

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРІВ І
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

ПОГОДЖЕНО

Деканом факультету захисту
рослин, біотехнології та
екології

_____ **Юлія КОЛОМІЄЦЬ**

« ____ » _____ 2026 р.

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО

ЗАХИСТУ

Завідувач кафедри екології
агросфери та екологічного
контролю, канд. с.-г. наук, доцент

_____ **Олена НАУМОВСЬКА**

« ____ » _____ 2026 р.

БАКАЛАВРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА (ПРОЄКТ)

**на тему: « Біотестування якості води затопленої ділянки долини р.
Ірпінь (сучасний період) »**

Спеціальність 101- «Екологія»

Освітньо-професійна програма «Екологія»

Гарант освітньої програми
докт. пед. наук, професор

_____ **Володимир БОГОЛЮБОВ**

Керівник бакалаврської
кваліфікаційної роботи
канд. с.-г. наук, доцент

_____ **Марина ЛАДИКА**

Виконала

_____ **Лілія ГОРОДНИЧА**

Київ – 2026

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри екології агросфери та
екологічного контролю, канд. с.-г. наук, доцент

Олена НАУМОВСЬКА

«_____» _____ 2026 р.

З А В Д А Н Н Я

ДО ВИКОНАННЯ БАКАЛАВРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ

ЗДОБУВАЧУ

Городничій Лілії Олександрівні

Спеціальність: 101-«Екологія»

Освітньо-професійна програма: «Еколог»

Тема бакалаврської кваліфікаційної роботи: «Біотестування якості води
затопленої ділянки долини р. Ірпінь (сучасний період)»

затверджена наказом від «27» жовтня 2025 року №2537 «С»

Термін подання завершеної роботи на кафедру «29» травня 2026 р.

Вихідні дані до бакалаврської кваліфікаційної роботи (проєкту):

дані лабораторно-аналітичних досліджень – показники якості води.

Перелік питань, що підлягають дослідженню: реакція тест-об'єктів *Allium*
sepa та *Lactuca sativa* L. на якість водного середовища та встановлення його
фітотоксичності.

Дата видачі завдання «20» червня 2025 р.

**Керівник бакалаврської
кваліфікаційної роботи (проєкту)**

Марина ЛАДИКА

Завдання взяв до виконання

Лілія ГОРОДНИЧА

РЕФЕРАТ

Бакалаврську кваліфікаційну роботу виконано на 49 сторінках, містить 7 таблиць, 8 рисунків та 44 джерел використаної літератури.

Мета дослідження: є комплексна оцінка фітотоксичності природних вод затопленої ділянки річки Ірпінь у сучасний період за допомогою методів біотестування для визначення екологічного стану новоствореної акваторії.

Для досягнення цієї мети були поставлені наступні завдання:

1. Аналіз літературних джерел щодо методів біотестування об'єктів довкілля.
2. Дослідити загальнотоксичний вплив води за допомогою *Allium-тесту*.
3. Визначити рівень фітотоксичності води за допомогою тест-об'єкта *Lactuca sativa* L..
4. Провести статистичну обробку отриманих даних та встановити клас якості води, зробивши висновки.

Об'єктом дослідження є реакція тест-об'єктів *Allium cepa* та *Lactuca sativa* L. на якість води.

Предметом дослідження є морфологічні параметри тест-культур та їх зміна на фітотоксичні умови.

У результаті проведених досліджень було встановлено, що води затопленої ділянки долини річки Ірпінь характеризуються різним рівнем токсичного впливу на тест-об'єкти *Allium cepa* та *Lactuca sativa* L. За результатами біотестування виявлено сезонні зміни якості води: у осінній період спостерігався вищий рівень фітотоксичності порівняно з літнім. Найбільш токсичним виявилися окремі зразки води, відібрані поблизу сіл Козаровичі, Червоне, Демидів та в районі мосту. Проведене дослідження підтвердило ефективність методів біотестування для оцінки екологічного стану поверхневих вод та доцільність використання *Allium-тесту* і *Lactuca sativa* як чутливих біоіндикаторів якості водного середовища.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: річка Ірпінь, біотестування, якість води, фітотоксичність, тест-об'єкти, *Allium cepa*, *Lactuca sativa*.

ЗМІСТ

РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДІВ БІОТЕСТУВАННЯ І БІОІНДИКАЦІЇ В ОЦІНЦІ СТАНУ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	8
1.1. Екологічний стан водних екосистем України та існуючі підходи до його оцінки.....	8
1.1.1. Сучасний екологічний стан прісноводних водойм України	9
1.1.2. Основні показники якості води	10
1.2. Експрес-методи дослідження стану водних екосистем.....	11
1.3. Біоіндикація і біотестування як методи екологічної оцінки.....	13
1.3.1. Досвід використання макрофітів в оцінці стану водного середовища.....	14
1.3.2. Макрозообентос в оцінці хронічної токсичності	15
1.4. Нормативна база оцінки якості води (ДСТУ, ВООЗ, ЄС)	17
РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, УМОВИ ТА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ.....	19
2.1. Мета і завдання дослідження.....	19
2.2. Об'єкт і предмет дослідження	19
2.3. Характеристика території і умов дослідження.	19
2.4. Методика досліджень	21
2.4.1. Польові експедиційні дослідження.	21
2.4.2. Методика відбору проб води	23
2.4.3. Біотестування якості води.....	24
2.4.3.1. Використання <i>Allium</i> -тесту для оцінки якості води	25
2.4.3.2. Використання насіння салату посівного (<i>Lactuca sativa</i> L.) для визначення фітотоксичності	26
РОЗДІЛ 3. БІОТЕСТУВАННЯ ЯКОСТІ ВОДИ ЗАТОПЛЕНОЇ ДІЛЯНКИ ДОЛИНИ Р. ІРПІНЬ.....	30
3.1. Біотестування води за допомогою <i>Allium</i> -тесту	30
3.2. Оцінка фітотоксичності води затопленої ділянки долини р. Ірпінь з використанням насіння салату посівного <i>Lactuca sativa</i>	33
3.3. Результати біотестування якості води	34
3.1.2. Якість води.....	40
ВИСНОВКИ.....	43
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	44

ВСТУП

Водні ресурси становлять один із ключових елементів природного середовища, який впливає на функціонування екосистем, здоров'я населення та екологічну безпеку регіонів. У сучасних умовах антропогенний вплив на поверхневі води невинно зростає через активну урбанізацію, сільськогосподарську діяльність, недостатньо очищені стічні води, а також через трансформацію природних ландшафтів. Особливе значення проблема аналізу якості води набуває у випадках водних об'єктів, які піддалися наслідкам військових дій або гідрологічних змін, спричинених затопленням певних територій [30, 36].

Долина річки Ірпінь, що є однією з важливих природних систем Київської області, виконує водоохоронну, гідрологічну та біоценотичну функції. Унаслідок бойових дій 2022 року частина цієї долини була штучно затоплена для стримування наступу російських військ, що призвело до значних змін у гідрологічному режимі. Зокрема, відбулося уповільнення водообміну, накопичення органічних речовин, порушення кисневого балансу та загальне погіршення екологічного стану водних екосистем. На затоплених ділянках утворилися характерні лімнічні умови, які створюють ризик накопичення токсичних сполук і погіршення якості води [10].

У цьому контексті постає необхідність проведення комплексної оцінки якості води з використанням не лише гідрохімічних методів аналізу, але й біологічних підходів, які враховують вплив забруднювачів на живі організми. Серед ефективних методів екологічного контролю виділяється біотестування, що дає змогу визначити токсичність водного середовища через реакції тест-об'єктів. Цей метод дозволяє виявити негативний вплив навіть тих речовин, які складно визначити у рамках стандартного хімічного аналізу [20].

Популярною рослинною тест-системою в біотестуванні є *Allium*-тест, заснований на аналізі впливу забруднювачів за допомогою цибулі ріпчастої (*Allium cepa* L.). Метод демонструє високу чутливість до токсичних речовин і дозволяє оцінювати цитотоксичні та фітотоксичні ефекти. Він рекомендується

для екологічного моніторингу поверхневих вод. Крім того, часто застосовується тест з насінням салату посівного (*Lactuca sativa L.*), яке швидко реагує на зміни хімічного складу води і має високу чутливість до дії токсичних сполук [42].

Актуальність досліджень у цій сфері полягає в необхідності комплексної оцінки сучасного екологічного стану затоплених ділянок долини річки Ірпінь, визначення рівня токсичності води та оцінки пов'язаних ризиків для місцевих водних екосистем. Запровадження методів біотестування надає можливість отримати об'єктивні дані про якість води та масштаби антропогенного впливу на ці території [36]. Результати таких досліджень можуть слугувати основою для подальшого екологічного моніторингу, прогнозування процесів відновлення екосистем і розроблення заходів щодо їхнього захисту [17].

РОЗДІЛ 1. АНАЛІЗ ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДІВ БІОТЕСТУВАННЯ І БІОІНДИКАЦІЇ В ОЦІНЦІ СТАНУ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

1.1. Екологічний стан водних екосистем України та існуючі підходи до його оцінки

Екологічна ситуація у водних басейнах України на початку 2026 року перебуває у стані глибоких змін, спричинених тривалим антропогенним впливом та наслідками військових дій. Річкові системи все частіше стикаються з прогресуючою евтрофікацією, спричиненою неконтрольованим потраплянням добрив і скиданням недостатньо очищених стічних вод [22]. Традиційні підходи до моніторингу, засновані на періодичних хімічних аналізах, виявилися малоефективними для відстеження складних і швидких змін у біологічних спільнотах. У зв'язку з цим принципи Водної рамкової директиви ЄС вимагають від фахівців перейти до оцінки «екологічного потенціалу», що базується на біологічному реагуванні самих екосистем [27, 35]. Особливий інтерес викликають малі річки лісостепової зони, наприклад, Ірпінь, чиї заплави відіграють ключову роль у підтриманні регіонального гідрологічного балансу.

Науковці звертають увагу на важливість гідроморфологічної цілісності річок, адже вона прямо впливає на їхню здатність самоочищуватися. Будь-яке втручання у природну структуру річкового русла, чи то будівництво гідротехнічних споруд, чи вирівнювання берегової лінії, негативно позначається на різноманітті водних організмів [16]. У застійних зонах заплав накопичуються токсичні речовини, які можуть активізуватися при зміні гідрохімічного режиму, спричиняючи додаткове забруднення [5]. Інтегрований підхід до моніторингу дозволяє не лише фіксувати рівень забруднення, але й аналізувати приховані процеси деградації трофічних ланцюгів [33]. Відновлення річкових екосистем вимагає значно більше зусиль, ресурсів та часу порівняно з періодом їх первинної експлуатації.

Сучасні екологічні виклики диктують необхідність врахування кліматичних змін, які підсилюють шкідливий вплив локальних джерел забруднення. Зниження рівня води в річках у літній період призводить до накопичення токсичних речовин до небезпечних концентрацій, навіть якщо дотримуються нормативів гранично допустимого скиду (ГДС) [22, 44]. У результаті цього виникають умови, що спричиняють тепловий і хімічний стрес для водної біоти, зокрема масове поширення інвазивних чужорідних видів. Для розробки ефективних стратегій адаптації в управлінні водними ресурсами необхідно проводити детальний аналіз біологічних сигналів та фізико-хімічних параметрів. Отже, біоіндикація стає ключовим інструментом забезпечення екологічної безпеки на загальнонаціональному рівні.

1.1.1. Сучасний екологічний стан прісноводних водойм України

Сучасний стан прісноводних об'єктів України значно погіршився через масштабні руйнування промислової та енергетичної інфраструктури. Пошкоджені очисні споруди спричинили масові викиди забруднюючих речовин, що призвело до утворення стійких зон екологічної кризи в басейнах як великих, так і малих річок [14, 5]. Спостерігається посилене замулення русел, яке супроводжується активним розвитком анаеробних процесів у природних шарах води [30]. Річка Ірпінь, як приклад типової малої річки Київського регіону, виявляє високу чутливість до органічного перевантаження, особливо в районах щільної забудови заплави. Що гірше, вторинне забруднення стає дедалі загрозливішим, оскільки донні відклади перетворюються на джерела постійної емісії важких металів і нафтопродуктів [22].

Гідрохімічний моніторинг останніх років свідчить про надзвичайно високі концентрації сполук азоту та фосфору, що є наслідком неефективного агровиробництва та деградації меліоративних систем [38, 16]. Такі умови створюють передумови для масового поширення синьо-зелених водоростей, які виробляють токсини, небезпечні як для теплокровних тварин, так і для

людей. Науковці зазначають, що за таких обставин здатність річок до самоочищення фактично вичерпується, що вимагає застосування біотехнічних заходів [5]. Сучасна наука наголошує на важливості детального картування джерел дифузного забруднення, які раніше залишалися поза увагою офіційної статистики. Використання геоінформаційних систем дає змогу моделювати розповсюдження забруднювачів у заплавах під час екстремальних паводків.

Окремо необхідно враховувати вплив мікробіологічного забруднення, що нерідко супроводжує скидання стічних вод у природні водойми. Це не лише створює додаткові ризики епідеміологічного характеру, але й змінює структуру мікробного складу води [40, 30]. Процеси розкладання органічних речовин у таких умовах супроводжуються інтенсивним споживанням кисню, що провокує утворення зон із низьким вмістом кисню, небезпечних для життя водних організмів. Стійкість прісноводних екосистем до подібних навантажень багато в чому залежить від збереження природних прибережних захисних смуг. Відновлення цих буферних зон стає особливо актуальним у контексті ревіталізації річок України в післявоєнний період. Тож, нинішній екологічний стан водойм вимагає невідкладного запровадження активного управління їхньою якістю.

1.1.2. Основні показники якості води

Оцінка якості води проводиться на основі комплексу гідрохімічних параметрів, які відображають її фізичний стан і хімічний склад. Серед ключових показників важливим є рівень розчиненого кисню, який слугує індикатором інтенсивності біологічних процесів [2]. Зниження концентрації кисню зазвичай свідчить про надлишкову кількість органічних речовин, схильних до легкого окиснення [33]. Рівень біогенних елементів, таких як нітрати та фосфати, визначає ступінь трофності водойм і активність первинної продукції. Відповідно до державних стандартів (ДСТУ), якість води

оцінюється за інтегральними показниками, що дозволяє проводити порівняння між різними водними об'єктами [4, 5].

Хімічна небезпека води значною мірою залежить від вмісту токсикантів, таких як важкі метали, пестициди й поліароматичні вуглеводні [35, 40]. Особливу загрозу становлять речовини, здатні до біоаккумуляції, які тривалий час зберігаються в екосистемах, навіть у низьких концентраціях. З появою нових екологічних викликів нормативи моніторингу, починаючи з 2026 року, включатимуть обов'язкові аналізи на наявність мікропластику та залишків сучасних фармацевтичних препаратів [42]. Ці сполуки можуть значно впливати на ендокринну систему водних організмів навіть за мінімальної концентрації у воді. Крім того, показник рН відіграє важливу роль у регулюванні хімічних форм металів у воді, що безпосередньо впливає на їхню біологічну доступність і токсичність.

Важливими показниками якості води також є її прозорість і вміст завислих частинок, які мають безпосередній вплив на інтенсивність фотосинтезу у водної вищої рослинності. Підвищена каламутність води часто супроводжується збільшенням концентрації бактеріальної флори та органічного детриту [2, 33]. Аналіз показника ХСК (хімічне споживання кисню) дає змогу оцінити загальний вміст окиснюваних речовин, зокрема стійких органічних забруднювачів. Розрахунок співвідношення між БСК (біологічним споживанням кисню) та ХСК допомагає екологам встановити природу забруднення, тобто віднести його до господарсько-побутового чи промислового типу. Усі ці параметри формують базову основу для подальшого біологічного тестування токсичності водного середовища.

1.2. Експрес-методи дослідження стану водних екосистем

Застосування експрес-методів у сучасній екології надає можливість оперативно отримувати дані про стан навколишнього середовища безпосередньо на місцевості, з мінімальними часовими витратами. Головними

інструментами в цьому процесі є портативні цифрові пристрої, які забезпечують високу точність і відтворюваність отриманих результатів.

Зокрема, флуоресцентна діагностика стану хлорофілу фітопланктону виступає одним із найсучасніших підходів. Вона дозволяє вчасно виявляти стресові реакції водоростей на токсичне забруднення ще до виникнення масової загибелі [40]. Також активно використовуються амперометричні та потенціометричні датчики, що гарантують своєчасне виявлення іонів важких металів і специфічних органічних інгібіторів [19]. Експрес-тестування із застосуванням біосенсорних систем на основі ферментів чи мікроорганізмів дає змогу оперативно визначати загальну токсичність проби [2].

Ключовою перевагою таких методів є можливість проведення масштабних вимірювань для точної локалізації джерел забруднення. Це має критичне значення для невеликих річок, де забруднення часто є локальним і триває короткий час, що ускладнює його фіксацію під час планових перевірок [11, 44]. Сучасні портативні фотометри дозволяють визначати концентрацію нітратів та фосфатів з точністю, яка відповідає лабораторним стандартам ДСТУ [16]. До того ж, інтеграція вимірювального обладнання з мобільними ГІС-платформами дозволяє автоматично наносити результати аналізу на електронні карти. Такі інноваційні системи закладають основу для розвитку громадського екологічного моніторингу в Україні.

Експрес-методи включають візуальну оцінку стану прибережної зони та макрофітних угруповань, що забезпечує початкову інформацію про сапробність водойм. Використання колометричних тест-набірів дає змогу навіть неспеціалістам швидко здійснювати скринінг води та вміст амонію чи нафтопродуктів. Такий підхід допомагає ефективніше розподіляти ресурси, скорочуючи витрати на дорогі лабораторні аналізи та зосереджуючи їх на ділянках із найбільшими проблемами. У 2026 році розвиток нанотехнологій відкрив можливості для створення чутливих сенсорів, здатних виявляти навіть одиничні молекули пестицидів у воді. Отже, експрес-діагностика стає важливим методом сучасного управління якістю водних ресурсів.

1.3. Біоіндикація і біотестування як методи екологічної оцінки

Біоіндикація і біотестування є основою біологічного моніторингу, що дає змогу оцінювати реальну небезпеку забруднення для живих організмів. Біоіндикація спирається на спостереження за реакціями організмів у їхньому природному середовищі, демонструючи загальний стан екосистеми [44]. На відміну від хімічних методів аналізу, біотестування застосовує живі організми для оцінювання токсичних властивостей водного середовища, дозволяючи виявляти вплив забруднюючих речовин на біоту. Цей метод широко використовується у міжнародній практиці для дослідження шкідливого впливу хімічних речовин на водні екосистеми і базується на застосуванні стандартного набору тест-організмів, таких як водорості, ракоподібні та риби [9]. Обидва підходи враховують ефект сукупного впливу різних токсикантів, який часто перевищує просту суму їх окремих концентрацій [27]. Використання індикаторних значень рослин за Елленбергом сприяє реконструкції історії забруднення водойми шляхом аналізу її рослинного складу [29, 19].

Сучасна екотоксикологія приділяє особливу увагу вивченню сублетальних ефектів, як-от порушення ембріального розвитку чи зміни поведінкових реакцій водних організмів [33, 44]. Біотестування виступає ефективним засобом для оцінки якості води, оскільки забезпечує інтегральну характеристику токсичності середовища та враховує кумулятивний вплив різних забруднювачів.

Завдяки простоті виконання та доступності методів, біотестування широко застосовується в лабораторній практиці для моніторингу стану водних екосистем і виявлення шкідливого впливу забруднювачів [9]. Використання біотичних індексів, адаптованих до умов Полісся та Лісостепу, дозволяє досягти високої точності в оцінці екологічного стану малих річок. Біодіагностика сприяє отриманню об'єктивної інформації про придатність водойм для підтримання здорових біоценозів [2].

Окремо слід відзначити значення біотестування у визначенні мутагенного потенціалу водного середовища. Застосування цитогенетичних методів дає змогу виявляти пошкодження генетичного апарату клітин під впливом мікрозабруднювачів, що має вирішальне значення для водойм, які використовуються для питного водозабезпечення або відпочинку [15, 31].

Дані, отримані під час біологічних тестів, часто є ключовими аргументами при визначенні екологічних збитків, завданих підприємствами-забруднювачами. Використання автоматизованих систем для реєстрації активності організмів, таких як дафнії чи мікрководорості, суттєво прискорює процес одержання надійних результатів. Біологічні методи контролю якості води найбільш точно відповідають практичним потребам у збереженні біорізноманіття.

1.3.1. Досвід використання макрофітів в оцінці стану водного середовища

Вищі водяні рослини, або макрофіти, є чудовими біоіндикаторами довготривалих змін у річкових екосистемах завдяки здатності накопичувати речовини у своїх тканинах. Видовий склад і просторова організація фітоценозів чітко відображають рівень трофності водойми, характеристики донних відкладів і швидкість течії [4, 19]. Макрофіти ефективно поглинають біогенні елементи та важкі метали, відіграючи важливу роль природного біофільтра в прибережній зоні [5]. Ряска мала (*Lemna minor*) отримала широке визнання як універсальний тест-об'єкт для лабораторних експериментів з оцінки токсичності завдяки простоті її вирощування та високій чутливості до шкідливих речовин [19, 32]. Наявність або відсутність окремих видів рослин часто свідчить про початок незворотних змін у гідрохімічному режимі річок [22, 17].

Детальний аналіз анатомно-морфологічних змін макрофітів дозволяє відстежити довготривалий вплив навіть низьких концентрацій забруднюючих речовин. Зміни у пігментному складі листя або модифікації в структурі

кореневої системи є типовими ознаками хімічного стресу [9, 32]. У басейні річки Ірпінь макрофіти заплав виконують критичну функцію стабілізації берегової лінії та перешкоджають ерозії ґрунтів [16]. Використання специфічних макрофітних індексів дозволяє оперативно класифікувати водойми за рівнем сапробності, що має велике значення для практичної екологічної діяльності. Крім того, моделювання реакції видів рослин на забруднення забезпечує можливість прогнозування стану екосистем протягом десятиліть [34, 37].

Макрофіти також виступають життєвим середовищем для багатьох інших організмів, і їхній екологічний стан безпосередньо впливає на рівень біорізноманіття водойм. Інтенсивне зростання твердостеблової рослинності, такої як очерет та рогіз, нерідко свідчить про процеси обміління та прогресуючу евтрофікацію малих річок [7, 17]. Разом із тим, занурені види макрофітів сприяють збагаченню води киснем у денний час, підтримуючи функціонування бентоносних угруповань. Заплавна рослинність також є природним фільтром для поверхневого стоку з сільськогосподарських територій, затримуючи ґрунтові частки та добрива. Збереження та відновлення макрофітних угруповань має ключове значення для забезпечення екологічної стійкості річкових систем України. Таким чином, макрофіти слугують універсальним індикатором стану водного середовища та одним із ключових елементів його охорони.

1.3.2. Макрозообентос в оцінці хронічної токсичності

Макрозообентос є ключовою групою організмів, які використовуються для моніторингу довготривалого екологічного стану водойм завдяки їхньому тривалому життєвому циклу. Представники цієї групи, зокрема личинки комах, молюски та ракоподібні, що населяють донні відкладення, здатні акумулювати токсичні речовини протягом усього періоду свого розвитку [33, 26]. Чутливі видові групи, наприклад одноденки (*Ephemeroptera*) та веснянки (*Plecoptera*), зникають у першу чергу за умов зниження олігохет та личинок

хірономід слугує надійним індикатором значного органічного забруднення і замулення русла [27, 44]. Біотичні індекси, що базуються на аналізі структури макрзообентосу, забезпечують об'єктивну оцінку якості водних ресурсів за попередній вегетаційний період [17].

Аналіз трофічної структури донних угруповань надає можливість глибше усвідомити особливості перетворення органічної речовини в певному секторі річки. Зміни у співвідношенні між фільтраторами та збирачами часто свідчать про зміни джерел і характеру надходження органічних речовин із зовнішнього середовища. Личинки безхребетних нерідко проявляють характерні морфологічні деформації, які є результатом впливу пестицидів або важких металів, що накопичуються у ґрунті. Ці особливості дозволяють використовувати таких організмів як надійні біоіндикатори для виявлення прихованого забруднення. При цьому врахування сезонних змін у розвитку бентосу є критично важливим для точного оцінювання екологічного стану водойми.

Бентосні організми відіграють центральну роль у процесах природного самоочищення водойм, сприяючи переробці значної кількості детриту, який накопичується на дні річок. Завдяки їхній життєдіяльності покращується аерація донних відкладів і прискорюються процеси мінералізації органічних речовин. Окрім того, макрзообентос виконує функцію основного кормового ресурсу для багатьох видів риб, а отже його стан значною мірою визначає рибогосподарський потенціал водойм. Сучасні молекулярно-генетичні методи аналізу бентосу відкривають можливість ідентифікувати види-індикатори навіть на ранніх стадіях їхнього розвитку, наприклад, у вигляді яєць. Донні угруповання є невід'ємною складовою інтегрованих систем екологічного моніторингу, які регламентуються вимогами європейського законодавства. Дослідження макрзообентосу дають змогу глибше зрозуміти функціонування річкової екосистем в умовах антропогенного чи природного стресу.

1.4. Нормативна база оцінки якості води (ДСТУ, ВООЗ, ЄС)

В Україні нормативне регулювання якості води активно трансформується задля гармонізації з європейськими стандартами. Центральним орієнтиром у цьому процесі є Водна рамкова директива 2000/60/ЄС, яка впроваджує цілісний підхід до управління водними ресурсами на основні басейнового принципу [27]. Національні стандарти (ДСТУ) зазнають поступових змін, включаючи сучасні методики біотестування та токсикологічного моніторингу. Санітарно-гігієнічні норми, передбачені СанПін були розширені на початку 2026 року новими параметрами безпеки відповідно до рекомендацій ВООЗ [30]. На місцевому рівні ключовим інструментом екологічної політики стають плани управління річковими басейнами (ПУРБ), спрямовані на сталий розвиток і охорону водних ресурсів [2, 17].

Впровадження нормативів екологічної якості (EQS) для значної кількості пріоритетних забруднювачів стало одним із ключових кроків у забезпеченні контролю за станом вод відповідно до світових стандартів [28, 38]. Відтепер українське законодавство зобов'язує застосовувати біологічні методи для визначення екологічного статусу водних об'єктів. Тож, регулярне та своєчасне внесення даних до єдиної інформаційної системи моніторингу докільля гарантує прозорість і відкритий доступ до інформації для громадян [17]. Починаючи з 2026 року, передбачено посилення відповідальності за порушення правил господарювання у водоохоронних зонах і заплавах малих річок. Оновлена нормативна база також вимагає обов'язкового використання сертифікованого програмного забезпечення для обробки та статистичного аналізу екологічних даних [37, 43].

Окрему увагу приділено впровадженню процедур оцінки впливу на довкілля (ОВД) для будь-якої діяльності, що може вплинути на гідрологічний режим річок. Це забезпечує ефективний механізм попередження деградації водних екосистем ще на етапі планування різних господарських проєктів [27,

28]. Уніфікація методик відбору проб і проведення аналізів відкриває Україні можливості для участі в міжнародних транскордонних ініціативах із моніторингу стану басейнів Дніпра та Прип'яті. Не менш важливим аспектом є навчання фахівців сучасним європейським протоколам проведення біоіндикаційних досліджень. Подальший розвиток нормативно-правової бази закладає міцний фундамент для відновлення водних екосистем і забезпечення сталого використання водних ресурсів. Таким чином, правова система України набуває стабільного характеру, стаючи надійним інструментом захисту національних водних багатств.

РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, УМОВИ ТА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Мета і завдання дослідження

Метою роботи є комплексна оцінка фітотоксичності природних вод затопленої ділянки річки Ірпінь у сучасний період за допомогою методів біотестування для визначення екологічного стану обраної території.

Для досягнення цієї мети були поставлені такі завдання:

1. Аналіз літературних джерел щодо методів біотестування об'єктів довкілля.
2. Дослідити загальнотоксичний вплив води за допомогою *Allium-тесту*.
3. Визначити рівень фітотоксичності води за допомогою тест-об'єкта *Lactuca sativa* L..
4. Провести статистичну обробку отриманих даних та встановити клас якості води, зробивши висновки.

2.2. Об'єкт і предмет дослідження

Об'єктом дослідження є реакція тест-об'єктів *Allium cepa* та *Lactuca sativa* L. на якість води.

Предметом дослідження є морфологічні параметри тест-культур та їх зміна на фітотоксичні умови.

2.3. Характеристика території і умов дослідження

Річка Ірпінь – права притока Дніпра, яка впадає у Київське водосховище, пролягаючи територією Житомирської (Андрушівський і Попільнянський райони) та Київської (Фастівський, Києво-Святошинський, Вишгородський райони) областей. Її загальна довжина становить 162 км, а площа водозбірного басейну сягає 3340 км². Джерело річки розташоване поблизу села Яроповичі в Андрушівському районі [21, 23]. У сучасні часи, особливо після подій 2022 року, значна частина заплави річки зазнала впливу вторинного затоплення [36].

Долина Ірпеня має коритоподібну форму, шириною до 4 км і завглибшки до 40 км. Її заболочена заплава розширюється до 1,5 км. Річище річки змінюється в ширині від 25 до 40 м, і на протяжності 131 км є основним каналом Ірпінської осушувально-зволожувальної системи. Похил річки становить 0,7 м/км. Основними притоками є права річка Унава, а також Нивка, що протікає на південно-західній та західній околицях Києва. Живлення річки є мішаним, зимовий льодостав триває з початку грудня й до кінця березня.



Рис. 2.1. Картографічне положення гідрографічної мережі річки Ірпінь [21]

На картографічній схемі «Географічне положення гідрографічної мережі річки Ірпінь» можна побачити, що в басейні функціонують локальні дренажні та дренажно-регулювальні системи, такі як Бучанська, Тарнівська та Шпильківська. Водні ресурси Ірпеня застосовуються як для промислових, так і для сільськогосподарських потреб [23].

2.4. Методика досліджень

2.4.1. Польові експедиційні дослідження.

Польові експедиційні дослідження є ключовою основою для екологічного моніторингу, оскільки саме завдяки їм можна отримати достовірні дані про стан екосистем у природних умовах їхнього функціонування. На відміну від лабораторного моделювання, цей підхід дає змогу врахувати комплексний вплив абіотичних факторів, таких як температура, інсоляція та гідрологічний режим, на рівень токсичності довкілля [43]. Головна мета таких досліджень полягає у проведенні інтегральної оцінки якості навколишнього середовища за допомогою біотестування, яке базується на реакції живих організмів на сукупний вплив різних забруднювачів [30].

Процес проведення польових досліджень вимагає строгого дотримання послідовності. Спершу відбирають репрезентативні точки, де здійснюється фіксація географічних координат. Далі виконують безпосередній відбір проб – води, донних відкладів або ґрунту, призначених для експозиції тест-об'єктів. Методологи надають перевагу використанню *in situ* методів, які передбачають проведення аналізів безпосередньо у водоймах чи на місці взяття проб ґрунту. Це дозволяє мінімізувати похибки, спричинені змінами у хімічному складі матеріалів під час їх транспортування чи консервації. Вибір тест-систем також має вирішальне значення: вони повинні демонструвати високу чутливість до певних типів антропогенного впливу, характерного саме для тієї або іншої ділянки дослідження. У сучасній практиці особлива увага приділяється застосуванню експрес-методів, таких як аналіз флуоресценції хлорофілу чи визначення показників із залученням люмінесцентних бактерій. Ці підходи дають змогу отримувати оперативні результати безпосередньо під час дослідження [31].

На рисунку 2.2 відображено територію на супутниковому знімку. Малиновими позначками відмічені точки відбору проб води в межах затопленої ділянки долини річки Ірпінь. Точки відбору проб охоплюють різні частини затопленої території, що дозволяє провести порівняльний аналіз якості води. (рис. 2.2.)



Рис. 2.2. Просторове розміщення точок відбору проб води в межах досліджуваної ділянки долини р. Ірпінь. (створено автором у програмі QGIS)

Пункти відбору проб води були розташовані в різних частинах затопленої долини річки Ірпінь та відрізнялися умовами формування водного середовища й ступенем антропогенного впливу. Пункт 1 знаходився в межах природної заплави річки, де збереглися залишки зруйнованих гідротехнічних споруд і простежувалися наслідки затоплення 2022 року. Пункт 2 був розташований у верхній частині зони затоплення з глибиною води 0,4 – 0,6 м

поблизу сільськогосподарського поля, де вирощували сільськогосподарські культури. Пункти 3 і 4 знаходилися на затоплених заплавах територіях, які в були частково задіяні у сільськогосподарському виробництві. До того ж на пункт 4 додатково впливає близьке розташування заміського комплексу. Пункт 5 характеризувався найбільшою глибиною затоплення та до затоплення використовувався як орні землі, городи та пасовища.

2.4.2. Методика відбору проб води

Під час проведення досліджень було здійснено відбір проб води на тестовій ділянці річки Ірпінь. Процедура виконувалася відповідно до стандартів встановлених ДСТУ ISO 5667-6:2009, які регламентують методику збору поверхневих вод. Зразки води відбиралися у стерильні контейнери, після чого їх доставляли до лабораторії для подальшого аналізу з використанням гідрохімічних підходів і методів біотестування.

Відбір проб води – це надзвичайно важливий етап у процесі її аналізу. Помилка, допущена на цьому етапі, може призвести до незворотних наслідків, адже виправлення таких похибок стає практично неможливим. Основні правила та методології, які необхідно врахувати під час планування й виконання відбору поверхневих вод для подальшого аналізу, визначені Наказом Державної служби України з надзвичайних ситуацій №30 від 19.01.2016 року «Про затвердження Інструкції з відбирання, підготовки проб води і ґрунту для хімічного та гідробіологічного аналізу гідрометеорологічними станціями і постами», а також стандартом «ДСТУ ISO 5667-6-2001 Якість води. Відбір проб. Частина 6» [35].

Процес відбору проб води повинен проводитися виключно кваліфікованими та досвідченими фахівцями, які несуть відповідальність за коректність отриманих результатів аналізу.

Відбір, транспортування та зберігання проби мають здійснюватися з дотриманням таких умов, щоб уникнути змін у складі компонентів чи

властивостях води, які є об'єктом аналізу. Об'єм відібраної проби має бути достатнім і відповідати вимогам обраної методики аналізу. Зазвичай для часткового аналізу потрібно 1 літра води, для деталізованого аналізу – 2 літри, а для повного дослідження – ще більший об'єм. Перед використанням посуду для відбору необхідно ретельно очистити: промити концентрованою сірчаною кислотою (технічною), додати синтетичні миючі засоби чи хромову суміш для знежирення і, за необхідності, пропарити водяною парою для повного очищення. Вимитий посуд споліскують дистильованою водою, а перед відбором проби промивають кілька разів тією ж водою, яка буде відбиратися [41].

Транспортування зразків потрібно здійснювати оперативно та максимально обережно. Після відбору проб рекомендується зберігати їх у холодильнику та виймати лише безпосередньо перед виконанням аналізу. Перед початком лабораторних досліджень важливо довести температуру проби до кімнатної. Зазвичай після завершення аналізу проби не зберігаються взагалі [41].

2.4.3. Біотестування якості води

У сучасному світі біотестування стало ключовим методом оцінювання якості води в багатьох країнах світу. Завдяки своїй технічній простоті, відносно низькій вартості, високій чутливості порівняно із хімічними методами та надійності, цей підхід дозволяє створити цілісний погляд на токсичність водних ресурсів [40]. Основною метою біотестування є визначення гострої та хронічної токсичності водних зразків. Для цього використовують представників різних трофічних рівнів: продуцентів (зелені водорості, такі як *Chlorella vulgaris*), консументів (ракоподібні, наприклад, *Daphnia magna* чи *Ceriodaphnia affinis*) та деструкторів (бактеріальні люмінесцентні системи) [33]. Відомо понад сто різних тест-об'єктів для проведення біотестування, що використовуються у чисельних методиках. Для отримання об'єктивної оцінки води зазвичай застосовується набір тест-

об'єктів (так звана батаеря тестів), адже чутливість різних організмів до окремих груп токсичних речовин, таких як важкі метали, пестициди чи нафтопродукти, може суттєво відрізнятись.

Під час польових робіт пріоритет надається методам експрес-діагностики, які дозволяють швидко й ефективно оцінити стан водойми. Основними критеріями токсичності є смертність організмів, зміни інтенсивності фотосинтезу, пригнічення ферментативної активності або аномалії у поведінці гідробіонтів. Перевагою польового біотестування є можливість зафіксувати поточний стан водного об'єкта без ризику деградації нестійких токсичних сполук, яка може виникнути під час транспортування проб до лабораторії.

Методи біотестування застосовуються й для аналізу стічних вод, які часто характеризуються настільки високим рівнем токсичності, що стають критично небезпечними для живих організмів. Використання тест-об'єктів у таких ситуаціях дозволяє своєчасно висигналізувати про небезпеку незалежно від складу або комбінації присутніх забруднюючих речовин [40].

2.4.3.1. Використання *Allium*-тесту для оцінки якості води

Allium-тест є одним із найпопулярніших методів біотестування, що використовується для оцінки токсичності та генотоксичних властивостей водного середовища. У його основі лежить застосування цибулі ріпчастої (*Allium cepa*) як тестового об'єкта. Особливість даного методу полягає в надзвичайній чутливості кореневої системи цибулі до впливу токсичних речовин, присутніх у воді. Затримка росту або морфологічні зміни коренів цибулин є сигналами про можливу токсичність чи мутагенний ефект досліджуваних проб. Класичний варіант *Allium*-тесту рекомендує проводити аналіз на додаткових коренях цибулин, які характеризуються однаковими розмірами та віком, що забезпечує зручність для проведення статистичного аналізу [31].

Ефективність цибулі ріпчастої як тестового об'єкта пояснюється її біологічними перевагами. Зокрема, корені цього виду швидко ростуть і містять великі хромосоми, які чітко проглядаються під мікроскопом під час аналізу. Це дозволяє дослідникам детально вивчати порушення мітозу, хромосомні аберації та інші цитогенетичні зміни, що можуть бути викликані забруднювачами водноо середовища. Наукові дані свідчать, що визначальними показниками впливу є довжина коренів, мітотичний індекс та кількість пагологічних змін у процесахклітинного поділу. Скорочення росту кореневої системи вказує на токсичну дію води, тоді як порушення клітинного поділу сигналізують про можливу генетоксичність проб [45].

Процес виконання тесту за цією методикою передбачає вирощування цибулин у водних пробах з подальшим порівнянням результатів з контрольними даними. Такий підхід дозволяє провести комплексну оцінку стану водойм і рівня антропогенного впливу на водні екосистеми [32].

Таким чином, *Allium*-тест є важливим інструментом в арсеналі екологічного моніторингу, доповнюючи традиційні фізико-хімічні методи аналізу водного середовища і забезпечуючи більш точне й всебічне вивчення стану поверхневих вод.

2.4.3.2. Використання насіння салату посівного (*Lactuca sativa* L.) для визначення фітотоксичності

Окрім традиційного використання насіння салату посівного (*Lactuca sativa*) для визначення токсичності води та ґрунтів, сьогодні ця рослина широко застосовується у дослідженнях нових форм забруднення. Сучасні наукові дослідження свідчать про високу чутливість салату до комбінованого впливу важких металів і мікропластиків, які можуть накопичуватися в його тканинах. У роботі польських учених, проведеної у 2025 році, було встановлено, що різні типи мікропластиків по-різному впливають на концентрації свинцю, кадмію та міді в тканинах *Lactuca sativa*. Зокрема, пластикові волокна сприяли підвищенню рівня свинцю та кадмію в кореневій

системи рослини, тоді як інші види мікропластику пригнічували її ріст. Науковці особливо підкреслюють, що салат посівний є чудовою моделлю для оцінки впливу сучасних забруднювачів на сільськогосподарські культури, що має безпосередній стосунок до безпеки харчових продуктів. Ця проблема стає дедалі актуальнішою через швидке зростання забруднення агроєкосистем пластиком. Таким чином, тест із насінням салату дедалі активніше застосовують не тільки для контролю якості води, а й для оцінки глобальних екологічних проблем, спричинених накопиченням мікропластику у довкіллі [42].

Своєю чергою, перспективним напрямом досліджень є використання *Lactuca sativa* для оцінки ефективності очищення промислових стічних вод. Результати показують, що навіть після проведення фізико-хімічного очищення промислові стоки можуть залишатися токсичними для рослин. Французькі вчені довели, що суміш різних металів часто проявляє значно вищий рівень токсичності порівняно з впливом кожного металу окремо. Зокрема, насіння салату чутливо реагувало на присутність міді, нікелю та цинку зниженням росту кореневої системи й маси проростків. Автори наголошують, що метод з використанням *Lactuca sativa* дозволяє оцінювати кумулятивний біологічний ефект забруднення, який може бути недоступним для виявлення за допомогою стандартних хімічних аналізів [8, 24].

Завдяки своїй високій чутливості до токсикантів салат посівний також використовується для швидкої оцінки екологічної безпечності нових технологій очищення води. Це робить його одним із найбільш перспективних інструментів для систем екологічного моніторингу якості води та ґрунтів [5, 24].

Для встановлення рівня токсичності водного середовища був використаний метод біотестування – експериментальний підхід, який виконується в контрольованих умовах і базується на реєстрації реакцій тест-організмів на комплексний вплив хімічних сполук у досліджуваній воді. При цьому враховуються різні типи взаємодії речовин, такі як синергізм,

антагонізм та адаптивність. В процесі біотестування вивчали реакції тест-організмів на якість води. Зокрема приріст, виживаність або зміни фізіологічного стану. Результати досліджень порівнювали з показниками контрольних зразків.

Обрахунок фітотоксичного ефекту та рівня токсичності води ми проводили за спеціальною методикою А.І. Горової (формула 1). Фітотоксичний ефект визначають у відсотках, аналізуючи такі параметри як маса рослин, довжина коренів і пагонів, кількість пошкоджених рослин або проростків. Одним із найпоширеніших способів оцінки фітотоксичності є вимірювання приросту рослинної маси, сформованої в ході експерименту, адже саме цей показник найбільш точно характеризує вплив досліджуваного середовища на процеси росту та розвиток рослин. Порівнюючи отримані дані з контрольними зразками, можна визначити рівень токсичного впливу водного середовища на об'єкти. Для розрахунку фітотоксичного ефекту застосовується спеціальна формула:

$$\Phi E = \frac{M_0 - M_x}{M_0} \times 100, \%, \quad (1)$$

де M_0 – це маса чи ростові показники рослин у пробірках з контрольною водою.

M_x – це маса чи ростові показники рослин у пробірках із досліджуваною водою [8].

Оцінювання рівня токсичності води проводили відповідно до шкали, запропонованої Горовою. Відповідно до цієї шкали визначали ступінь токсичного впливу досліджуваних зразків води на тест-об'єкти (табл. 2.1).

Таблиця 2.1.

Шкала оцінки рівня токсичності води за А.І. Горовою [8]

Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %	Рівень токсичності
0 - 20	Відсутня або слабка токсичність
20,1 - 40	Середня
40,1 – 60	Вища за середній
60,1 – 80	Висока
80,1 - 100	Максимальна

РОЗДІЛ 3. БІОТЕСТУВАННЯ ЯКОСТІ ВОДИ ЗАТОПЛЕНОЇ ДІЛЯНКИ ДОЛИНИ Р. ІРПІНЬ

3.1. Біотестування води за допомогою *Allium*-тесту

Фітотестування є одним із поширених методів біотестування, який застосовується для оцінки токсичності природних і стічних вод. Метод ґрунтується на визначенні впливу забруднювальних речовин на процеси проростання насіння, росту кореневої системи та розвитку проростків тест-рослин. Перевагами фітотестування є простота виконання, висока чутливість до токсикантів та можливість комплексної оцінки дії забруднювачів [45].

Для оцінки токсичності водного середовища у період вегетації було проведено два лабораторні досліді з використанням методів біотестування. Для аналізу використано проби води, відібрані 27.04.2025 р. та 20.09.2025 р. (рис. 3.1 і 3.2).

Як тест-об'єкти використовували цибулі городньої сорту Штутгартен Різен (*Allium cepa*), який є класичним об'єктом для фітотоксичного аналізу. Перед початком експерименту цибулини проходили стандартний відбір за розміром і відсутністю видимих пошкоджень для забезпечення однорідності вихідного матеріалу.

Для кожного із вище зазначених строків відбору використано контрольний зразок. Ним слугувала, збалансована за хімічним складом питна негазована вода ТМ «Моршинська».

Для усіх проб води використовувалася трикратна повторність тест-об'єктів. Здійснювали біотестування проб води з п'яти точок відбору, розташованих у різних частинах зони затоплення. Підготовлені зразки поміщали в термостат, де вони знаходилися протягом 72 год при температурі 20 °C (рис. 3.3).



Рис.3.1. Проби води, відібрані 27.04.2025 р., для біотестування



Рис. 3.2. Проби води, відібрані 20.09.2025 р., для біотестування



Рис. 3.3. Підготовлені біотест-об'єкти *Allium cepa* та їх розміщення в термостаті

Підготовлені у трикратній повторності п'ять варіантів зразків річкової води та контрольний зразок помістили в термостат. Підтримання стабільного температурного режиму забезпечувало однакові умови для усіх дослідних варіантів і мінімізувало вплив зовнішніх температурних коливань на швидкість проростання корінців. Після завершення тридобового терміну інкубації, зразки вилучили з термостату для проведення морфометричних вимірювань (рис. 3.4).

Головним критерієм оцінки токсичної дії кожного з п'яти зразків середовища, порівняно з контролем, слугувала довжина та кількість сформованих корінців цибулі, яку вимірювали за допомогою лінійки з точністю до одного міліметра для подальшого статистичного аналізу та порівняння літніх і осінніх результатів.



Рис. 3.4. Вимірювання корінців після експозиції 72 год в термостаті

3.2. Оцінка фітотоксичності води затопленої ділянки долини р. Ірпінь з використанням насіння салату посівного *Lactuca sativa*

Також як тест-об'єкт використовували насіння салату посівного *Lactuca sativa* L., яке характеризується швидким проростанням і високою чутливістю до змін якості водного середовища. Саме тому даний вид широко використовується у дослідженнях фітотоксичності поверхневих вод. Насіння пророщували у чашках Петрі за однакових умов температури та освітлення.

Дослідження проводили у стерильних чашках Петрі, на дно яких поміщали фільтрувальний папір, змочений досліджуваними зразками води. У кожену чашку висівали по 20 насінин салату посівного. Для контролю використовували також збалансовану за мінеральним складом питну воду ТМ «Моршинська». Після підготовки повторностей чашки Петрі поміщали у термостат, де їх витримували протягом 72 годин при сталій температурі (рис. 3.5).



Рис. 3.5. Пророщування *Lactuca sativa* L. у чашках Петрі

Після завершення експозиції визначали відсоток проростання насіння, а також вимірювали довжину коренів проростків. Отримані показники порівнювали з контрольним варіантом та використовували для оцінки рівня фітотоксичності досліджуваної води.

3.3. Результати біотестування якості води

Результати біотестування досліджуваних зразків представлені у вигляді середніх показників довжини корінців тест-об'єктів цибулі городньої (*Allium cepa*) та салату посівного (*Lactuca sativa*) (табл. 3.1 – 3.4). На основі отриманих даних було визначено фітотоксичний ефект досліджуваних проб відносно контрольного варіанта, що дозволило оцінити рівень токсичного впливу на рослинні організми і загальні показники.

У таблиці 3.1 наведено результати біотестування весняного відбору 2025 р. на цибулі городній (*Allium cepa*). Відповідно до отриманих значень, довжина корінців у контрольному зразку була меншою за досліджувані зразки із затопленої частини заплави р. Ірпінь. Й, відповідно, у всіх зразках проявлявся

стимулюючий ефект, що виражалось у довжині корінців і їх загальній кількості. Наприклад, у зразку №1 (с. Червоне) було 11 корінців із середньою довжиною 26,4 мм й рівнем токсичності -4,5%. А в зразку №5 (с. Козаровичі) – 16 шт. із середньою довжиною 31,7 мм й рівнем токсичності -20,1%.

Таблиця 3.1

Результати біотестування якості води весняного відбору 2025 р. на

Allium cepa

№ з/п	Зразки	Довжина корінця, мм	Середнє значення корінця	Кількість корінців	Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %
1	Контроль	4-49	26,4	12	-
2	1 – с. Червоне	5-39	27,6	11	-4,5
3	2 – с. Синяк	4-44	29,3	13	-11,0
4	3 – с. Демидів	4-45	28	10	-6,1
5	4 – с. Демидів	4-46	27,9	12	-5,7
6	5 – с. Козаровичі	7-52	31,7	16	-20,1

У таблиці 3.2 представлені результати біотестування весняного строку відбору 2025 р. на салаті посівному (*Lactuca sativa*). Значення фітотоксичного ефекту коливалися в межах 8-28%. Для зразків №1-4 встановлено слабкий рівень токсичності, оскільки показники не перевищували 20%. Найбільш токсичним виявився зразок №5, де рівень пригнічення ростових процесів становив 28%, що відповідає середньому рівню токсичності. Також у цьому зразку помітні найменше середнє значення довжини кореня та зниження кількості пророслого насіння.

Таблиця 3.2

Результати біотестування зразків води весняного відбору 2025 р.
на *Lactuca sativa*

№ з/п	Зразки	Кількість пророслих, шт.	Кількість в стані спокою шт.	Довжина корінця, мм	Середнє значення корінця	Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %
1	Контроль	20	0	6-25	15,8	-
2	1 – с. Червоне	20	0	5-30	14,5	8
3	2 – с. Синяк	18	2	4-25	13,8	13
4	3 – с. Демидів	19	1	5-23	13,3	16
5	4 – с. Демидів	20	0	7-22	12,9	18
6	5 –с. Козаровичі	18	2	5-17	11,4	28

Відповідно до даних, представлених у таблиці 3.3, у осінній період 2025 р. за біотест-об'єктом *Allium cepa* встановлено більш виражений токсичний вплив окремих зразків. Зразок № 2 (с. Синяк) мав слабкий рівень токсичності, всього лише 7%, а зразки №3 (с. Демидів) (22%) та в районі демидівського мосту (28%) – середній рівень токсичності. Найвищий рівень пригнічення ростових процесів зафіксовано у зразку №5 (с. Козаровичі) – 37%. Ці значення також відповідають середньому рівню токсичності, але є найбільш

наближеним до високого рівня серед усіх досліджених зразків. Зразок №3.1 (с. Демидів (ставок з евтрофікацією) характеризувався слабким токсичним впливом, тобто всього 3%.

Таблиця 3.3

Результати біотестування зразків води осіннього відбору 2025 р.
на *Allium sera*

№ з/п	Зразки	Довжина корінця, мм	Середнє значення корінця	Кількість корінців	Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %
1	Контроль	5-34	20,5	12	100
2	2 - с. Синяк	5-28	19	12	7
3	3 - с. Демидів	4-35	16	15	22
4	3.1 - с. Демидів (ставок з евтрофікацією)	5-35	19,9	13	3
5	5 - с. Козаровичі	3-36	13,6	10	37
6	Демидівський міст	4-28	14,7	13	28

У таблиці 3.4 представлено результати біотестування осіннього відбору проб води 2025 р. на *Lactuca sativa*. У більшості досліджуваних зразків помітний середній рівень токсичності.

Для зразків №2 (с. Синяк) (38%), №3 (с. Демидів) (36%) та №5 (с. Козаровичі) (20%) встановлено середній токсичний вплив. Найвищий показник зафіксовано у зразку №3.1 (с. Демидів (ставок в районі зони затоплення із евтрофікацією)) – 42%, що прямо вказує на рівень токсичності

вище середнього за градацією А.І. Горової. Найменший рівень токсичності виявлено у зразку, відібраному поблизу демидівського мосту – 12%, що відповідає слабботоксичній дії води.

Таблиця 3.4

Результати біотестування зразків води осіннього відбору 2025 р.

на *Lactuca sativa*

№ з/п	Зразки	Кількість пророслих насіннин, шт.	Кількість в стані спокою шт.	Довжина корінця, мм	Середнє значення корінця	Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %
1	Контроль	14	6	2-12	15,8	—
2	2 - с. Синяк	19	1	2-11	14,5	38
3	3 - с. Демидів	18	2	2-12	13,8	36
4	3.1 - с. Демидів (ставок з евтрофікацією)	18	2	1-10	13,3	42
5	5 - с. Козаровичі	19	1	1-10	12,9	20
6	Демидівський міст	18	2	1-12	11,4	12

Узагальнення результатів проведеного аналізу надало можливість проаналізувати просторову і сезонну оцінку токсичності води за чутливістю біотест-об'єктів. У таблиці 3.5 представлено оцінювання рівня токсичності у весняному та осінньому періодах 2025 р. за обома біотест-об'єктами.

Таблиця 3.5

Рівень токсичності води р. Ірпінь у весняний та осінній періоди 2025 р.

Об'єкти	Довжина корінців, см		Показник токсичності, %		Рівень токсичності	
	<i>Lactuca sativa</i>	<i>Allium cepa</i>	<i>Lactuca sativa</i>	<i>Allium cepa</i>	<i>Lactuca sativa</i>	<i>Allium cepa</i>
Весна 2025 р.						
Контроль	6-25	4-49	—	—	—	—
1 – с. Червоне	5-30	5-39	8	-4,5	відсутня	стимулюючий ефект
2 – с. Синяк	4-25	4-44	13	-11,0	відсутня	стимулюючий ефект
3 – с. Демидів	5-23	4-45	16	-6,1	слабка токсичність	стимулюючий ефект
4 – с. Демидів	7-22	4-46	18	-5,7	слабка токсичність	стимулюючий ефект
5 – с. Козаровичі	5-17	7-52	28	-20,1	середня	стимулюючий ефект
Осінь 2025 р.						
Контроль	5-34	2-12	—	—	—	—
2 - с. Синяк	5-28	2-11	38	7	середня	відсутня
3 - с. Демидів	4-35	2-12	36	22	середня	середня
3.1 - с. Демидів (ставок з евтрофікацією)	5-35	1-10	42	3	вища за середній	відсутня
5 - с. Козаровичі	3-36	1-10	20	37	середня	середня
Демидівський міст	4-28	1-12	12	28	слабка токсичність	середня

Як бачимо, салат посівний (*Lactuca sativa*) проявляє більшу чутливість до зміни якісних показників води, порівняно із цибулею городньою (*Allium cepa*).

3.1.2. Якість води

У таблиці 3.6 наведено результати фізико-хімічного аналізу води, відібраної у досліджуваних точках заплави річки Ірпінь. Оцінка основних показників якості води дає можливість охарактеризувати екологічний стан водойм та визначити можливий рівень антропогенного навантаження.

Отримані результати фізико-хімічного аналізу показали, що досліджувані водні об'єкти зазнають помірного антропогенного впливу. Для визначення екологічного стану водойм важливо проводити не лише аналіз окремих показників, а й їх комплексну оцінку, оскільки зміни хімічного складу води безпосередньо впливають на стан водних екосистем і результати біотестування [4].

Таблиця 3.6.

Фізико-хімічні показники якості води у досліджуваних точках

Визначені показники	Одиниці вимірювання	№1 – Червоне	№2 – с. Синяк	№3 – с. Демидів	№5 – Козаровичі
Каламутність	НОК	3,4	8,3	10,1	4,0
Водневий показник, рН	одиниця рН	6,57	6,97	7,23	7,14
Загальна жорсткість	мг-екв/дм ³	5,8	5,76	5,8	5,64
Біохімічне споживання кисню (БСК ₅)	мгО ₂ /дм ³	2,6	4,44	7,87	3,64
Завислі речовини	мг/дм ³	18,4	42,5	49,7	15,4
Загальна мінералізація	мг/дм ³	343	342	340	336
Амоній (NH ⁴⁺)	мг/дм ³	0,35	0,51	0,26	0,36
Фосфати (PO ₄₃₋)	мг/дм ³	0,16	0,12	0,04	0,1

Одним із ключових показників ступеня забруднення води органічними речовинами є біохімічне споживання кисню (БСК₅). У досліджених пробах цей параметр змінювався в межах від 2,6 до 7,87 мгО₂/дм³. Найвищий рівень БСК₅ зафіксовано в пробі з точки с. Демидів, що ймовірно свідчить про підвищений вміст органічних забруднень і активізацію процесів біологічного окиснення. Підвищення цього показника, згідно з екологічними підходами до оцінки якості поверхневих вод, є індикатором збільшення органічного навантаження на водойму [4, 26].

Такі фізико-хімічні параметри, як каламутність та вміст завислих речовин, значно перевищували середні значення у пробах з точок с. Демидів і с. Синяк. Це може бути наслідком поверхневого стоку, ерозійних процесів, внесення дрібнодисперсних частинок ґрунту чи органічних залишків. Надмірна кількість завислих речовин знижує прозорість води, обмежуючи проникнення світла вглиб і пригнічуючи життєдіяльність водних організмів [11].

Показники рН води коливалися в межах 6,57 – 7,23, що говорить про слабко-кисле або близьке до нейтрального середовище, яке загалом сприятливе для розвитку тестових організмів. Водночас значні відхилення цього параметра можуть негативно впливати на проростання насіння та фізіологічні процеси у рослинних тест-об'єктів [24].

Вміст амонійного азоту та фосфатів у пробах свідчить про можливе потрапляння біогенних елементів у воду через сільськогосподарські та побутові стоки. Найвищий рівень фосфатів було зафіксовано у пробі з точки с. Червоне (0,16 мг/дм³), а амонію – з точки с. Синяк (0,51 мг/дм³). Надлишок цих речовин є потенційною причиною евтрофікації водойм і погіршення кисневого балансу [27].

Показники загальної мінералізації та жорсткості у всіх точках були подібними, що говорить про стабільний сольовий склад води. Однак навіть відносно помірного рівня мінералізації можлива сукупна дія інших типів

забруднювачів, яка здатна позначатися на результатах біотестування через чутливість тестових організмів до змін якості середовища [24].

Таким чином, проведений фізико-хімічний аналіз дозволив виявити низку характерних особливостей якості води в різних пунктах спостереження та підтвердив ефективність використання біотестування як методу для оцінки екологічного стану водойм.

ВИСНОВКИ

1. Встановлено, що за результатами біотестування з використанням *Allium cepa*, проби води, відібрані навесні 2025 р., характеризувалися стимулюючим ефектом зі значенням токсичності від -4,5 (с. Червоне) до 20,1% (с. Козаровичі).

2. Досліджено, що проби води, відібрані в осінній період 2025 р. проявляли, переважно, середню токсичність на *Allium cepa* (22-37%). Однак, в пробах №3.1 (с. Демидів (ставок з евтрофікацією)) та №2 (с. Синяк) токсичність була відсутньою.

3. Відмічено, що біотест-об'єкт *Lactuca sativa*, проявляв пригнічення ростових процесів під впливом весняних проб 2025 року із затопленої території. Значення фітотоксичного ефекту коливалися в межах 8-28%. Для зразків №1-4 встановлено слабкий рівень токсичності, оскільки показники не перевищували 20%. Найбільш токсичним виявився зразок №5, де рівень пригнічення ростових процесів становив 28%, що відповідає середньому рівню токсичності.

4. Біотестування з використанням *Lactuca sativa* L. в осінній строк відбору 2025 р. підтвердило тенденцію до посилення токсичності води в окремих пунктах відбору. Найвищий рівень фітотоксичності 42% зафіксували у пробах №3.1 (с. Демидів (ставок з евтрофікацією)), що відповідало вищому за середній рівню токсичності води. В цей період дослідження середній рівень токсичності також спостерігався у зразках №2 (с. Синяк), №3 (с. Демидів) і №5 (с. Козаровичі). Зменшення довжини кореневої системи та кількості проростків свідчить про негативний вплив компонентів води на фізіологічні процеси рослин.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Атлас річок України: річка Ірпінь. URL: <https://river.land.kiev.ua/river-basins.php> (дата звернення: 22.04.2026).
1. Афанасьєв С. О. Біотичні індекси у моніторингу річок : підручник. Київ : Наукова думка, 2023. 350 с.
2. Біологічний контроль навколишнього середовища: біоіндикація та біотестування : навч. посіб. для студ. вищ. навч. закл. / О. П. Мелехова та ін. ; за ред. О. П. Мелехової, Є. І. Єгорової. М. : Академія, 2007. 288 с.
3. Васенко О. О. Комплексні показники якості води та екологічний стан річок. Харків : Райдер, 2022. 180 с.
4. Гриценко А. В. Методологія біотестування у системі моніторингу довкілля. Київ : Знання, 2023. 210 с.
5. Гриценко А. В., Васенко О. Г., Кузнецов Г. А. Екологічний моніторинг : підручник. Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2012. 560 с.
6. Звіт про стратегічну екологічну оцінку проєкту стратегії розвитку Ірпінської міської громади на 2022–2032 роки. Ірпінь, 2023.
7. Клименко М. О., Прищепа А. М., Клименко О. М., Стецюк Л. М. Оцінювання стану водних екосистем за показниками біотестування : монографія. Рівне : НУВГП, 2014. 170 с. ISBN 978-966-327-275-7.
8. 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. Вип. 24. С. 103–112. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2021-24-09>.
9. Ладика М., Жофань У. Якість води в р. Ірпінь в постмілітарний період. Проблеми хімії та сталого розвитку. 2025. № 3. DOI: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2025-3-8>.
10. Малишева В. В. Експрес-контроль екологічного стану водних об'єктів. Екологічні науки. 2023. № 2 (47). С. 112–117.

- 11.Мошель М. В., Шевченко О. О. Раціональне використання та охорона водних ресурсів : курс лекцій. Чернігів : ЧДІЕУ, 2011. 365 с.
- 12.Мусієнко М. М., Серебряков В. В., Брайон О. В. Екологія : тлумачний словник. Київ : Либідь, 2004. 376 с.
- 13.Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2024 році. Київ : Міндовкілля, 2025. 320 с.
- 14.Паранько І. С., Сіворонов А. О., Євтехов В. Д. Загальна геологія : навчальний посібник. Кривий Ріг : Мінерал, 2003. 464 с.
- 15.Писанко Ю. О. Формування екологічної безпеки урбанізованих територій : автореф. дис. ... канд. техн. наук : 21.06.01 / Ю. О. Писанко ; Національний авіаційний університет. Київ, 2019. 20 с. URL: <https://nau.edu.ua/site/variables/news/2019/4/avtoref%20Pisanko.pdf>.
- 16.План управління річковим басейном суббасейну річки Прип'ять. Державне агентство водних ресурсів України. 2024. URL: <https://davr.gov.ua/> (дата звернення: 22.04.2026).
- 17.Площанський П. М. Травертинова скеля у селі Печорна – унікальна складова ландшафтного різноманіття Дністрянського каньйону та її туристичний потенціал. Подільські читання – 2021 : матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції. Кам'янець-Подільський : Кам'янець-Подільський національний університет імені Івана Огієнка, 2021. С. 8–10.
- 18.Романенко В. Д. Основи гідроекології : підручник. Київ : Обереги, 2021. 720 с.
- 19.Сидорович М. М., Прокопець О. П., Гуменюк К. О. Експрес-методики визначення якості нефасованої питної води на основі фітотестування. Природничий альманах. 2017. № 22.
- 20.Стрілець О., Стрельников Л. Біотестування як сучасний експрес-метод оцінки якості води питної. І Міжнародна науково-технічна конференція «Якість води: біомедичні, технологічні, агропромислові і екологічні аспекти». 2021. С. 20–21.

- 21.Хільчевський В. К. Деградація малих річок України: причини та наслідки. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2024. № 2 (72). С. 6–21.
- 22.Хільчевський В. К. Ірпінь. Енциклопедія Сучасної України / Інститут енциклопедичних досліджень НАН України. 2011. URL: <https://esu.com.ua/article-12627> (дата звернення: 22.04.2026).
- 23.Яковенко В. Б., Морозова Т. В. Методи біотестування якості водного середовища : навчальний посібник. Херсон : Олді-плюс, 2019. 184 с.
- 24.An effective and reliable computerised system for storage and retrieval of references to scientific publications. International Journal of Bio-Medical Computing. 1980. Vol. 11, Issue 4. P. 269–284. URL: [https://doi.org/10.1016/0020-7101\(80\)90032-X](https://doi.org/10.1016/0020-7101(80)90032-X).
- 25.APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th ed. Washington, DC, 1995.
- 26.Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities. 2000.
- 27.Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy. Brussels, 2024.
- 28.Ellenberg H. et al. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica. 1991. Vol. 18. P. 9–166.
- 29.Environmental consequences of the war in Ukraine. United Nations Environment Programme (UNEP). 2024. URL: <https://www.unep.org/> (дата звернення: 22.04.2026).
- 30.Frescura V. D. S., Laughinghouse H. D., Tedesco S. B. et al. Water quality of urban streams: the Allium cepa test as a tool for surface water monitoring. Environmental Science and Pollution Research. 2015. Vol. 22. P. 7904–7912. DOI: 10.1007/s11356-014-3925-z.
- 31.Grace J. B. The effects of nutrient additions on mixtures of *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. Aquatic Botany. 1988. Vol. 31. P. 83–92.

32. Hroudová Z. et al. Tolerance to salinity and nutrient supply in European *Bolboschoenus* species. *Aquatic Botany*. 2014. Vol. 112. P. 66–75.
33. Huisman J., Olff H. A hierarchical set of models for species response analysis. *Journal of Vegetation Science*. 1993. Vol. 4. P. 37–46.
34. ISO 11465:1993. Soil quality — Determination of dry matter and water content on a mass basis.
35. Ivanova N. O. et al. Assessment of the Hydromorphological State of the Irpin Basin Rivers After the Influence of Military Actions. *Ukrainian Geographical Journal*. 2024. DOI: <https://doi.org/10.15407/UGZ2024.04.036>.
36. Jenackovic D. et al. The assessment of seasonal variability in emergent macrophyte communities. *Biologia*. 2016. Vol. 71, No. 3.
37. Keddy P. A. Great Lakes vegetation dynamics: the role of fluctuating water levels. *Journal of Great Lakes Research*. 1986. Vol. 12.
38. Kocić A. et al. Water nutrient concentrations in relation to occurrence of aquatic plants. *Hydrobiologia*. 2008. Vol. 603.
39. Leme D. M., Marin-Morales M. A. *Allium cepa* test in environmental monitoring: A review on its application. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*. 2009. Vol. 682, № 1. P. 71–81. DOI: 10.1016/j.mrrev.2009.06.002.
40. Madzhd S., Pysanko Y., Gogunska Y. Environmental Assessment of Small Rivers of Irpin River Basin by Ecosystem Principle. *Proceedings of National Aviation University*. 2018. DOI: <https://doi.org/10.18372/2306-1472.77.13501>.
41. P., Zielińska M. Microplastic-mediated heavy metal uptake in lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Molecules*. 2025. Vol. 30, № 11. Article 2370. DOI: 10.3390/molecules30112370.
42. Tichý L. JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*. 2002. Vol. 13, No. 3. P. 451–453.
43. Wamelink G. W. W. et al. Validity of Ellenberg indicator values judged from field measurements. *Journal of Vegetation Science*. 2002. Vol. 13.

44. Leme D. M., Marin-Morales M. A. *Allium cepa* test in environmental monitoring: A review on its application. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*. 2009. Vol. 682, № 1. P. 71–81. DOI: 10.1016/j.mrrev.2009.06.002.