-Morata I., Minovi D., Nigra A.E. Olson E.D. US drinking water quality; exposure risk profiles for seven legacy and emerging contaminants. *J. Expo. Sci. Env. Epid.* 2023, 34, pp. 3–22. <https://doi.org/10.1038/s41370-023-00597-z>

24. Bradley P.M., Journey C.A., Romanok K.M., Barber L.B., Buxton H.T., Foreman W.T., Furlong E.T., Glassmeyer S.T., Hladik M.L., Iwanowicz L.R. Expanded target-chemical analysis reveals extensive mixed-organic-contaminant exposure in U.S. Streams. *Environ. Sci. Technol.* 2017, 51, pp. 4792–4802. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00012>

25. Glassmeyer S.T., Furlong E.T., Kolpin D.W., Batt A.L., Benson R., Boone J.S., Conerly O., Donohue M.J., King D.N., Kostich M.S. Nationwide reconnaissance of contaminants of emerging concern in source and treated drinking waters of the United States. *Sci. Total Environ.* 2017, pp. 581–582, 909–922. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.004>

26. Singh P.K., Kumar U., Kumar I., Dwivedi A., Singh P., Mishra S., Seth C.S., Sharma R.K. Critical review on toxic contaminants in surface water ecosystem: Sources, monitoring, and its impact on human health. *Environ. Sci. Pollut. R.* 2024, 31, pp. 56428–56462. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34932-0>

27. Bai X., Lutz A., Carroll R., Keteles K., Dahlin K., Murphy M., Nguyen D. Occurrence, distribution, and seasonality of emerging contaminants in urban watersheds. *Chemosphere.* 2018, 200, pp. 133–142. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.106>

28. Morin-Crini N., Lichtfouse E., Liu G., Balaram V., Ribeiro A.R.L., Lu Z., Stock F., Carmona E., Teixeira M.R., Picos-Corrales, L.A. Worldwide cases of water pollution by emerging contaminants: A review. *Environ. Chem. Lett.* 2022, 20, pp. 2311–2338. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01447-4>

29. Tran N. H., Li J., Hu J., Ong S.L. Occurrence and suitability of pharmaceuticals and personal care products as molecular markers for raw wastewater contamination in surface water and groundwater. *Environ. Sci. Pollut. R.* 2014, 21, pp. 4727–4740. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2428-9>

30. Masoner J.R., Kolpin D.W., Cozzarelli I.M., Barber L.B., Burden D.S., Foreman W.T., Forshay K.J., Furlong E.T., Groves J.F., Hladik M.L. Urban stormwater: An overlooked pathway of extensive mixed contaminants to surface and

groundwaters in the United States. *Environ. Sci. Technol.*, 2019, 53, pp. 10070–10081. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02867>

31. Santos V.S., Anjos J.S.X., de Medeiros J.F., Montagner C.C. Impact of agricultural runoff and domestic sewage discharge on the spatial-temporal occurrence of emerging contaminants in an urban stream in São Paulo, Brazil. *Environ. Monit. Assess.*, 2022, 194, p. 637. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10288-1>

32. Masoner J.R., Kolpin D.W., Furlong E.T., Cozzarelli I.M., Gray J.L. Landfill leachate as a mirror of today's disposable society: Pharmaceuticals and other contaminants of emerging concern in final leachate from landfills in the conterminous United States. *Environ. Toxicol., Chem.* 2016, 35, pp. 906–918. <https://doi.org/10.1002/etc.3219>

33. Yang Y.-Y., Toor G.S., Wilson P.C., Williams C.F. Micropollutants in groundwater from septic systems: Transformations, transport mechanisms, and human health risk assessment. *Water Res.*, 2017, 123, pp. 258–267. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.054>

34. Pinasseau L., Wiest J., Volatier L., Mermillod-Blondin F., Vulliet E. Emerging polar pollutants in groundwater: Potential impact of urban stormwater infiltration practices. *Environ. Pollut.*, 2020, 266, p. 115387. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115387>

35. Sjerps R.M.A., Kooij P.J.F., van Loon A., Van Wezel A.P. Occurrence of pesticides in Dutch drinking water sources. *Chemosphere*, 2019, 235, pp. 510–518. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.207>

36. Smalling K.L., Bradley P.M., Romanok K.M., Elliott S.M., de Lambert J., Focazio M.J., Gordon S.E., Gray J.L., Kanagy L.K., Hladik M.L. Exposures and potential health implications of contaminant mixtures in linked source water, finished drinking water, and tapwater from public-supply drinking water systems in Minneapolis/St. Paul area, USA. *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, 2023, 9, pp. 1813–1828. <https://doi.org/10.1039/D3EW00066D>

37. Bexfield L.M., Toccalino P.L., Belitz K., Foreman W.T., Furlong E.T. Hormones and pharmaceuticals in groundwater used as a source of drinking water across the United States. *Environ. Sci. Technol.*, 2019, 53, pp. 2950–2960. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05592>

38. Riva F., Castiglioni S., Fattore E., Manenti A., Davoli E., Zuccato E. Monitoring emerging contaminants in the drinking water of Milan and assessment of the human risk. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 2018, 221, pp. 451–457. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2018.01.008>

39. Glassmeyer S.T., Burns E.E., Focazio M.J., Furlong E.T., Gribble M.O., Jahne M.A., Keely S.P., Kennicutt A.R., Kolpin D.W., Kakaley E.K.M. Water, water everywhere, but every drop unique: Challenges in the science to understand the role of contaminants of emerging concern in the management of drinking water supplies. *GeoHealth*, 2023, 7, p. e2022GH000716. <https://doi.org/10.1029/2022GH000716>

40. Zhang S., Gitungo S., Dyksen J.E., Raczko R.F., Axe L. Indicator compounds representative of contaminants of emerging concern (CECs) found in the water cycle in the United States. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 2021, 18, p. 1288. <https://doi.org/10.3390/ijerph18031288>

41. Baken K.A., Sjerps R.M., Schriks M., van Wezel A.P. Toxicological risk assessment and prioritization of drinking water relevant contaminants of emerging concern. *Environ. Int.*, 2018, 118, pp. 293–303. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.05.006>

42. Montagner C., Sodr  F., Acayaba R., Vidal C., Campestrini I., Locatelli M., Pescara I., Albuquerque A., Umbuzeiro G., Jardim W. Ten years-snapshot of the occurrence of emerging contaminants in drinking, surface and ground waters and wastewaters from S o Paulo State, Brazil. *J. Braz. Chem. Soc.*, 2018, 30, pp. 614–632. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20180232>

43. Крайнюкова А. М., Крайнюков О. М., & Кривицька І. А. Використання методик біотестування для оцінювання екологічного стану поверхневих вод. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н.*

Каразіна серія «Екологія», 2021, 24, pp. 103-116. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2021-24-09>

44. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Оцінювання екологічних та економічних наслідків забруднення водних об'єктів. *Міжнародний науковий журнал "Інтернаука"*, 2023, 17, pp. 10-13. <https://doi.org/10.25313/2520-2057-2023-17>

45. Крайнюков О., & Кривицька І. Дослідження екологотоксикологічного стану р. Хорол у межах м. Миргород. *Природнича освіта та наука*, 2024, 6, pp. 107-111. <https://doi.org/10.32782/NSER/2024-6.14>

46. Крайнюков О., Кривицька І., & Найдьонова О. Екологотоксикологічна оцінка стану поверхневих вод Журавлівського гідропарку. *Український журнал природничих наук*, 2025, 11, pp. 35-42. <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.11.2025>

47. Wang Z., Muir D.C.G., Nagatani-Yoshida K., Walker G.W. Toward a global understanding of chemical pollution: a first comprehensive analysis of national and regional chemical inventories. *Environ. Sci. Technol.*, 2020, 54, pp. 2575-2584, <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06379>

48. Van Gils J., Posthuma L., Cousins I.T., Brack W., Altenburger R., Baveco H. Computational material flow analysis for thousands of chemicals of emerging concern in European waters. *J. Hazard. Mater.*, 2020, 397, p. 122655, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122655>

49. Lemm J.U., Venohr M., Globevnik L., Stefanidis K., Panagopoulos Y., Gils J. van, Posthuma L. Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: towards an integrated understanding of river status deterioration. *Glob. Chang. Biol.*, 2021, 27, pp. 1962-1975. <https://doi.org/10.1111/gcb.15504>

50. ДСТУ 4174:2003 Якість води. Визначення хронічної токсичності хімічних речовин та води на *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 10706:2000, MOD). Київ: Держспоживстандарт України, 2004.