

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ ТА
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**
Факультет захисту рослин, біотехнології та екології

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

Завідувач кафедри екології
агросфери та екологічного контролю

_____ Олена НАУМОВСЬКА
(підпис) (ПІБ)

« ____ » _____ 2025 р.

БАКАЛАВРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА
на тему Біотестування та біоіндикація екологічного стану
води річки Горинь в межах Сарненського району Рівненської
області
за 2024-2025 роки

Спеціальність – 101 “Екологія”

Гарант освітньої програми

професор, докт. педагог. наук _____

Володимир

БОГОЛЮБОВ

Керівник бакалаврської кваліфікаційної роботи

доцент кафедри екології агросфери
та екологічного контролю _____

Марина ЛАДИКА

Виконала _____

Дарина РАКОВИЧ

Київ – 2025

**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

«___» _____ 2025 р.

ЗАВДАННЯ

на виконання бакалаврської кваліфікаційної роботи

Спеціальність 101 «Екологія»

Тема бакалаврської кваліфікаційної роботи «Біотестування і біоіндикація екологічного стану води річки Горинь в межах Сарненського району Рівненської області за 2024-2025 роки», затверджена наказом ректора НУБІП України від «29» жовтня 2024 року №1939 «С»

Термін подання завершеної роботи на кафедру 2025.05.25

Вихідні дані до бакалаврської кваліфікаційної роботи

Перелік питань, які потрібно розробити:

1. Здійснити літературний аналіз перспектив використання методів біотестування і біоіндикації для оцінки якості поверхневих вод.
2. Провести експедиційні дослідження з вивчення ідентифікації макрофітів річки Горинь та відборами проб води.
3. Дослідити хімічні та фізико-хімічні показники якості води річки Горинь.
4. Біотестування відібраних проб води з використанням тетс-об'єктів (*Lactuca sativa*, *Allium cepa*).
5. Оцінити стан водної екосистеми річки Горинь в межах Сарненського району.

Дата видачі завдання **“30” жовтень 2024 р.**

Керівник бакалаврської
кваліфікаційної роботи

_____ **Марина ЛАДИКА**

Завдання прийняла до
виконання

_____ **Дарина РАКОВИЧ**

РЕФЕРАТ

Бакалаврську дипломну роботу було виконано на 70 сторінках, містить 24 рисунка, 9 таблиць та 50 джерел.

Мета дослідження – оцінити екологічний стан поверхневих вод річки Горинь методами біотестування та біоіндикації.

Для досягнення мети я вирішувала наступні завдання:

1. Провести біоіндикаційне дослідження стану води за макрофітами.
2. Здійснити біотестування води методом пророщування насіння *Lactuca sativa*, *Allium сера*.
3. Проаналізувати гідрохімічні показники води.
4. Надати загальну оцінку якості води.

Об'єктом дослідження є поверхневі води річки Горинь в межах Сарненського району.

Предметом дослідження – фітотоксичні властивості води, видовий склад макрофітів, хімічні показники води.

Результати дослідження мають важливе значення для моніторингу стану водних екосистем, зокрема річки Горинь у межах Сарненського району.

Проведений аналіз із використанням методу біоіндикації за макрофітами та розрахунку індексу Майєра дозволив об'єктивно оцінити якість води на різних ділянках. Згідно проведених досліджень виявилось, що найчистіша ділянка водойми №1 – I клас якості води. А от ділянка №3 порівнявши з 2024 та 2025 років змінила свій III клас на IV. Це свідчить про те, що на ділянці №3 стан якості води погіршився.

За результатами біотестування: за допомогою ріпчастої цибулі (*Allium сера*) виявилось, що найгірша ділянка №3, оскільки саме на цій ділянці проявились токсичні ефекти і показали зменшення довжини коренів у порівнянні з контролем.

За допомогою насіння салату (*Lactuca Savita*) ділянка №2 стала найбільш фітотоксичною, яка потребує подальших досліджень.

Гідрохімічний аналіз показав підвищений вміст нітратів амонійного азоту та органічне забруднення.

Ключові слова: якість води, біотестування, біоіндикація, річка Горинь, фітотоксичність

ЗМІСТ

ВСТУП	6
РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ РІЧОК УКРАЇНИ ТА МЕТОДИ ЇХ ІДЕНТИФІКАЦІЇ	8
1.1. Сучасний стан поверхневих вод України.....	8
1.2. Методи вивчення якості поверхневих вод	12
1.3. Біоіндикація як експрес метод оцінки якості поверхневих вод..	16
1.4. Біотестування як метод кумулятивного впливу забруднення води на організми	20
РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, УМОВИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДУ	24
2.1. Мета і завдання	24
2.2. Об'єкт та предмет дослідження.....	24
2.3. Умови проведення досліджень.....	27
2.4. Методи досліджень	31
2.5. Метод біотестування	33
2.6. Методи біоіндикації.....	33
РОЗДІЛ 3. БІОТЕСТУВАННЯ І БІОІНДИКАЦІЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДИ РІЧКИ ГОРИНЬ В МЕЖАХ САРНЕНСЬКОГО РАЙОНУ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ	35
3.1. Аналіз стану водойми методом біоіндикації	35
3. 2. Аналіз стану водойми методом біотестування	45
3. 3. Аналіз якості води загальнохімічними методами	56
ВИСНОВКИ.....	61
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	62

ВСТУП

Актуальність теми. Якість поверхневих вод в Україні є одним із визначальних чинників сталого розвитку, збереження біорізноманіття та безпеки здоров'я населення. Річки країни - Дніпро, Дністер, Південний Буг, Сіверський Донець, Тиса, Горинь та багато інших - формують основу гідрологічного балансу, забезпечують потреби промисловості, сільського господарства, питного водопостачання. Однак протягом останніх десятиліть в Україні спостерігається системна деградація водних об'єктів, яка зумовлена не лише антропогенним тиском, а й відсутністю ефективної державної політики моніторингу, контролю та відновлення водних ресурсів. До найбільш критичних проблем належать скиди недостатньо очищених стічних вод, ерозійні процеси в басейнах, забруднення сільськогосподарськими хімікатами, накопичення важких металів, нафтових вуглеводнів, біогенів.

Особливе занепокоєння викликає стан малих річок, які є вразливішими до змін якості води через невеликі об'єми та обмежену здатність до саморегуляції. Річка Горинь, яка протікає через густонаселені й індустріалізовані регіони, є прикладом водного об'єкта, де стикаються впливи природного ландшафту, аграрного навантаження та побутового забруднення. У такій ситуації потрібні не лише періодичні гідрохімічні дослідження, а й інноваційні біоаналітичні підходи, здатні дати оперативну оцінку стану водного середовища. Зростання частоти виявлення токсичних явищ, порушення роботи водних екосистем, зниження індексів сапробності вимагають запровадження індикативних та кумулятивних методів оцінки - біоіндикації та біотестування.

Не менш актуальним є питання відповідності методів контролю сучасним міжнародним нормам. В умовах інтеграції України до європейського екологічного простору (зокрема імплементації Водної рамкової директиви ЄС) існує потреба в адаптації методик, які б поєднували точність лабораторного аналізу з екологічною чутливістю біоіндикаторів. Саме тому дослідження стану водних об'єктів за допомогою біологічних маркерів -

рослин, мікроорганізмів, тест-об'єктів - виходить за межі академічного інтересу й набуває прикладного значення для екологічної політики, оцінки ризиків, природоохоронного управління.

Теоретичне підґрунтя. Розробці питань, пов'язаних із біоіндикаційними методами у водному середовищі, присвячені праці Григорчука І. Д. та Бондаренка О. В., де розглянуто морфофункціональні зміни рослин як індикаторів токсичності. Глухов О. З. досліджував морфологічну варіативність як відповідь на техногенне навантаження, що є основою для візуальної біоіндикації. Безусяк Я. І. та Кватернюк С. М. аналізували фітопланктон як модельну групу для моніторингу забруднень, особливо у водоймах із низькою проточністю. У працях Грицак Л. Р., Барни І. М. та Сплавінської Ю. Т. обґрунтовано значення системного підходу до оцінки якості середовища за біоіндикаційними даними, включно з макрофітами й альгофлорою. Методичну основу формують також настанови ДСТУ 3959:2000 та ДСТУ 4074:2001, які регламентують проведення біотестування, визначення летальної токсичності та побудову системи інтерпретації результатів.

Окремий пласт досліджень представлений у роботах Гродзинського Д. М. та Шиліної Ю. В., де аналізується використання рослинних тест-систем для виявлення комбінованої дії забруднювачів. Дорошенко А. В. зосереджується на антропогенних змінах річкових басейнів у лісостеповій зоні, демонструючи взаємозв'язок між землекористуванням і якістю води. Роботи Домущого С. В. та Лаврика В. І. доповнюють теоретичну базу кількісними моделями, що дозволяють прогнозувати зміни кисневого режиму в умовах антропогенного навантаження. Таким чином, дослідження спирається на міждисциплінарну базу, що поєднує гідроекологію, ботаніку, токсикологію та прикладну екологію.

РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ РІЧОК УКРАЇНИ ТА МЕТОДИ ЇХ ІДЕНТИФІКАЦІЇ

1.1. Сучасний стан поверхневих вод України

Гідросфера України сьогодні перебуває у стані, який характеризується прогресуючим порушенням природного водного балансу, зростаючою деградацією якості поверхневих вод і стрімким зниженням екологічної ємності водойм. Визначальним чинником таких змін є не лише об'єктивна трансформація кліматичних умов, а передусім – кумулятивний ефект тривалого антропогенного пресингу, що системно порушує динаміку гідрологічних процесів. Стан річок, озер і водосховищ формується під дією кількох груп джерел забруднення – точкових (каналізаційні скиди промислових підприємств, комунальних очисних споруд), дифузних (змиви з сільськогосподарських угідь, міських територій) і модуляційного характеру (зміни гідрологічного режиму через зарегулювання стоку, осушення заболочених площ, зміни русел). Значна частина річкового стоку вже сьогодні не досягає природних гирлових систем або змінює свій характер унаслідок надмірної зарегульованості, що призводить до морфологічної деградації дельт, руйнування заплав, формування застійних зон, де відбувається активне накопичення шкідливих речовин. Водночас інтенсивне використання річкових басейнів для потреб зрошення, промислового охолодження, питного водопостачання зумовлює системне зниження рівнів вод, особливо у літні періоди, що в сукупності із ростом температур формує передумови для масштабної евтрофікації та біологічного задухи [18, с. 58].

Антропогенне навантаження формує цілісну структуру змін у якісному складі поверхневих вод, причому домінуючі забруднювальні чинники є тісно пов'язаними з особливостями функціонування агропромислового сектору, урбанізованих територій і недосконалої системи водовідведення. Одним із найбільш деструктивних факторів є зростання кількості стічних вод, що надходять у водойми без належної біологічної або фізико-хімічної очистки. Це

стосується як міст обласного значення, так і дрібних населених пунктів, де очисні споруди збудовані ще у 1970-х роках, перебувають у стані технологічного занепаду і не здатні забезпечити сучасні нормативи очищення. Як наслідок, до поверхневих вод щорічно потрапляють десятки тисяч тонн азоту, фосфору, хлоридів, сульфатів, важких металів – кадмію, свинцю, ртуті – та органічних сполук, які порушують окисно-відновний потенціал водного середовища. Для прикладу, у басейні Сіверського Дінця вміст амонійного азоту у певні періоди перевищує гранично допустимі концентрації у 10–12 разів, а у водосховищах басейну Дніпра фіксується підвищена концентрація фосфатів, яка в літні місяці спричиняє утворення «цвітіння» води на площах у тисячі гектарів. Таке надмірне надходження біогенних елементів стимулює розвиток синьо-зелених водоростей, що знижують прозорість води, споживають значну частину кисню в темний період доби і формують зони анаеробного типу [5, с. 68].

Паралельно з хімічним забрудненням, спостерігається інтенсивне порушення гідрологічної динаміки річок. Зарегулювання стоку через гідротехнічні споруди – греблі, шлюзи, водосховища – призводить до втрати природного режиму паводків і маловоддя, зникнення періодичних заплавних процесів, які є ключовими для природного самоочищення. Істотну зміну водного балансу фіксують у басейні Південного Бугу, де кількість малих річок, що мають сталий стік, зменшилась у 1,7 раза порівняно з 1980-ми роками. Аналогічні процеси мають місце в степових регіонах, де інтенсивне осушення боліт і зниження рівня ґрунтових вод призводить до втрати живлення річок у міжсезонний період. У результаті цього річки переходять у статус тимчасових потоків, а русла пересихають, перетворюючись на урбанізовані канали. Цей феномен простежується у басейні Тиси, де протягом останніх 30 років середньорічна витрата води зменшилась на 20–23%, що прямо корелює з динамікою кліматичних зрушень і людської інтервенції у водогосподарські схеми.

Окремої уваги заслуговує питання евтрофікації водойм, що є наслідком тривалої акумуляції біогенних речовин і втрати динаміки обміну вод. У водоймах, які перебувають у стані застійного водообміну, швидко накопичуються органічні залишки, які після біохімічного розкладу формують надмірний вміст амонійного азоту, фосфатів, сірководню. У поєднанні з високими температурами у літній період це викликає масову загибель риби, малька і зоопланктону, що у свою чергу стимулює подальше біогенне навантаження. Таке явище масово спостерігається у прибережній зоні Чорного моря, у Каховському та Канівському водосховищах, а також у ряді дрібних водосховищ центральної частини України. У структурі речовин, що акумулюються у донних відкладах, переважають органічні колоїди, з'єднання міді та цинку, а також залишкові компоненти пестицидів, які потрапляють у водойми із змивами з полів. За умов зменшення водообміну й природного розведення токсичність цих донних утворень зростає, що формує ризики для питного водозабезпечення в нижній течії [1, с. 42].

У басейнах великих річок, особливо Дніпра, Тиси та Південного Бугу, формуються стабільні осередки антропогенно модифікованих гідросистем, у яких спостерігається системна трансформація фауни. Видове різноманіття зменшується, риби-біоіндикатори (верховодка, пічкур, гольян) зникають із реперних ділянок, а їхнє місце займають стійкі до забруднення види – в'юн, карась, лящ. Зообентос і зоопланктон теж змінюють свою структуру, переходячи у фазу домінування малочутливих до органіки форм. Це свідчить про поступову втрату саморегуляційної здатності екосистем і входження водойм у фазу гомогенізації, де природні коливання замінюються однотипними біотичними спалахами. Ситуація ускладнюється тим, що більшість програм моніторингу вод здійснюється епізодично, на основі фізико-хімічного аналізу, без урахування біоіндикаційної складової, що не дозволяє повною мірою відстежити реальну біологічну якість вод.

На рівні регіонального управління спостерігається значна фрагментарність у підходах до захисту поверхневих вод. Відсутність

інтегрованих планів управління річковими басейнами, низький рівень інституційної взаємодії між водогосподарськими організаціями та екологічними службами, слабка координація із місцевими громадами – усі ці фактори формують нерівномірність водоохоронних заходів і знижують ефективність впровадження сучасних стандартів якості. Очисні споруди збудовані у більшості міст ще за радянським зразком не відповідають параметрам БСК5, ХСК, завислих речовин, не кажучи вже про видалення мікрозабруднювачів – залишків фармацевтичних препаратів, косметичних засобів, мікропластику. Їхня модернізація потребує системного інвестування, яке не завжди доступне навіть обласним центрам, не кажучи вже про ОТГ чи села. У прибережних зонах водойм, які перебувають у межах міст, спостерігається масштабна урбанізація, що знищує захисні прибережні смуги, погіршує інфільтрацію й підвищує ерозійні процеси, особливо у паводковий період. Вода, яка потрапляє у річки з таких територій, містить підвищену кількість нафтопродуктів, солей важких металів, поліароматичних вуглеводнів [10, с. 17].

Проблематика поверхневих вод не обмежується лише хімічною деградацією або біотичними змінами. Існує значний блок екосистемних зрушень, які прямо пов'язані із деградацією заплав, втратами природних водно-болотних угідь, трансформацією біотопів унаслідок зниження рівня води. На межиріччях Десни та Дніпра за останні 30 років втрачено понад 40% заплавних лук, які слугували природними фільтрами та зонами акумуляції води у період паводків. У басейні Пруту осушення заболочених територій для потреб агровиробництва призвело до зникнення кількох видів птахів і риби, що були залежні від сезонної динаміки рівнів вод. Подібні процеси фіксуються також на території північного Поділля, де заболочені балки втратили гідрологічний зв'язок з річками через створення каналів і насипів. Втрати природних водно-болотних систем знижують здатність територій до гідрологічного регулювання, що в умовах кліматичних коливань створює умови для посух і паводків одночасно.

1.2. Методи вивчення якості поверхневих вод

Оцінка якісного стану поверхневих вод передбачає залучення як аналітичних, так і індикативних методів, що в сукупності формують комплексну модель функціонування гідроекосистеми в умовах техногенного навантаження. У сучасній практиці моніторингу водної якості провідне місце займають хімічні методи аналізу, які дозволяють верифікувати наявність і концентрацію низки небезпечних речовин, зокрема мінералізованих компонентів, важких металів, сполук азоту, фосфору, залишків нафтохімії, фенолів, поверхнево-активних речовин і синтетичних органічних сполук. Такі методи базуються на стандартизованих регламентах, передбачених ISO 5667, ДСТУ 2731, методиках ЕРА, а також на алгоритмах, що враховують сезонну динаміку, гідрологічні параметри й морфометрію водойми. На практиці аналіз починається із відбору проб, який здійснюється у різних горизонтах - поверхневому, придонному й у товщі - для забезпечення репрезентативності даних. Далі здійснюється підготовка зразків, у тому числі фільтрація, консервація, кислотна обробка або заморожування залежно від параметрів дослідження. Найбільш поширені методи визначення включають атомно-абсорбційну спектрофотометрію (ААС), іонну хроматографію, фотометричні методики (метод Несслера, феноловий метод), газову хроматографію з мас-спектрометрією (GC-MS) і спектрофлуорометрію [7, с. 19].

Так, для аналізу вмісту важких металів (Cd, Pb, Hg, Zn, Cu) використовуються методи графітового атомізатора в комбінації з ААС, що дозволяє досягти меж виявлення на рівні 0,01–0,1 мкг/дм³, а визначення залишків агрохімікатів або мікробруднювачів – з використанням методів твердофазної мікроекстракції та подальшої хромато-мас-спектрометрії. Параметри загального азоту, амонійного, нітритного й нітратного азоту визначаються за методиками UV-спектрофотометрії або кадмієвого редуційного методу. У практичному аспекті ці дані дозволяють оцінити ефективність очистки стічних вод, ступінь насичення водного середовища біогенними речовинами, токсикологічну загрозу для біоти. Водночас оцінка

параметрів окиснюваності (БСК5 і ХСК) дає змогу зрозуміти загальний рівень органічного навантаження, інтенсивність біохімічного споживання кисню й потенціал розвитку анаеробних процесів. Оцінка водневого показника (рН), електропровідності, температури та розчиненого кисню виконується за допомогою мультипараметричних зондів із польовими або лабораторними датчиками, що забезпечує високу точність при щоденному моніторингу. Такі дані надзвичайно релевантні для оперативного реагування на випадки аварійного скиду, локального забруднення або гідрологічного зсуву [14, с. 71].

Разом із хімічними методами, що характеризують миттєвий або короткочасний стан водного середовища, у сучасному підході широко впроваджуються біологічні методи аналізу як більш інтегральні індикатори загального екологічного статусу. Біомоніторинг спирається на аналіз структурної організації угруповань водних організмів, серед яких особливе значення мають водорості, зоопланктон, зообентос, макрофіти та іхтіофауна. Методологія біоіндикації передбачає визначення таксономічного складу, доміантних видів, індексів різноманіття (Шеннона, Маргалєфа, Бергера-Паркера), а також використання біоіндексів сапробності (Пантле-Букка, Тахтаджяна-Зеленіна) для оцінки ступеня забруднення. У водоймах, де фіксується переважання синьо-зелених водоростей роду *Microcystis* або *Aphanizomenon*, ідентифікується евтрофний тип водойми, що супроводжується зниженням прозорості, зменшенням кисневого режиму й порушенням харчового ланцюга. Водночас наявність високочутливих до забруднення видів – таких як водяний мох *Fontinalis antipyretica* або личинки ручайників (*Trichoptera*) – вказує на хорошу екологічну якість вод.

У річках з високим рівнем органічного навантаження та гіпоксичних зон, наприклад, у гирлових ділянках Інгульця або Сіверського Дінця, біологічні спостереження фіксують деградацію зообентосу - зменшення кількості видів із повітряно-дихальними системами, домінування олігосетних кільчастих червів, личинок мух-дзвінців, які характеризуються високою толерантністю до анаеробних умов. Такі угруповання утворюють

біоіндикативну картину, яка є незамінною при довгостроковому моніторингу, особливо у випадках, коли токсиканти виводяться з води через абіотичні процеси або адсорбцію й не фіксуються аналітичними приладами. Біомоніторинг дозволяє виявити кумулятивні ефекти, які не можна ідентифікувати у моменті - порушення репродуктивних функцій риб, морфологічні зміни у популяціях планктону, порушення росту водяної рослинності, що має пролонговані екологічні наслідки [11, с. 19].

Інтеграція фізико-хімічного й біологічного моніторингу реалізується у вигляді комбінованих програм, які передбачають щоквартальний або сезонний відбір зразків, з обов'язковим врахуванням гідрологічного циклу, біоценотичних особливостей і природної мінливості. Такі моделі працюють у межах міжнародного підходу WFD (Water Framework Directive), який передбачає визначення екологічного статусу за п'ятибальною шкалою - від високого до поганого - з урахуванням біотичних, хімічних і гідроморфологічних параметрів. У системах внутрішнього управління басейнами цей підхід трансформується у програмні документи типу River Basin Management Plans, які повинні враховувати інтегральну екосистемну модель. Практична реалізація інтегрованого моніторингу можлива лише за наявності мережі акредитованих лабораторій, здатних оперативно проводити спектр аналізів із гарантією достовірності, а також команд біологів, гідробіологів і екотоксикологів, які вміють інтерпретувати зміни угруповань не як випадкову флуктуацію, а як наслідок хронічного пресингу.

У межах національної системи України, прикладом ефективної реалізації інтегрованого підходу є Програма державного моніторингу вод (ПДМВ), що передбачає дослідження понад 1600 точок у різних басейнах. Проте навіть у цій системі спостерігаються розриви: не всі проби супроводжуються біологічною компонентою, а інтервали між відборами не завжди узгоджені з фазами гідробіологічного циклу. У цьому контексті значна увага приділяється використанню біотестування як інструменту оцінки сумарної токсичності - тестування на дафніях (*Daphnia magna*), зелених

водоростях (*Scenedesmus subspicatus*), рибах (*Danio rerio*), що дозволяє виявити навіть ті форми забруднення, які не детектуються традиційними методами, але мають мутагенну або тератогенну дію. У поєднанні з тестами на хронічну токсичність (метод ВСТ) ці процедури дозволяють оцінити не лише наявність токсикантів, а й їхній біоаккумулятивний потенціал [4, с. 27].

Інноваційним напрямом у моніторинговій практиці є застосування метагеноміки та ДНК-баркодингу для визначення таксономічного складу угруповань, зокрема мікроорганізмів, які раніше не ідентифікувалися через недосконалість морфологічних методів. Ці підходи базуються на аналізі екологічної ДНК (eDNA), яка видобувається з проб води й дозволяє з високою точністю встановити видовий склад мікробіоти та оцінити зміну біоценозів у відповідь на забруднення. Застосування методів NGS (Next Generation Sequencing) дозволяє одночасно дослідити тисячі генетичних маркерів, ідентифікувати патогенні види, оцінити мікробіологічний статус водойм, у тому числі в аспекті санітарної безпеки. Практичне застосування таких методів наразі здійснюється у межах дослідницьких проєктів, але у найближчому майбутньому вони можуть увійти до переліку базових моніторингових протоколів, зокрема для виявлення наслідків фармацевтичного й антибіотикового забруднення, яке класичні методи не дозволяють повноцінно верифікувати [8, с. 46].

Формування ефективної системи вивчення якості поверхневих вод вимагає не лише інтеграції методологій, а й уніфікації даних, їх стандартизації та автоматизованої обробки. У зв'язку з цим у практику все активніше впроваджуються геоінформаційні системи (GIS) з функціями просторової візуалізації даних про якість вод, мапування джерел забруднення, аналізу транспортних моделей розповсюдження токсикантів у річкових мережах. Використання супутникового моніторингу - Sentinel-2, Landsat-8 - дозволяє з високою роздільною здатністю відстежувати зміни кольору води, прозорості, площ цвітіння, виявляти зони локального прогрівання й потенційного формування гіпоксичних ділянок. Комбінація польових даних із

дистанційними технологіями значно розширює можливості аналізу, дозволяє швидко реагувати на аномалії, планувати цільові обстеження та моделювати наслідки гідрологічних зсувів.

1.3. Біоіндикація як експрес метод оцінки якості поверхневих вод

Біоіндикація у водному моніторингу є високочутливою і науково обґрунтованою методологією, що дозволяє фіксувати не лише наявність забруднювальних речовин, а й виявляти відгук біоценозів на їхню дію. Сутність біоіндикації полягає у вивченні змін у структурі, видовому складі, кількісному співвідношенні або морфофункціональних характеристиках організмів, які перебувають у водному середовищі і взаємодіють з ним протягом тривалого часу. Найбільш репрезентативними індикаторами визнані такі групи організмів, як фітопланктон, макрофіти, зоопланктон, зообентос, деякі таксономічні групи риб і мікроорганізмів. Усі вони мають різний ступінь толерантності до дії ксенобіотиків, зміни температурного, гідрохімічного й кисневого режиму, тому їхній склад і реакції стають природними маркерами змін у водному середовищі. Для прикладу, при зростанні рівня органічного навантаження у водоймах знижується кількість видів із високим кисневим запитом, зменшується видовий індекс Шеннона і зростає біомаса еврибіонтів – видів, що здатні функціонувати в умовах зниженого вмісту кисню, зростання амонійного азоту або забруднення важкими металами. Така перебудова угруповань на рівні біоценозу відбувається раніше, ніж фіксуються граничні перевищення хімічних показників, що робить біоіндикацію ефективним інструментом попередження екологічної деградації [12, с. 76].

Методика біоіндикації має глибоке теоретичне обґрунтування у концепції сапробності, яка була запропонована ще в XIX столітті і надалі модифікована в систему Пантле-Букка. В її основі лежить уявлення про поділ водойм за ступенем забруднення органічною речовиною на зони – олігосапробну, бета-мезосапробну, альфа-мезосапробну й полісапробну. Кожній зоні відповідає специфічний набір таксонів, які є показовими щодо

стану середовища. Для олігосапробної зони характерна присутність личинок веснянок, водяних клопів *Notonecta*, хірономід із груп високої чутливості, водоростей роду *Cladophora*. У полісапробній зоні домінують мікроорганізми типу *Thiobacillus*, личинки мух-дзвінців (*Chironomus plumosus*), олігохети *Tubifex tubifex*. На підставі співвідношення таких організмів формується біоіндекс сапробності, який дозволяє оцінити рівень органічного навантаження, навіть коли вміст БСК або ХСК у воді перебуває у межах допустимого. Цей метод особливо ефективний для малих річок, де гідрологічні й хімічні параметри можуть змінюватися швидко, а біоценоз має інерцію та зберігає інформацію про попередній стан середовища [17, с. 2].

У практичному застосуванні біоіндикація виконується за допомогою стандартних методик, які включають відбір проб, фіксацію зразків, їхнє визначення під мікроскопом або за допомогою молекулярних методів, подальший підрахунок чисельності, біомаси та обчислення індексів. Однією з найбільш інформативних груп вважаються діатомові водорості, які реагують не лише на органічне забруднення, а й на рН, трофічність, вміст важких металів. Індекс диференційованої сапробності (IPS), що базується на складі діатомових, дозволяє інтегровано оцінити стан водойми за шкалою від 1 до 5. У водоймах України, зокрема у притоках Дніпра, індекси IPS на більшості ділянок мають значення 2,2–2,8, що свідчить про помірно забруднений стан. Біоіндикація на основі макрофітів використовується переважно для стоячих вод і озер, де важливе значення мають рослини роду *Lemna*, *Potamogeton*, *Elodea*, які змінюють свою щільність, біомасу, рівень вегетативного розмноження залежно від трофічного статусу водойми. У зоопланктоні індикативними є дафнії, бокоплавці, коловертки, які зникають за умов пестицидного або фосфатного навантаження [6, с. 7].

В окремих випадках біоіндикація реалізується у вигляді біотестування з використанням модельних організмів у лабораторних умовах. Стандартний тест з *Daphnia magna* дозволяє виявити гостру токсичність води за змінами рухової активності або летальності в контрольованих експозиціях. Аналогічні

тести проводяться з водоростями *Scenedesmus subspicatus* для визначення інгібування росту, із рибами *Danio rerio* для виявлення летальних концентрацій або морфологічних змін на ранніх стадіях ембріогенезу. Ці методи мають високу чутливість до комплексного токсичного фону, який може бути сформований не одним, а сукупністю речовин - від хлорорганіки до синтетичних миючих засобів. Біотестування забезпечує швидку відповідь і є особливо цінним у разі аварійних ситуацій, коли потрібно оперативно оцінити ризики для водозаборів, рибного господарства або рекреаційних територій. У випадках фіксації пригнічення росту водоростей на рівні 30–40% або зменшення рухової активності дафній на 50% вважається, що вода має середній рівень токсичності.

У глобальному вимірі біоіндикація є основним елементом Європейської водної рамкової директиви (WFD), що передбачає оцінку екологічного статусу водойм за біотичними компонентами. У цьому контексті застосовується інтегральна система оцінювання, що охоплює макрзообентос, фітобентос, макрофіти, фітопланктон і риб. Для кожної групи передбачені індекси екологічної якості (Ecological Quality Ratio – EQR), які порівнюються із референтним станом і дозволяють верифікувати відхилення. У межах України наразі проводяться роботи з адаптації цих систем до національних умов, зокрема із формування баз даних про видову різноманітність, індексів толерантності, впровадження алгоритмів розрахунку. Це має практичне значення для планування заходів з очищення, відновлення русел, регуляції скидів, а також дає змогу обґрунтовувати екологічні нормативи навантаження. Біоіндикація стає основою так званого “превентивного менеджменту”, коли замість реагування на вже скоєне забруднення відбувається виявлення ранніх ознак порушень з метою їх нейтралізації на докритичному етапі [13, с. 36].

У зв'язку з розвитком молекулярної біології та біоінформатики сучасна біоіндикація поступово доповнюється метагеномними підходами, які передбачають виділення ДНК безпосередньо з проб води (екологічна ДНК – eDNA) і наступну ідентифікацію таксонів за специфічними генетичними

маркерами. Це дозволяє виявляти як відомі види, так і ті, що не культивуються або морфологічно не відрізняються, але відіграють ключову роль у функціонуванні мікробних спільнот. Так, у водоймах, забруднених стоками тваринницьких комплексів, спостерігається збільшення кількості мікроорганізмів, відповідальних за анаеробні процеси метаногенезу, нітратного дихання, які можна детектувати лише методом NGS (next-generation sequencing). Ці зміни не фіксуються традиційним мікроскопічним аналізом, але мають безпосереднє значення для розуміння редокс-потенціалу водойми, її здатності до самоочищення, збереження балансу мікроелементів. Інтеграція метагеноміки в біоіндикацію відкриває нові можливості, особливо для виявлення слідів присутності патогенних штамів, антибіотикорезистентних бактерій, вірусів і паразитів, що становлять епідеміологічну загрозу [2, с. 31].

З погляду організації моніторингу, біоіндикація має низку переваг: по-перше, вона дає інтегровану оцінку, що охоплює тривалу дію забруднювачів; по-друге, вона виявляє кумулятивний ефект, який не можна детектувати фізико-хімічними методами; по-третє, вона дозволяє ідентифікувати джерело забруднення за типом біоценозу. Проте цей підхід потребує кваліфікованих фахівців, наявності атласів, довідників, банків даних, зокрема цифрових платформ, які дозволяють автоматизувати ідентифікацію видів, індексів, кореляцію з гідрохімічними показниками. Використання програмного забезпечення типу RIVPACS, ASTERICS, OMNIDIA дає змогу забезпечити однаковість розрахунків, провести міжрічне порівняння, отримати візуалізацію стану басейну на рівні субрегіону. Практичне значення таких систем особливо відчутне під час складання паспортів водних об'єктів, оцінювання ефективності проєктів реконструкції очисних споруд, планування екологічної ренатуралізації річок.

1.4. Біотестування як метод кумулятивного впливу забруднення води на організми

Біотестування води є однією з найефективніших методик інтегральної оцінки кумулятивної токсичності водного середовища, яка дозволяє не лише зафіксувати наявність забруднення, а й емпірично оцінити його біологічні наслідки. У структурі сучасного екологічного контролю цей підхід розглядається як критично необхідний у випадках, коли хімічні показники залишаються в межах гранично допустимих концентрацій, проте комбінована дія різних речовин, що надходять до водойми, створює комплексний ефект, який неможливо передбачити аналітично. Токсичність у таких випадках може бути результатом синергізму між важкими металами, органічними домішками, поверхнево-активними речовинами, залишками фармацевтичних препаратів, мікропластиком. Саме тому біотестування передбачає залучення живих організмів - модельних гідробіонтів - які за своєю природою є інтегруючими сенсорами водного середовища, віддзеркалюючи його стан через поведінкові, фізіологічні, репродуктивні або летальні реакції. Найбільш поширеними тест-організмами є дафнії (*Daphnia magna*), зелена водорість *Scenedesmus subspicatus*, риби *Danio rerio*, а також личинки *Chironomus riparius*, які використовуються у міжнародно визнаних тестових протоколах ISO, OECD, EPA [19, с. 6].

Механізм біотестування базується на експозиції тест-організмів у пробах досліджуваної води протягом визначеного проміжку часу - від кількох годин до декількох діб - з наступним аналізом змін у функціональних показниках. Так, у тестах з *Daphnia magna* проводять оцінку летальності (LC50) через 24 або 48 годин, що дозволяє зафіксувати гостру токсичну реакцію. У паралельних експериментах вимірюється гальмування рухової активності, порушення плавання, зміни напрямку руху, які свідчать про сублетальні ефекти і є маркерами нейротоксичної дії забруднення. У тестах з водоростями оцінюється пригнічення приросту клітинної біомаси, зміна швидкості фотосинтезу (за флуоресценцією хлорофілу), морфологічна

деформація клітин, що дозволяє фіксувати зміни на рівні метаболізму. Для личинок риб і комах ключовими параметрами є час вилуплення, частота серцевих скорочень, формування осьового скелета, наявність відхилень у плавальних рефlekсах, інгібування росту та затримка розвитку. Біотестування дозволяє оцінити токсичність вод не лише у плані загального впливу, а й визначити характер дії - наприклад, цитотоксичну, мутагенну, ендокринно-деструктивну або хронічну - за відповідними біомаркерами.

З огляду на цілісність та комплексність оцінки, метод біотестування має незаперечні переваги у порівнянні з традиційними хімічними аналізами. У багатьох випадках результати хімічного аналізу не фіксують перевищень ГДК, проте вода викликає різкі токсичні ефекти на модельних організмах. Це пояснюється тим, що сукупна дія малих доз токсикантів, які поодиноці не мають вираженої дії, в реальних умовах призводить до ефекту накопичення або взаємного посилення. Такий феномен спостерігається, наприклад, при поєднанні іонів цинку та мідного купоросу, які разом впливають на кальцієві канали в мембранах дафній, спричиняючи параліч навіть при субтоксичних концентраціях. Біотестування дозволяє також фіксувати сезонні коливання токсичності, які обумовлені змінами температури, рН, ступенем розчинення забруднювачів, активністю метаболізму у гідробіонтах. Таким чином, воно забезпечує не лише разову діагностику, а й динамічну оцінку ризиків для водної біоти, питного водопостачання та рибного господарства [3, с. 60].

Існує кілька типів біотестування, кожен із яких має свої специфічні особливості й застосовується залежно від мети дослідження. Гостре біотестування (*acute toxicity tests*) орієнтоване на виявлення негайних реакцій - летальності або паралічу - протягом короткого періоду. Хронічне тестування (*chronic toxicity tests*) триває 7–21 день і дозволяє фіксувати довготривалі впливи, зокрема зниження репродуктивної здатності, зміни в структурі покоління, розвиток дегенеративних змін. Такі тести є критично значущими для виявлення впливу залишків гормонів, пестицидів або ПАРів, які не мають вираженої гострої токсичності, але впливають на ендокринну систему, генну

експресію або клітинну проліферацію. Комбіновані тести (battery tests) застосовуються з метою одночасної оцінки токсичності води для декількох трофічних рівнів - автотрофів (*Scenedesmus*), первинних консументів (*Daphnia*), вторинних консументів (*Danio*), що дозволяє побудувати інтегративний профіль токсичності. У багатьох випадках саме battery-тестування демонструє неоднозначну картину - наприклад, при пригніченні росту водоростей, але відсутності ефекту у риб, або навпаки - що свідчить про селективну токсичність і необхідність деталізованої інтерпретації результатів.

Польове біотестування, яке проводиться безпосередньо у водоймах або при лабораторному утриманні тест-організмів у пробах природної води, дозволяє враховувати всі екологічні чинники середовища - температуру, світло, наявність харчових субстратів, природну фонову мікрофлору. Це підвищує валідність результатів і дозволяє адаптувати їх до реальних екосистемних умов. У цьому контексті особливого значення набуває біотестування води після стадії очищення, коли необхідно встановити, чи справді вода придатна до скиду у природні водойми без шкоди для біоти. Дослідження показують, що навіть після сучасних методів очищення - коагуляції, фільтрації, УФ-дезінфекції - у воді можуть залишатися сліди синтетичних мікрополітантів, які викликають оксидативний стрес у гідробіонтів [16, с. 28].

На сучасному етапі розвитку науки біотестування активно комбінується з біомаркерами – молекулярними або клітинними показниками, які фіксують стресові стани на ранніх етапах. Так, у риб застосовують визначення активності ферментів антиоксидантного захисту – каталази, супероксиддисмутази, глутатіонпероксидази – які зростають при дії пероксидів, нітрозосполук, важких металів. У личинок комах визначають рівень хітинових інгібіторів, ферментів детоксикації фази I і II, активність ацетилхолінестерази, яка є маркером нейротоксичної дії. Всі ці показники дозволяють встановити не лише факт токсичності, а й її механізм – цитотоксичний, генотоксичний, гормоноподібний. У перспективі ці підходи

забезпечують перехід від загальної токсикологічної оцінки до екологічної токсикогеноміки, де кожне забруднення може бути пов'язане із конкретною метаболічною відповіддю, змінами у транскриптомі або епігенетичних мітках. Застосування мультиоміки – одночасне визначення профілю РНК, білків, метаболітів – відкриває можливість побудови екологічного паспорта водойми як біосистеми, здатної до адаптації, репарації або деградації.

РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, УМОВИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДУ

2.1. Мета і завдання дослідження

Мета: оцінка екологічного стану поверхневих вод річки Горинь методами біотестування та біоіндикації.

Завдання досліджень:

Першочерговим завданням було здійснення оглядово-аналітичного дослідження літературних джерел, присвячених біотестуванню та біоіндикації як інструментам виявлення антропогенних змін у водних екосистем.

Другий блок завдань передбачало реалізацію польової кампанії з ідентифікацією гідрофітної флори та паралельним відбором води. Таке завдання потребувало враховувати рельєфних особливостей, наявності меліоративних каналів.

Наступним завданням було дослідження хімічного та фізико-хімічного складу відбірних проб води.

У межах четвертого завдання здійснювалося біотестування проб води із застосуванням стандартних тест-організмів – *Lactuca sativa* та *Alium* *sepa*. Завдання має на меті перевірку загальної токсичності середовища в умовах дії комбоексу забруднювачів. Вибір тест-об'єктів обумовлений їх чутливістю до широкого спектру речовин, включаючи важкі метали, нітрати, фосфати, органічні сполуки.

Фінальне завдання полягало у просторовій оцінці функціонального стану водної екосистеми річки Горинь у межах досліджуваної території.

2.2. Об'єкт та предмет дослідження

Об'єктом дослідження виступає ділянка річки Горинь у межах Сарненського району Рівненської області, яка є фрагментом середньої течії транскордонної гідрологічної системи, що належить до правобережного Поліського типу водозбору з переважанням заболочених низин, дерново-підзолистих ґрунтів і флювіогляціальних морфоструктур. У техніко-

науковому розумінні, цей об'єкт характеризується високим рівнем гідроморфологічної пластичності - руслова сітка постійно змінює параметри згідно зі зміною сезону, а вплив мілководдя і заплавної акумуляції зумовлює виражену змінність водного режиму [20, с. 46].

Гідрологічне значення річки в межах району зумовлено її функцією як основного водозбірного колектора для прилеглих меліоративних каналів, зрошувальних систем і каналізованих приток, які транспортують води з орних масивів, лісових боліт і техногенно трансформованих площ. Важливою просторовою особливістю є наявність у межах об'єкта кількох ключових точок гідрографічного перерозподілу - в межах Сельця, поблизу урочища Ямища, а також у районі промислово-логістичного комплексу із залізничною станцією ЖБ-25. Ці точки функціонують як вузли акумуляції та перетоку, що дозволяє розглядати їх як внутрішньосистемні гідрологічні субоб'єкти, до яких застосовувались окремі вектори дослідження. Просторова фіксація об'єкта була закріплена через прив'язку до топографічного растру масштабу 1:50 000, що містить ізогіпси, гідросітку, об'єкти транспортної інфраструктури, зони інженерного втручання та природоохоронні структури.

Уся площа, яка охоплювалась у межах цього дослідження, характеризувалась поліструктурністю поверхні, де взаємодіють ділянки з різним типом землекористування: урбанізовані зони зі щільною прямокутною сіткою забудови (територія Сельця, вузол Дубровиця), лісові масиви (соснові та мішані ліси зі структурами природоохоронного значення), сільськогосподарські ділянки з активним агрохімічним навантаженням, заплавно-болотисті фрагменти з природною фільтраційною здатністю та елементи інженерної меліоративної сітки, що включає насосні станції, відвідні канали, греблі, насипи й загати. Така диференціація дозволяла здійснити багаторівневу ідентифікацію об'єкта не як єдиного гідрологічного тіла, а як кластеризованого середовища з неоднорідними екологічними умовами, де кожна підділянка формувала свій власний мікрорежим біотичних і абіотичних процесів. У контексті цього підходу дослідження реалізовувалося не точково,

а на основі контурування структурних зон за типом гідроекосистеми - зокрема, були сформовані межі для аналізу ділянок із пригніченою проточністю, зонами конвективного застою вод, зонами підвищеного донного переносу, а також локальними вузлами евтрофікації, що спостерігались на відгалуженнях від основного русла, де формувались вторинні водотоки [39, с. 6].

Предметом дослідження була реакція водних організмів як біологічної системи на змінні гідрохімічні та гідрофізичні умови, які утворюються під впливом комплексної дії природного навантаження, сезонної динаміки, структурно-гідрологічних особливостей і антропогенно-індукованих чинників. Біоіндикаторна реакція розглядалася не лише як спосіб вимірювання токсичності, а як динамічний сигнал, що фіксує стан гомеостазу біоценозу у відповідь на зовнішній вплив. Таким чином, предмет охоплював водні організми, здатні давати репрезентативні сигнали на мікрорівні - через зміни у фотосинтетичній активності, темпах росту, летальності, деформації структури колонії або популяції, а також через модифікацію морфофункціональних показників. [26, с. 12].

У межах реалізованої програми гідроекологічного тестування та біоіндикації екологічного стану річки Горинь в межах Сарненського району Рівненської області було проведено детальне виокремлення серії контрольованих ділянок із принципово різними типами навантаження - як природного, так і техногенного походження. Просторове розмежування здійснювалося з урахуванням морфології руслової системи, структури поверхневого стоку, конфігурації заплав і приток, а також локалізації інженерних і аграрних об'єктів. Кожна з виокремлених ділянок визначалася не лише за топографічними координатами, а передусім за функціональними гідроекологічними критеріями, які дозволяють трактувати водойму як просторову модель з неоднорідним рівнем гідрохімічного, токсикологічного й біотичного навантаження. До таких ділянок було віднесено три основні типи: ділянки фоново-природного характеру, ділянки із змішаним (природно-техногенним) навантаженням та ділянки з яскраво вираженим техногенним

тиском. Розподіл ґрунтувався на гіпсометричних даних, характеристиках меліоративної мережі, наявності транспортних артерій, зон техногенного контакту, щільності забудови та ступені включення території в господарський обіг. Саме такий підхід дозволив забезпечити достовірність результатів і відстежити реактивність біоіндикаторних систем за умов контрастної структуризації водного навантаження [47, с. 56].

2.3. Умови проведення досліджень

Умови проведення досліджень річки Горинь у межах Сарненського району були зумовлені цілим рядом природно-географічних, гідрологічних, геолого-структурних і кліматичних чинників, які формують не лише загальні екосистемні властивості, але й визначають специфіку біологічної реактивності водного середовища. У межах локального біомоніторингу особливу увагу було зосереджено на морфометричних характеристиках русла, гідравлічних параметрах течії, конфігурації заплав і приток, а також структурі донних відкладів, що в сукупності утворюють підґрунтя для біоіндикаторного аналізу. Горинь у цій частині басейну являє собою річку середнього розміру з довжиною руслового відрізка в межах району понад 30 км, помірним ухилом (до 0,8 м/км), меандрованою формою русла та значними заплавними розширеннями, особливо в околицях Сельця та південніше Ясинця, де ширина долини досягає понад 800 м. За типом течії переважає повільноплинний флювіальний режим із локальними стоячими ділянками, утвореними внаслідок руслових перешкод або штучних гідротехнічних споруд, таких як насипи, шлюзи, малі гідрозатвори й перепади. У районі Дубровиці річка значно урбанізована - спостерігається щільний контакт із техногенними об'єктами та комунікаціями, де частина притоків каналізована або трансформована в дренажні канали, що суттєво змінює природну морфологію течії [45, с. 2].

Глибина річки варіюється залежно від типу русла - на відрізках, де річка зберегла природну форму з меандрами та нерівномірною береговою ерозією,

середня глибина сягає 1,2–1,8 м, а в заплавних пониженнях із малорухомою водою - до 2,5 м. Руслова будова відзначається чергуванням ділянок із піщаним, мулистим та торфовим дном, що напряду впливає на якість середовища для бентосних організмів. У техногенно модифікованих частинах спостерігається зашлямування дна, із високим рівнем органічного накопичення, що погіршує аераційні властивості і створює потенціал для утворення анаеробних умов. Донні проби, відібрані в районі з'єднання Горині з дренажною мережею біля Сельця, показали вміст летких органічних речовин до 12 мг/кг сухої маси, що вказує на високу швидкість біодеструкції органіки за участі анаеробних бактерій. У таких умовах відбувається суттєва зміна окисно-відновного потенціалу, який знижується до негативних значень, що є несприятливим для розвитку чутливих бентосних таксонів і водної рослинності.



Рис. 2.1 Фрагмент топографічної карти з розташуванням русла річки Горинь



Рис. 2.2. Річка Горинь поблизу с. Селець, Сарненський район, 2024 рік.

З точки зору притокового живлення, річка Горинь у межах досліджуваної ділянки приймає кілька притоків різного типу: природного походження (ліворуч - річка Ствига) та штучних меліоративних каналів, які є системною складовою агропромислової інфраструктури. Ці притоки мають низьку проточність, слабо виражений гідродинамічний профіль і функціонують переважно в сезонному режимі - активізуються під час весняного паводку та дощових періодів, утворюючи короткотривалі зони екзогенних навантажень. Було зафіксовано, що в період весняного стоку саме з таких каналів у Горинь потрапляє до 68% загального навантаження за нітратами, а в літній період - основна частка фосфатів. Це вимагає специфічного підходу до інтерпретації результатів біомоніторингу, оскільки біоіндикаторна реакція формується не як стала величина, а як результат кумулятивного й імпульсного впливу. Саме тому біотестування було здійснено з урахуванням фазової структури річкового навантаження - у

критичних точках пікового змиву з полів і моментів максимального антропогенного впливу на фонову структуру річкового середовища [36, с. 36].

Кліматичні умови, в яких проводились дослідження, також мають визначальний вплив на варіативність результатів. Сарненський район перебуває в межах Поліської кліматичної зони з помірно-континентальним режимом, значною вологістю та сезонними амплітудами температур. Середньорічна температура становить $+7,5\text{ }^{\circ}\text{C}$, річна кількість опадів - 650–700 мм, з яких переважна частина припадає на квітень–червень, що відповідає періоду найвищого стоку. У весняний період, особливо під час сніготанення, рівень води в Горині піднімається на 80–120 см, що кардинально змінює гідрохімічний профіль: спостерігається зниження концентрації йонів через розведення, але водночас підвищується навантаження на біоту через змив агрохімікатів, залишків добрив, нафтопродуктів та розчинених речовин із поверхні полів. У літній період, навпаки, формується гіпоксичний режим на мілководних ділянках, із підвищенням температури до $22\text{--}25\text{ }^{\circ}\text{C}$ у приповерхневому шарі та різким падінням розчиненого кисню нижче $3,0\text{ мг/л}$. Це призводить до посилення стресового впливу на водну біоту, особливо для тестових організмів, які демонструють гостру чутливість до зміни оксигенації - серед яких *Daphnia magna* і *Lemna minor* [40, с. 3].

Ландшафтні умови, які охоплюють ліси, болота, пасовища, агроценози, рекреаційні зони та індустріальні комплекси, формують мозаїчну структуру навантаження на водну екосистему. У районі переважають хвойні ліси з домінуванням сосни, які мають здатність акумулювати азотисті сполуки та за сприятливих умов - перешкоджати розповсюдженню поверхневого змиву. Водночас заболочені ділянки й торф'яники, особливо в умовах деградації торфу, виступають як джерело вторинного органічного навантаження, що підсилює евтрофікацію. Поля, що межують із річкою, здебільшого обробляються мінеральними добривами з вмістом азоту понад 40 кг/га , що становить реальну загрозу для біотестових систем у періоди максимального змиву. У межах урбанізованих фрагментів досліджуваної території, де

переважає техногенне навантаження, спостерігається значне збільшення площі з твердим покриттям - дороги, склади, платформи, що знижує інфільтраційний потенціал поверхні та сприяє швидкому транспортуванню забруднень у водні об'єкти. Це враховувалося при побудові карти водозбору - зі встановленням індексу герметизації, який впливає на характер гідрологічної відповіді під час опадів. У найтехногенніших зонах індекс герметизації перевищував 0,55 - що означає, що більше половини площі не має здатності до фільтрації, що своєю чергою зумовлює гідрологічні піки з інтенсивним імпульсним навантаженням.

2.4. Методи досліджень

Під час проведення комплексної оцінки стану водного середовища річки Горинь у межах Сарненського району використовувався багаторівневий підхід, який включав як методи інструментального моніторингу, так і живі біологічні системи, здатні виявляти реакції на інтегральний екологічний тиск. У межах польових і лабораторних досліджень застосовано як класичні біотестові методики на модельних культурах, так і біоіндикаційні підходи із залученням автотрофної та макрофітної рослинності, які в сукупності формують чутливу систему сигналів до найменших змін якісного складу водного середовища. Методологічно всі використовувані способи були апробовані згідно з протоколами біомоніторингу, але адаптовані під особливості конкретної території - з урахуванням режиму течії, ступеня техногенного впливу, сезонного навантаження та конфігурації заплави. У фокусі дослідження перебував не сам процес фіксації параметрів, а визначення біологічної чутливості середовища - наскільки потенційно токсичні компоненти, присутні в річці, можуть змінити ріст, морфогенез, клітинні функції або життєздатність організмів, які є представниками різних трофічних рівнів [38, с. 7].

Серед біотестових методів найпоказовішими виявилися ті, що базуються на тестуванні водних витягів на аліоцитогенезі *Allium* *sepa* L. (цибуля

ріпчаста), а також біоаналізу ростових процесів листя *Lactuca sativa* (салат посівний). Метод на *Allium* сера є визнаним на міжнародному рівні як тест на генотоксичність та цитотоксичність, оскільки дозволяє ідентифікувати як порушення клітинного циклу, так і прояв мутагенних впливів на хромосомному рівні. У нашому дослідженні проби води з трьох контрольованих ділянок річки були використані для інкубації цибулин із попередньо стандартизованим діаметром і масою. Після 72 годин експозиції в умовах стабільної температури (22 ± 1 °C), з оптимальним освітленням та провітрюванням, здійснювався візуальний аналіз проростання кореневої системи, морфометричне вимірювання довжини коренів. [30, с. 19].

Щодо тестування на *Lactuca sativa*, то цей метод дозволяє відстежувати фітотоксичність через інгібування ростових процесів. Насіння салату попередньо стратифікувалося, висівалося на ватні матриці, змочені дистильованою водою (контроль) або водою з проб досліджуваних ділянок. Цей тест є надзвичайно чутливим до широкого спектра забруднювачів, включаючи важкі метали, фенольні сполуки, поверхнево-активні речовини, залишки агрохімікатів, і дозволяє оперативно зафіксувати комплексну реакцію на середовище з мінімальним втручанням.

Методи біоіндикації, які використовувалися в дослідженні, базувалися на визначенні екологічного стану водного середовища за макрофітами - водною вищою рослинністю, чутливою до якості та складу води. У рамках моніторингу використовувався зокрема індекс Маєра, який дозволяє класифікувати водойми за ступенем забруднення, виходячи з наявності або відсутності певних індикаторних видів. Методика ґрунтується на емпірично встановлених шкалах сапробності для кожного виду та їх біотопного розташування. [34, с. 7].

2.5. Метод біотестування

У рамках оцінки токсичного навантаження водного середовища річки Горинь у межах Сарненського району було застосовано біотестування на вегетативних модельних об'єктах, зокрема *Allium sera* L. (цибуля ріпчаста) і *Lactuca sativa* L. (салат посівний), які є біологічно валідованими стандартами для аналізу генотоксичності, фітотоксичності та загальної цитологічної реактивності при контакті з водним середовищем сумнівної якості. Ці тестові об'єкти обрано з огляду на їх високу чутливість до широкого спектра хімічних речовин, включаючи іони важких металів, нітратні сполуки, феноли, ПАР, орґанофосфатні залишки й мікросуспензії колоїдного характеру. Методика побудована на тому, що біологічна відповідь цих рослинних систем є раннім сигналом про токсичні аномалії ще до моменту, коли зрушення можна фіксувати класичними фізико-хімічними методами. Саме тому *Allium*-тест і *Lactuca*-тест були використані як первинні інструменти скринінгу наявності токсикантів, а також як засіб перевірки потенціалу сублетальної дії - через зміни морфогенезу, клітинного поділу та енергії росту [22, с. 56].

Паралельно застосовувався тест із *Lactuca sativa*, орієнтований на оцінку ростових характеристик і фізіологічної стабільності при контакті з водними пробами. Методика включала інкубацію насіння в лабораторних умовах на фільтрувальному папері, зволоженому водою з проб або дистильованою (контроль). Умови пророщування відповідали оптимальному світлотемпературному режиму: температура 22 ± 1 °С, інтенсивність освітлення - 10 000 лк, відносна вологість - 65–70%. [27, с. 76].

2.6. Методи біоіндикації

У межах оцінки стану річки Горинь в межах Сарненського району як частини комплексного гідроекологічного моніторингу ключову роль відіграло застосування методів біоіндикації з використанням макрофітів – вищих водяних рослин, які є біологічно стабільними резидентами водного середовища та чутливо реагують на навіть незначні зміни якісного складу

води, особливо у випадках органічного, трофічного або хімічного навантаження. Саме рослинні індикатори дозволяють не лише фіксувати факт наявності забруднювачів, а й ідентифікувати їх походження, характер впливу та тривалість присутності у водному тілі, оскільки флористичний склад макрофітів формується протягом сезону і акумулює у своїй структурі відображення екологічної динаміки середовища. Для річки Горинь, яка проходить через низку урбанізованих, сільськогосподарських і заболочених ділянок із нерівномірною структурою навантаження, метод макрофітної індикації виявився особливо результативним завдяки здатності інтегрувати комплекс чинників: гідрохімічний склад, ступінь проточності, прозорість, морфологію русла, тип донного субстрату, наявність агрохімікатів, біогенних сполук та індустриальних полютантів. При цьому застосування індексу Маєра, як стандартизованої системи оцінювання за видовим складом, дозволило не просто провести описову оцінку, а кількісно виміряти рівень сапробності води на різних ділянках річки з урахуванням толерантності або чутливості окремих видів до змінених умов середовища [19, с. 19].

Результати біоіндикації дали змогу не лише виявити ступінь зміни екологічного стану водотоку, але й реконструювати просторову динаміку цих змін, а також визначити граничні точки, де починається порушення гомеостазу. Біоіндикатори такого типу мають здатність фіксувати довготривалі ефекти, що є ключовим у ситуаціях, де короткотривалі впливи можуть бути не виявлені при одноразовому хімічному аналізі. Макрофіти накопичують у своїй біомасі продукти метаболізму у зміненому середовищі, тому сам факт їхнього існування в конкретному стані є об'єктивною реакцією на умови, в яких формується біогеохімічне навантаження.

РОЗДІЛ 3. БІОТЕСТУВАННЯ І БІОІНДИКАЦІЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДИ РІЧКИ ГОРИНЬ В МЕЖАХ ДУБРОВИЦЬКОГО РАЙОНУ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

3.1. Аналіз стану водойми методом біоіндикації

Для попередньої оцінки екологічного стану водойми я використала індекс Майера, який був розроблений для біоіндикації за макрофітами. У його основу покладено поділ найбільш показових індикаторних видів водних рослин на три групи відповідно до ступення забруднення водойми. (Додаток 1)

Для оцінки якості води за 2024 рік було обрано об'єкт дослідження – річку Горинь у межах населеного пункту, що проходить поблизу вулиці Надрічна (рис.3.1.1). Даний об'єкт я поділила на 3 рівних частин. Дослідження проводилося шляхом візуального обстеження водойми. Для збору занурених водних рослин використовувала граблі, якими добувала рослини з берега. Усі результати спостережень фіксувалися в польовому щоденнику відповідно до наступного плану:

Назва водойми, географічне та адміністративне положення: річка Горинь, ділянка в межах села Селець.

Схематична характеристика водойми: узбережжя має піщаний характер, місцями лісисте, із слабко вираженим схилом.

Загальна характеристика річки: довжина річки - 659 км (у межах України - 577 км), площа водозбірного басейну – 27 700 км².

Обстежувана ділянка: у межах села Селець річка простягається на 270 метрів; для дослідження було обрано ділянку довжиною 50 метрів. Ширина річки:

Ділянка 1: 12-21,5 м;

Ділянка 2: 11-20 м;

Ділянка 3: 10,5-18 м .

Притоки: на дослідженій ділянці приток не виявлено.

Стан водозбору: виявлено побутові відходи (поліетиленові пакети, паперові та пластикові залишки, пляшки), зафіксовано ознаки ерозії берегової лінії, прибережна рослинність відповідає типовій для даного регіону.

Характеристика берегової лінії: незначно розчленована, із пологими схилами висотою до 1,2 м; прибережна рослинність добре розвинута.



Рис. 3.1.1. Загальний вигляд річки Горинь

На першій досліджувальній ділянці річки Горинь було виявлено 11 видів макрофітів: очерет звичайний (*Phragmites australis*), ситник болотний (*Juncus effusus*), кука озерна (*Schoenoplectus lacustris*), три види харових водоростей (*Characeae*), рдесник пронизаний (*Potamogeton perfoliatus*), рдесник блискучий (*P. lucens*), рдесник кучерявий (*P. crispus*), елодея канадська (*Elodea canadensis*), водяний гірчак земноводний (*Persicaria amphibia*), водопериця черговоквіткова (*Myriophyllum spicatum*). (Додаток 2) (рис. 3.1.2)

Згідно з таблицею оцінки індексу Майєра, серед знайдених видів виявлено представників I індикаторної групи – три види харових водоростей, що свідчить про високий рівень чистоти води. На перетині першого рядка та третього стовпця таблиці отримуємо значення **MI = 9** (блакитна зона), що відповідає **I класу якості води**. (Додаток 3)

Розрахунок індексу Майєра також підтвердив високий екологічний стан водойми:

$$S = A * 5 + B * 2 + C * 1 = 2 * 5 + 7 * 2 + 2 * 1 = 25 \text{ IM}$$

Отже, вода на ділянці №1 є чистою, що свідчить I-II класам якості води за шкалою індексу Майєра. (Додаток 1)



Рис. 3.1.2. Ділянка №1

На другій ділянці у прибережній зоні з мілководдям були виявлені наступні види макрофітів: нитчасті водорості (*Filamentous algae*), ряска мала (*Lamna minor*), кушир занурений (*Ceratophyllum demersum*), водяний жовтець закручений (*Ranunculus circinatus*), водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum*), рдесник гребінчастий (*Potamogeton pectinatus*), очерет (*Phragmites*), Рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia*), лепешняк великий (*Glyceria maxima*). Загальна кількість знайдених видів – 9. (Додаток 2) (рис. 3.1.4)

У видовому складі відсутні представники I-III індикаторних груп, натомість присутні види, які належать до IV-VII груп. Згідно з таблицею індексу Майєра, на перетині четвертого рядка та другого стовпця отримано значення $MI = 5$, що відповідає III класу якості води (жовта зона). (Додаток 3)

Розрахунок індексу Майєра дав наступні результати:

$$S = 1 * 5 + 4 * 2 + 4 * 1 = 17 MI$$

Це свідчить про помірний рівень забруднення води, що відповідає III класу якості. (Додаток 1)



Рис. 3.1.4. Ділянка №2

На третій дослідженій ділянці були виявлені такі види макрофітів: очерет звичайний (*Phragmites australis*), рдесник із плаваючими листками (*Potamogeton natans*), глечики жовті (*Nuphar lutea*), елодея канадська (*Elodea canadensis*), водопериця кільчаста (*Myriophyllum verticillatum*), кушир підводний (*Ceratophyllum submersum*) водяний жовтець закручений (*Batrachium cirsinatum*),. Усього зафіксовано 8 видів. (Додаток 2) (рис.3.1.5)

У видовому складі присутні представники III індикаторної групи, що згідно з таблицею відповідає $MI = 8$ (перетин третього рядка та першого

стовця). Це також свідчить про III клас якості води – Помірно забруднена.
(Додаток 1)

Розрахунок індексу Майєра:

$$S = 1 \cdot 5 + 5 \cdot 2 + 3 \cdot 1 = 18 \text{ IM}$$

Отже вода на ділянці №3 також помірно забруднена, що відповідає III класу якості.



Рис. 3.1.5. Ділянка №3

У 2024 році було проведено дослідження якості вод річки Горинь методом біоіндикації за макрофітами та розрахунком індексу Майєра. Обстежено три ділянки в межах села Селець. На ділянці №1 виявлено види I індикаторної групи, що свідчить про чисту воду. Індекс Майєра склав 25 балів, макрофітний індекс – $MI = 9$, що відповідає I – II класу якості. На ділянках №2 та №3 переважали види IV – VII індикаторних груп, без наявності

чистоводних форм. Отримані значення ІМ – 17 та 18 балів, МІ = 5 та 8 відповідно, що відповідає ІІІ класу якості – помірно забруднена вода.

Отже, найкращий стан спостерігався на ділянці №1, інші ділянки мають ознаки антропогенного впливу.

Для оцінки якості води за 2025 рік було обрано ділянку річки Горинь, що проходить поблизу вулиці Надрічна (рис.3.1.6). Даний об'єкт я поділила на 3 рівних частин. Дослідження проводилося шляхом візуального обстеження водойми. Для збору занурених водних рослин використовувала граблі, якими добувала рослини з берега. Усі результати спостережень фіксувалися в польовому щоденнику відповідно до наступного плану:

Назва водойми, географічне та адміністративне положення: річка Горинь, ділянка в межах села Селець.

Схематична характеристика водойми: узбережжя має піщаний характер, місцями лісисте, із слабо вираженим схилом.

Загальна характеристика річки: довжина річки - 659 км (у межах України - 577 км), площа водозбірного басейну – 27 700 км².

Обстежувана ділянка: у межах села Селець річка простягається на 270 метрів; для дослідження було обрано ділянку довжиною 50 метрів. Ширина річки:

Ділянка 1: 12-21,5 м;

Ділянка 2: 11-20 м;

Ділянка 3: 10,5-18 м .

Притоки: на дослідженій ділянці приток не виявлено.

Стан водозбору: виявлено побутові відходи (поліетиленові пакети, паперові та пластикові залишки, пляшки), зафіксовано ознаки ерозії берегової лінії, прибережна рослинність відповідає типовій для даного регіону.

Характеристика берегової лінії: незначно розчленована, із пологими схилами висотою до 1,2 м; прибережна рослинність добре розвинута.



Рис. 3.1.6. Загальний вигляд річки Горинь

На ділянці №1 було знайдено 9 видів макрофітів: очерет звичайний (*Phragmites australis*), ситник болотний (*Juncus effusus*), куга озерна (*Schoenoplectus lacustris*), рдесник блискучий (*P. lucens*), рдесник кучерявий (*P. crispus*), елодея канадська (*Elodea canadensis*), водяний гірчак земноводний (*Persicaria amphibia*), сальвінія плаваюча (*Salvinia natans*), молодильник (*Hydrocharis morsus-ranae*). (Додаток 1) (рис. 3. 1. 7)

За макрофітним індексом (МІ): виявлено види I та II індикаторних груп. Відповідно до таблиці (Додаток 3), при 9 видах МІ=9. Це відповідає II класу якості води – чиста.

За індексом Майєра (ІМ): S= 23 бали, що відповідає I-II класам якості води – чиста. Але якщо порівняти з 2024 роком: то спостерігається зниження ІМ – зник рдесник пронизаний і харові водорості, але з'явився молодильник. (Додаток 2)



Рис. 3.1.7. Ділянка №1

На ділянці №2 було знайдено 9 видів макрофітів: нитчасті водорості (*Filamentous algae*), ряска мала (*Lamna minor*), кушир занурений (*Ceratophyllum demersum*), водяний жовтець закручений (*Ranunculus circinatus*), водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum*), рдесник гребінчастий (*Potamogeton pectinatus*), очерет (*Phragmites*), Рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia*), лепешняк великий (*Glyceria maxima*). Загальна кількість знайдених видів – 9. (Додаток 2) (рис. 3.1.8)

У видовому складі відсутні представники I-III індикаторних груп, натомість присутні види, які належать до IV-VII груп. Згідно з таблицею

індексу Майєра, на перетині четвертого рядка та другого стовпця отримано значення $MI = 5$, що відповідає III класу якості води (жовта зона). (Додаток 3)

Розрахунок індексу Майєра дав наступні результати:

$$S=1*5+4*2+4*1=17 MI$$

Це свідчить про помірний рівень забруднення води, що відповідає III класу якості. (Додаток 1). Якщо порівняти з 2024 роком: змін не зафіксовано, стан стабільний.



Рис. 3. 1. 8. Ділянка №2

На ділянці №3 було знайдено 6 видів макрофітів: очерет звичайний (*Phragmites australis*), рдесник із плаваючими листками (*Potamogeton natans*), глечики жовті (*Nuphar lutea*), водопериця кільчаста (*Myriophyllum verticillatum*), кушир підводний (*Ceratophyllum submersum*), водяний жовтець. Усього зафіксовано 6 видів. (Додаток 2) (рис.3.1.5)

У видовому складі присутні представники III індикаторної групи, що згідно з таблицею відповідає $MI = 6$ (перетин четвертого рядка та другого стовпця). Це також свідчить про IV клас якості води – забруднена. (Додаток 1)

Розрахунок індексу Майєра:

$$S = 1 \cdot 5 + 4 \cdot 2 + 1 \cdot 1 = 14 \text{ IM}$$

Отже вода на ділянці №3 забруднена, якщо порівняти з 2024 роком: то стан річки погіршився.

Зміни якості води зумовлені впливом побутових відходів, ерозією берегів та зменшенням кількості чутливих до забруднення макрофітів. Погіршення стану на ділянках №3 свідчить про зростаюче антропогенне навантаження та зниження здатності до самоочищення. (Додатки 4)



Рис. 3. 1. 9. Ділянка №3

3. 2. Аналіз стану водойми методом біотестування

Метою досіду було оцінити фітотоксичність води річки Горинь на трьох ділянках в межах вулиці Надрічної шляхом біотестування із використанням ріпчастої цибулі (*Allium* сера). Як контроль використовувала бутильовану питну воду торгової марки «Моршинська».

Хід роботи:

1. Попередньо підготувала цибулини, очистивши їх від сухих покривних лусок. (Рис. 3.2.1)



Рис. 3.2.1. Очищення цибулин *Allium* сера для проведення фітотоксичного біотесту.

2. Помістила у контрольну та дослідну проби води, дотримуючись стандартних методів пробопідготовки. (Рис. 3.2.2)

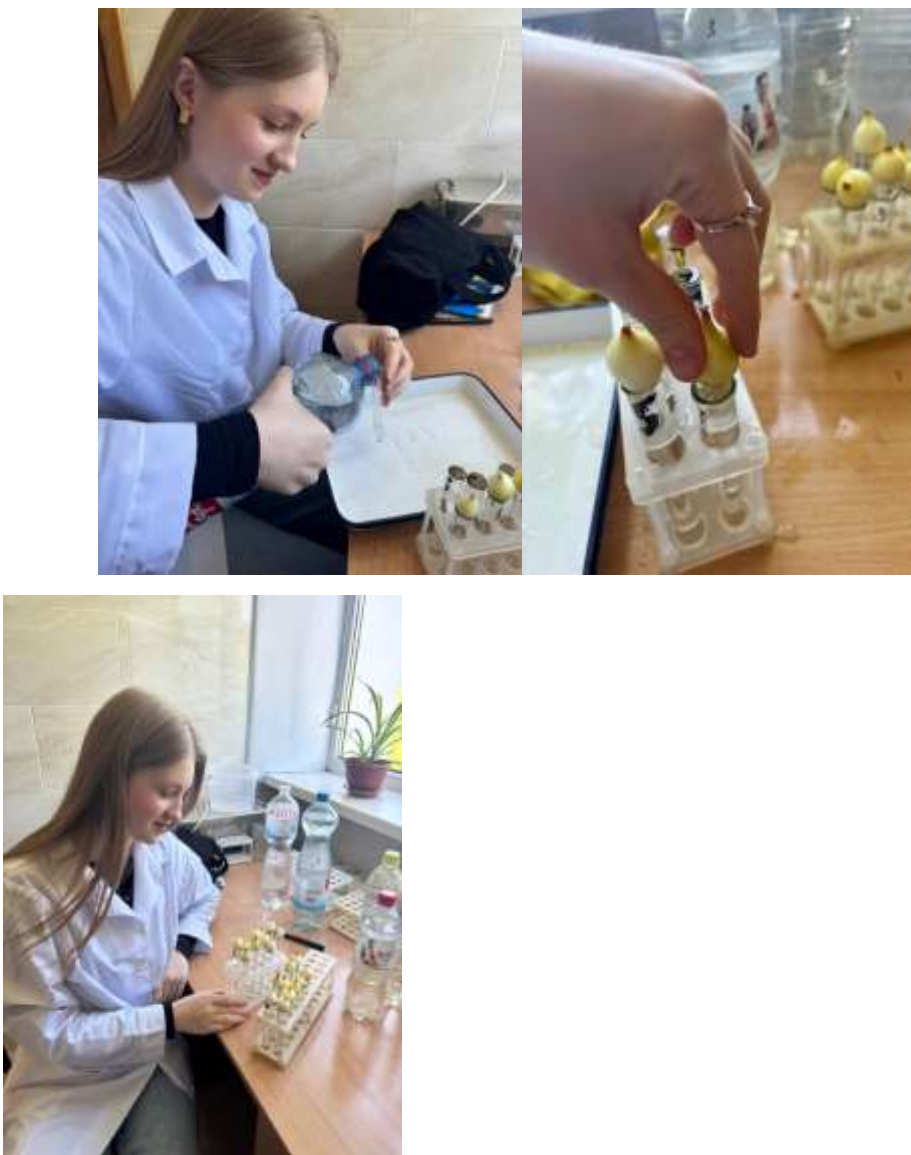


Рис. 3.2.2. Розміщення цибулин у пробірках з контрольним та дослідними зразками води.

3. Цибулини витримувати у пробах води при 20-25 градусів, у темному місці протягом 3-5 днів для запобігання впливу світла на ріст коренів.
(Рис. 3.2.3)



Рис. 3.2.3. Розміщення цибулин у контрольовані умови пророщування.

4. Після проведення періоду експозиції цибулини дістала з води, відокремила пророслі корені за допомогою леза та виміряла їх довжину за допомогою міліметрової лінійки. (Рис. 3.2.4)



Рис. 3.2.4. Відрізання корінців цибулин після пророщування для подальшого вимірювання.

5. Використовуючи калькулятор, розрахувала середню довжину кренів у контрольній та дослідних пробах. А також визначила фітотоксичний ефект. (Рис. 3.2.5)



Рис. 3.2.5. Вимірювання довжини коренів цибулі після експозиції у воді з різних проб.

Формула за якою розраховується - Фітотоксичний ефект

$$\text{ФЕ} = \frac{L_0 - L_x}{L_0} * 100 \%,$$

L_0 – середня довжина кореня контрольної рослини;
L_x – середня довжина кореня цибулі, що вирощена у дослідній пробі ВОДИ

6. Результати розрахунків знаходяться у табл. 3.2.6.

Таблиця. 3.2.6. Розрахунок довжини коренів цибулі.

Повторність						Статистика
№	1	2	3	4	5	
Контроль (вода мінеральна Моршинська)						
1	3,9	0	2	3,3	4,8	мін
2	3,9		3	2,5	4,8	0
3	2,6		1,5	2,6	4,8	макс
4	2,8		1,6	3,4	4,9	4,9
5	4,4			3,4	4,9	Сер. значення
6	3,9			1,9	3,5	3,07
7	2,6			1,9	3,4	кількість
8					1,9	29
9					2,4	сума
10					2,3	88,9
Проба №1						
№	1	2	3	4	5	Статистика
1	4,5	4,1	3	3,2	3	мін
2	3,7	4,5	3	2,9	1,6	1
3	4,9	4	1,5	2,7	3,2	макс
4	4,8	2,4	1,6	2,4	3,5	4,9
5	2,6	3,5	1	1,7	3,3	Сер. значення
6	3,7	2,7	2,7	2,4	3	2,92
7	3,8	2,3	2,6	1,6	2,5	кількість
8	3,6	2,5	2,8	1,6		45
9	4,4	2,4		1,6		сума
10	4,2			1,7		131,4
				2,7		ФЕ
11						4,75
Проба №2						
№	1	2	3	4	5	Статистика
1	0	3,5	3,6	4,2	4,6	мін
2		3,3	4,1	4	4	0
3		2,5	2,5	4,8	3,9	макс
4		2	1,6	4	3,9	4,8
5		2	1	3,5	4,1	Сер. значення
6		1,9			4	3,07
7					4,2	кількість
8					2,5	28
9					2,5	сума
10					1,9	85,9
11					1,8	ФЕ
						-0,08

Продовження таблиця

Проба №3						
№	1	2	3	4	5	Статистика
1	3,5	3	4,4	4,4	2,2	Мін
2	3	2,9	3,2	4,4	3,5	1
3	2,6	2,8	2,3	2	4	Макс
4	2,6	1,6	3,5	4,2	4,1	4,6
5	3,2	3,9	4,6	3,8	2,5	Сер.значення
6	3,4	2,9	4	3,2	2,3	3,15
7	3,4		3,3		1,6	кількість
8	3		3,4		1	39
9			3,2		2,3	сума
10					3,5	122,7
						ФЕ
						-2,48

Висновки: У досліді ділянка №1 ФЕ = 4,75% - це означає, що ріст цибулі тут трохи кращий, ніж у контролі (слабкий стимулюючий ефект). Вода цієї ділянки не токсична і навіть дещо сприяє росту.

Ділянка №2 ФЕ = -0,08% - це означає, що значення дуже близько до нуля, але трохи від'ємне (практично нейтральний ефект з незначним пригніченням росту, яке можна вважати статистично незначущим).

Ділянка №3 ФЕ = -2,48% - це означає слабкий токсичний ефект, що трохи пригнічує ріст проростків порівняно з контролем.

Для оцінки фітотоксичності про води з трьох ділянок річки Горинь використала дослід з пророщуванням насіння салату (*Lactuca sativa*) у чашках Петрі за стандартною методикою біотестування. Перш за все я підготувала по 20 насінин салату на кожний дослідний варіант. Перевірила попередньо насіння на цілісність. Для кожної проби підготувала по 3 чашки Петрі. (Рис. 3.2.7).



Рис. 3.2.7. Чашки Петрі

Умови посіву і пророщування:

1. На дно кожної чашки Петрі виклала чистий фільтрувальний папір. (Рис. 3.2.8)



Рис. 3.2.8. Початковий етап біотестування – вирізання та викладання фільтрувального паперу у чашки Петрі.

- У кожну чашку рівномірно висівали по 20 насінин салату, розміщуючи їх таким чином щоб вони не стикались одна з одною. (Рис. 3.2.9)



Рис. 3.2.9. Етап викладання насіння салату у чашки Петрі перед пророщуванням.

- Після висіву насіння чашки накрили кришками та ставили в умовах кімнатної температури (20-22) у лабораторії. (Рис. 3.2.10)



Рис. 3.2.10. Чашки з висіяним насінням салату розміщено у стабільних умовах температури та вологості.

4. Через 5-7 днів після висіву проводили замір їх довжин. Використовуючи лінійку з точністю до 1 мм (Рис. 3.2.11). У додатку 5 можна побачити формули за допомогою яких ми розраховували.



Рис. 3.2.11. Стан пророслого насіння після дії досліджуваних зразків
ВОДИ

Результати розрахунків наведені у табл. 3.2.12.

Таблиця. 3.2.12. Розрахунки фітотоксичного ефекту досліджуваних зразків води на проростках салату із зазначенням середньої довжини коренів, дисперсії та середньої похибки.

№	1	2	3
Контроль (вода мінеральна Моршинська)			
1	0	0	2,2
2			2,1
3			1,8
4			1,9
5			2,2
6			1,3
7			1,4
Кількість пророслих	7		
Середня довжина	1,84		
Дисперсія	0,117		
Помилка	0,13		
Проба №1			
№	1	2	3
1	0,4	2,1	2,3
2	0,2	0,6	3,1
3			2,5
4			2,4
5			2,2
6			1,9
7			1,1
8			1,7
9			2,1
Кількість пророслих	13		
Середня довжина	1,74		
Дисперсія	0,735		
Помилка	0,24		
ФЕ	5,7		
Проба №2			
№	1	2	3
1	2,2	1,2	3,2
2	2,3	2,4	2,2
3	1,3	1,8	2,4
4	1,3	2,8	1,3
5	2,8	2,5	2,8
6	2,5	2,6	3,1
7	2,6	1,9	3,6

Кількість пророслих	21		
Середня довжина	1,74		
Дисперсія	0,419		
Помилка	0,14		
ФЕ	-26,1		
Проба №3			
№	1	2	3
1	2,8	1,3	1,3
2	2,3	1,2	1,5
3	1,4		4,5
Кількість пророслих	8		
Середня довжина	2,04		
Дисперсія	1,15		
Помилка	0,38		
ФЕ	-10,6		

Таким чином, за результатами біотестування:

Контрольна вода не виявила фітотоксичної дії; №1 слабка або відсутня токсичність; №3 виявила помірну фітотоксичність; №2 найбільш фітотоксична ділянка, що потребує подальшого екологічного дослідження та вжиття природоохоронних заходів.

3.3. Аналіз якості води загальнохімічними методами

Аналіз зразків води проведено у вимірювальній лабораторії якості води питної природної та стічної кафедри аналітичної і біонеорганічної хімії та якості води агробіологічного факультету НУБіП України.

Перелік показників та методів їхнього визначення наведено в табл. 3.3.1.

Таблиця 3.3.1. Перелік показників складу та властивостей води поверхневої відповідно до ДСТУ 4808:2007 Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання

№ з/п	Найменування показника	Нормативний документ методу аналізу
1	2	3
1. САНІТАРНО-ТОКСИКОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ		
Неорганічні компоненти		
1.	Нітрати (N-NO ₃ ⁻)	ISO 7890-3:1988 Water quality - Determination of nitrate Part 3: Spectrometric method using sulfosalicylic acid (Визначання нітрату. Частина 3: Спектрометричний метод – використанням сульфосаліцилової кислоти)
2. ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ		
2.	Азот амонійний (N-NH ₄ ⁺)	ISO 6777:1984 Water quality - Determination of nitrite - Molecular absorption spectrometric method (Якість води – Визначання нітриту – спектрометричний метод молекулярної адсорбції)
3.	Водневий показник рН	ISO 10523:2008 Water quality - Determination of pH
4.	Твердість загальна (жорсткість)	ISO 6059:1984 Water quality - Determination of the sum of calcium and magnesium - EDTA titrimetric method (Якість води - Визначення суми кальцію та магнію - титриметричний метод EDTA)
5.	Перманганатна окисність	ISO 8467:1993 Water quality - Determination of permanganate index (якість води – Визначання перманганатного індексу)
6.	Фосфор фосфатів	ДСТУ ISO 6878:2008 Якість води. Визначення фосфору. Спектрометричний метод із застосуванням амонію молібдату

РЕЗУЛЬТАТИ АНАЛІТИЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ СКЛАДУ ТА ВЛАСТИВОСТЕЙ ВОДИ

Результати визначання наведено в табл.3.3.2.

Таблиця. 3.3.2. Результати вимірювання складу та властивостей води

№	Найменування Показника	Одиниці вимірювання	Ділянка 1	Ділянка 2	Ділянка 3	Нормативні значення
1.	Нітрати: - N-NO ₃ ⁻ - NO ₃ ⁻	мг N-NO ₃ ⁻ /дм ³ мг NO ₃ ⁻ /дм ³	3,25 ± 0,31 0,73 ± 0,07	1,39 ± 0,12 0,31 ± 0,03	2,03 ± 0,20 0,46 ± 0,04	≤ 10 (по азоту), ≤40 (по NO ₃ ⁻)
2.	Азот амонійний: - N-NH ₄ ⁺ - NH ₄ ⁺	мг N-NH ₄ ⁺ /дм ³ мг NH ₄ ⁺ /дм ³	0,33 ± 0,03 0,26 ± 0,02	0,45 ± 0,04 0,35 ± 0,03	0,50 ± 0,05 0,39 ± 0,04	≤0,39 ≤0,5
3.	Водневий показник	Одиниці рН	7,60 ± 0,05	7,20 ± 0,05	7,33 ± 0,05	6,5-8,8
4.	Твердість загальна (жорсткість)	ммоль/дм ³	4,25 ± 0,04	3,53 ± 0,02	3,80 ± 0,05	1,5-7,0
5.	Перманганатна окисність	мг O/дм ³	16,3 ± 1,0	29,2 ± 2,4	23,4 ± 1,8	≤ 5,0 (питна вода), ≤30 (водойми госп. – побут)
6.	Фосфати PO ₄ ³⁻	мг/дм ³	0,15 ± 0,02	0,22 ± 0,03	0,12 ± 0,02	≤ 0,3 (водойми), ≤3,5 (каналізація)

(ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання.

Вимоги щодо якості води і правила вибирання. – [Чинний від 2008-07-01]. – К.

: Держспоживстандарт України, 2007. – 10 с. – URL: https://environmentallab.com.ua/wp-content/uploads/2021/12/dstu-4808_2007-dzherela-czentralizovanogo-pitnogo-vodopostachannya.-vimogi-shhodo-yakosti-vodi-i-pravila-vibirannya.pdf)

Висновки: Нітрати – у всіх трьох ділянках концентрація нітратів значно нижча за гранично допустимі значення норми, що свідчить про відсутність значного забруднення нітратів.

Амонійний азот – вміст у зразках наближається до/або перевищує граничне значення, особливо у ділянці №3, що може свідчити про локальне органічне забруднення або недостатнє самоочищення водоюми.

Водневий показник – усі ділянки мають рН у межах норми, що вказує на відсутність кислотного або лужного забруднення.

Загальна твердість – значення загальної твердості знаходяться в межах допустимих норм.

Перманганатна окисність – усі ділянки мають показники, що перевищують норму. Особливо високий рівень на ділянці №2, що свідчить про підвищений вміст органічних речовин і потенційне антропогене навантаження.

Фосфати – усі ділянки містять фосфати в межах припустимого рівня, що свідчить про невисокий ризик евтрофікації, хоча ділянка №2 наближається до граничного значення.



Рис.3.3.4 Приклад підготовки Приклад підготовки калібрувальних розчинів для спектрофотометричного визначання вмісту нітратів:



ВИСНОВКИ

1. Дослідження стану річки Горинь у 2024-2025 роках показали, що якість води з кожним роком погіршується під впливом антропогенного навантаження. Метод біоіндикації за макрофітами вказала, що найчистіша ділянка під №1, а ділянка №3 значно погіршилась перейшовши з III класу до IV. За результатами біотестування з використанням проростків цибулі та салату встановлено наявність фітотоксичних властивостей води з річки Горинь, що свідчить про її забруднення. Такі результати свідчать про наявність у воді шкідливих домішок, ймовірно, органічного та хімічного походження. Основним джерелом забруднення, ймовірно, є діяльність людини – скидання стічних вод забруднення від сільського господарства (добрив, пестицидів), а також побутових відходів, що потрапляють у водойму.

2. Гідрохімічний аналіз показав, що якість води відповідає екологічним нормативам для поверхневих водойм господарсько-побутового призначення. Водночас на ділянці №2 спостерігаються ознаки підвищеного органічного навантаження. Тому дана територія потребує подальших спостережень та моніторингу за станом якості води. А також заходів для покращення якості води.

3. Водночас стає очевидно, що джерелом цього забруднення є не природа, а людина. Важливо звернути увагу на ставлення місцевого населення до річки. На жаль, у наш час люди мають малу екологічну свідомість та безвідповідально ставляться до природного середовища, що призводить до забруднення водойми.

4. Безконтрольні скиди, побутове сміття, сільськогосподарські хімікати – усе це результат нашої діяльності. Найбільше турбує те, що багато мешканців сприймають річку не як джерело життя, а як зручне місце для скидів відходів. Але якщо ми всі об'єднаємо зусилля громади, влади та екологів, а також активне інформування можуть змінити цю ситуацію. Важливо залучати людей до збереження річки. Бо лише через свідоме ставлення та активну позицію громади можливе збереження водних ресурсів та біорізноманіття річки Горинь.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Khudiiash Yu. Біотестування антропогенного впливу на ділянки річки Рось та річки Протока за життєздатністю ікри та личинок коропових риб. 2023. № 6/106.
2. Барабан К. І. Приходько М. М. Біоіндикація ґрунтів в зоні впливу териконів Львівсько Волинського вугільного басейну. 2023. С. 195–197.
3. Безусяк Я. І. Кватернюк С. М. Обґрунтування заходів екологічної безпеки та впливу небезпечних відходів на водні об'єкти методом біоіндикації по фітопланктону. Екологія. Матеріали конференції. Полтава. 2018. С. 7.
4. Бережна А. Екологічний стан штучних водойм Парку культури і відпочинку Дубовий гай. Запоріжжя. 2018. С. 6.
5. Бондаренко О. В. Біоіндикація рівня забруднення за реакцією асиміляційного апарату *Picea abies* в Інгулецькому районі міста Кривий Ріг. 2023. 42 с.
6. Бондаренко О.В. Біоіндикація рівня забруднення за реакцією асиміляційного апарату *Picea abies* в Інгулецькому районі м. Кривий Ріг. Кваліфікаційна робота. Кривий Ріг. 2023. 42 с. URL: <https://elibrary.kdpu.edu.ua/bitstream/.pdf> (дата звернення: 28.03.2025).
7. Глухов О. З. Індикація стану техногенного середовища за морфологічною мінливістю рослин. Промышленная ботаника. 2018. № 8. С. 311.
8. Григорчук І. Д. Використання рослинних біоіндикаторів для оцінки токсичності ґрунтів на території Кам'янця Подільського. 2016. Т. 8. № 2. С. 212–218. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nvchu_biol_2016_8_2_12 (дата звернення: 28.04.2025).
9. Грицак Л. Р. Барна І. М. Кодлюк І. М. Сельська І. І. Сплавінська Ю. Т. Барна С. С. Біоіндикаційні методи для потреб системного аналізу якості довкілля. 2017. № 2. С. 153–165. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/NZTNPUg_2017_2_26 (дата звернення: 28.04.2025).

10. Гродзинський Д. М. Шиліна Ю. В. Застосування рослинних тест систем для оцінки комбінованої дії факторів різної природи. Київ. 2016. 60 с.
11. Державний водний кадастр. Щорічні дані про якість поверхневих вод суші. Частина 2. Водосховища. Випуск 2. Басейн Дніпра. Київ. 2016.
12. Домущий С. В. Тригуб В. І. Оцінка впливу господарської діяльності населення села Розівка на екологічний стан ґрунтів. Одеса. 2019. Т. 24. № 1(34). С. 98–107.
13. Дорошенко А. В. Антропогенний вплив на річкові басейни Лівобережного Лісостепу України. Таврійський науковий вісник. Сільськогосподарські науки. 2017. С. 217–228.
14. ДСТУ 3959:2000. Охорона довкілля та раціональне поводження з ресурсами. Методики біотестування води. Настанови. Київ. 2000. 5 с.
15. ДСТУ 4074:2001. Якість води. Визначення гострої летальної токсичності хімічних речовин та води на прісноводній рибі. Київ. 2003. 20 с.
16. Дубровик О. С. Сучасний гідроекологічний стан озера Засвітське та розробка заходів для його поліпшення. Луцьк. 2024. 68 с.
17. Іванова В. М. Гідрогеологічні умови формування ресурсів підземних вод Запорізької області. Мелітополь. 2018. С. 59–62.
18. Індикатори рослин. Характеристики тип і фізіологічні зміни. URL: <https://www.biologydiscussion.com/plants/plant-indicators-characteristics-type-and-physiological-changes/6970> (дата звернення: 28.03.2025).
19. Кравець Н.М. Кватернюк С.М. Організми-біоіндикатори токсичних речовин у водному середовищі. Збірник матеріалів VII Всеукраїнського з'їзду екологів. Вінниця. 2019. 199 с.
20. Лаврик В. І. Скуратівська І. А. Математичне моделювання та оцінка впливу площі водозбору на кисневий режим водних екосистем. Біологія та екологія. 2016. № 54. С. 46–50.
21. Литвиненко А. В. Біоіндикаційна оцінка якісної і кількісної складової природно техногенної безпеки водних екосистем. Київ. 2018. 100 с.

22. Ляшенко В. А. Діагностичний моніторинг стану річкових екосистем за показниками зообентосу та біотестування донних відкладень. Київ. 2020. С. 56.
23. Максимова Н. М. Екологічна оцінка якості поверхневих вод басейну річки Інгулець. Збірник наукових праць Дніпровського державного технічного університету. Технічні науки. 2019. С. 137–145.
24. Максимова Н. М. Екологічна оцінка якості поверхневих вод басейну річки Інгулець в середній течії. 2019. С. 137–145.
25. Маценко О.М. Маценко О.І. Кальченко С.О. Соціоекологоекономічні індикатори сталого водокористування. Mechanism of Economic Regulation. 2016. № 3. С. 19–28.
26. Никифоров В. В. Біоіндикація та біотестування. Кременчук. 2016. 76 с.
27. Никифоров В. В. Дігтяр С. В. Мазницька О. В. Козловська Т. Ф. Біоіндикація та біотестування. Навчальний посібник. Кременчук. 2016. 76 с.
28. Орлінська О. В. Оцінка якості поверхневих вод в гірничо-видобувних регіонах Дніпропетровської області. Каменське. 2017. С. 316–319.
29. Остроушко М. В. Проблеми водозбереження в місті Кривий Ріг. Львів. 2021. С. 266.
30. Петрук В. Г. Кватернюк С. М. Безусяк Я. І. Визначення видової різноманітності фітопланктону. Збірник наукових праць. VI Всеукраїнський з'їзд екологів. Вінниця. 2017. С. 129.
31. Правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України № 465 від 25.03.1999. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/ru/465-99-%D0%BF> (дата звернення: 28.04.2025).
32. Притула Н.М. Біоіндикація. Методичні рекомендації до лабораторних робіт для здобувачів ступеня бакалавра спеціальності Екологія. Запоріжжя. 2019. 71 с.

33. Степова О. В. Рома В. В. Моніторинг поверхневих вод. Навчальний посібник. Полтава. 2017. 82 с.
34. Степова О. В. Тягній Л. М. Вплив ефтрофікованих вод на процеси самоочищення річки Ворскли. URL: <https://www.ukrndiep.org.ua/docs/327.pdf> (дата звернення: 28.04.2025).
35. Твоє майбутнє земля за порогами. Тернопіль. 2019. 37 с.
36. Федоренко О. І. Моніторинг навколишнього середовища. Київ. 2016. С. 306–318.
37. Харченко В. Ю. Визначення якості води деяких водних об'єктів Красноградського району Харківської області методом біотестування. 2023. 12 с.
38. Хільчевський В. К. Гідрохімічний словник. Київ. 2022. 208 с.
39. Худіяш Ю. М. Біотестування антропогенного впливу на ділянки річки Рось та річки Протока за життєздатністю ікри та личинок корошових риб. 2023. № 6. 31 с.
40. Цьось О. О. Фітоіндикація в системі моніторингу екологічного стану приток верхів'я річки Прип'ять. Рівне. 2021. 27 с.
41. Шевчук Л. З. Екологічна оцінка та фіторемедіація нафтозабруднених ґрунтів. Дніпро. 2017. 22 с.
42. Ярошенко А. П. Біоіндикація якості поверхневих вод. Кривий Ріг. 2022. 46 с. Мельничук Ф. Гордієнко О. Алексєєва С. Сучасні методи оцінки токсичності водних екосистем на прикладі донних відкладень. Збірник тез. 2023. 45 с.
43. Domuschi S. Trigub V. Біотестування як метод визначення екологічного стану міських ґрунтів. 2020. № 49.2.
44. Bahday T. V. Біомоніторинг екологічного стану природних водойм. Scientific Messenger of LNU of Veterinary Medicine and Biotechnologies. Series Agricultural sciences. 2016. Т. 18. № 1. С. 190–193.

45. Goncharuk V. V. Syroeshkin A. V. Kovalenko V. F. Zlatskiy I. A. Formation of test systems and selection of test criteria in natural waters bioassay. *J. of Water Chemistry and Technology*. 2016. Vol. 2.
46. ISO 21427-1:2006. Water quality – Evaluation of genotoxicity by measurement of the induction of micronuclei. Part 1. Evaluation of genotoxicity using amphibian larvae. URL: <https://www.iso.org/standard/39680.html> (дата звернення: 28.04.2025).
47. Kovalenko V. F. Zlatskii I. A. Goncharuk V. V. *J. of Water Chemistry and Technology*. 2016. Vol. 38. № 1. P. 56–61.
48. Paul D.K. Dipty Kumari. Assessing the role of bioindicators in freshwater ecosystem. *Journal of Interdisciplinary Cycle Research*. 2020. Vol. 12. Issue 9. P. 58–74. URL: https://www.researchgate.net/publication/348098087_Assessing_the_Role_of_Bioindicators_in_Freshwater_Ecosystem (дата звернення: 28.03.2025).
49. Trach I. Petruk V. Kvaternyuk S. Titov T. Mathematical modelling of the population dynamics of hunting mammals based on recurrent equation system. *Environmental Problems*. 2016. Vol. 1. № 2. P. 145–148.
50. Zaghoul A. Saber M. Gadow S. et al. Biological indicators for pollution detection in terrestrial and aquatic ecosystems. *Bulletin of the National Research Centre*. 2020. № 44(127). URL: <https://doi.org/10.1186/s42269-020-00385> (дата звернення: 28.03.2025).

ДОДАТОК 1

Табл. 3.3.3. Індикаторні групи макрофітів за модифікованим індексом Майєра

Макрофіти чистих водойм	Макрофіти водойм помірного забруднення	Макрофіти забруднених водойм
А	В	С
<ul style="list-style-type: none"> - водопериця черговоквіткова - молодильник озерний - рдесник альпійський - <i>харові водорості</i> - <i>водні мохи</i> - рдесник гостролистий - альдрованда пухирчаста - пухирник малий - водяний жовтець плаваючий 	<ul style="list-style-type: none"> - <i>широколисті рдедники</i> - <i>вузьколисті рдедники</i> (крім рдедника гребінчастого) - <i>рдесник з плаваючими листками</i> - <i>латаття, глечики, водяний горіх плаваючий</i> - елодея канадська - водопериця кільчаста - ряска триборозенчаста - жабурник звичайний - найда морська 	<ul style="list-style-type: none"> - кушир занурений - водопериця колосиста - рдесник гребінчастий - нитчасті водорості - ряски та сальвінія плаваюча - різак алоєвидний - пухирник звичайний - водяний жовтець закручений

Індекс Майєра розраховується за формулою:

$$S = A * 3 + B * 2 + C * 1$$

де А, В, С – кількість видів із відповідних стовпчиків, що є у водоймі.

За значенням індексу оцінюють екологічний стан водойми:

Більше 25 балів – водойма чиста. Вода у ній належить до 1-2 класу якості.

25-15 балів – водойма помірно забруднена. Вода відповідає 3 класу якості.

Менше 15 – водойма брудна. Відповідає 4-5 класу якості.

(Нетробчук І. М., Чижевська Л. Т., Карпюк З. К., Полянський С. В., та ін. Оцінка екологічного стану меліоративних каналів Центрального парку культури і відпочинку імені Лесі Українки міста Луцька за макрофітами [Електронний ресурс] / І. М. Нетробчук, Л. Т. Чижевська, З. К. Карпюк, С. В. Полянський та ін. – Прага : Moderní Aspekty Vědy : Видавнича група «Наукові перспективи», 2024. – С. 462–484.–Режимдоступу: https://www.researchgate.net/publication/378158336_Ocinka_ekologicnogo_stanu_meliorativnih_kanaliv_Centralnogo_parku_kulturi_i_vidpocinku_imeni_Lesi_Ukrainki_mista_Lucka_za_makrofitami)

ДОДАТОК 2

Табл. 3.3.4. Видовий склад макрофітів за 2024 рік

Ділянка №1

Група А1	Група В4	Група С1
<ul style="list-style-type: none"> - харові водорості - рдесник пронизуючи 	<ul style="list-style-type: none"> - очерет звичайний - водяний гірчак - земноводний - елодея канадська - рдесник блискучий - рдесник кучерявий - ситник болотний - куга озерна 	<ul style="list-style-type: none"> - водопериця - черговоквіткова

Ділянка №2

Група А1	Група В4	Група С1
<ul style="list-style-type: none"> - рогів вужколистий 	<ul style="list-style-type: none"> - рдесник гребінчастий - лепешняк великий - водопериця колосиста - очерет звичайний - 	<ul style="list-style-type: none"> - нитчасті водорості - ряска мала - кушир занурений - водяний жовтець закручений -

Ділянка №3

Група А1	Група В4	Група С1
<ul style="list-style-type: none"> - рдесник з плаваючими листочками 	<ul style="list-style-type: none"> - елодея канадська - водопериця кільчаста - кушир підводний - глечики жовті - очерет звичайний 	<ul style="list-style-type: none"> - жовтець водний

Табл. 3.3.5. Видовий склад макрофітів за 2025 рік

Ділянка №1

Група А1	Група В4	Група С1
- молодильник звичайний	- очерет звичайний - водяний гірчак - земноводний - елодея канадська - рдесник блискучий - рдесник кучерявий - ситник болотний - куга озерна	- водопериця - черговоквіткова - сальвінія плаваюча

Ділянка №2

Група А1	Група В4	Група С1
- рогів вузьколистий	- рдесник гребінчастий - лепешняк великий - водопериця колосиста - очерет звичайний	- нитчасті водорості - ряска мала - кушир занурений - водяний жовтець закручений

Ділянка №3

Група А1	Група В4	Група С1
- рдесник з плаваючими листками	- водопериця кільчаста - кушир підводний - глечики жовті - очерет звичайний	- жовтець водний

ДОДАТОК 3

Табл. 3.3.6. Макрофітний індекс

Клас якості	I клас	II клас	III клас	IV клас	V клас
Кількість балів	9-10	7-8	5-6	3-4	1-2
Колір					
Стан	Дуже чиста	Чиста	Забруднена	Брудна	Дуже брудна

Таблиця 3.3.7. Для визначення Макрофітного індексу (МІ)

Індикаторні групи макрофітів		Загальна кількість наявних видів		
		< 5	5-10	11-25
	Молодильник озерний, харові водорості, водні мохи, водопериця черговоквіткова, рдесник альпійський	-	10	9
I	Комплекс вузьколистих рдесників (крім рдесників гребінчастого та малого), гірчак земноводний, водяний жовтець плаваючий, альдрованда пухирчата	-	9	8
II	Комплекс широколистих рдесників (рдесник пронизанолистий) та рдесників з плаваючими листками, елодея канадська, глечики жовті, водопериця кільчаста, водяний жовтець водний, кушир підводний	-	8	7
V	Латаття біле, латаття сніжно-біле, водяний жовтець закручений, водопериця колосиста, рдесник гребінчастий	-	5	6
	Різак алеє видний, пухир звичайний	3	4	-
I	Кушир	2	3	-
	ПП <60 %	2	3	-

	занурений, ряски	ПП >60 %	2	2	-
II	Нитчасті водорості		1	1	-

(Нетробчук І. М., Чижевська Л. Т., Карпюк З. К., Полянський С. В., та ін. Оцінка екологічного стану меліоративних каналів Центрального парку культури і відпочинку імені Лесі Українки міста Луцька за макрофітами [Електронний ресурс] / І. М. Нетробчук, Л. Т. Чижевська, З. К. Карпюк, С. В. Полянський та ін. – Прага : Moderní Aspekty Vědy : Видавнича група «Наукові перспективи», 2024. С. 462–484. Режим доступу: https://www.researchgate.net/publication/378158336_Ocinka_ekologicnogo_stanu_meliorativnih_kanaliv_Centralnogo_parku_kulturi_i_vidpocinku_imeni_Lesi_Ukrainki_mista_Lucka_za_makrofitami)

ДОДАТОК 4



Рис. 3.3.6. Автор під час польових досліджень на березі річки Горинь.





Рис. 3.3.7. прибережні макрофіти річки Горинь, що використовувалися для оцінки екологічного стану водойми

ДОДАТОК 5

Обробка результатів ростового тесту

Спочатку провела вимірювання кожного варіанту дослідження, обчислила середню довжину кореневої частини та частини надземної

$$\bar{x} \pm m$$

де m – помилка середнього арифметичного.

$$m = \sqrt{\frac{\sigma^2}{N}}$$

N - кількість результатів;

σ^2 - дисперсія, яку визначають за виразом:

$$\sigma^2 = \frac{\sum_{i=1}^N (x - \bar{x})^2}{N}$$

$$t = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{m_1^2 + m_2^2}}$$

\bar{x}_1 – середнє арифметичне значення показника в контрольному досліді;

\bar{x}_2 – середнє арифметичне значення показника у варіанті, що досліджується;

m_1 - помилка середнього арифметичного в контрольному досліді;

m_2 - помилка середнього арифметичного у варіанті, що досліджується.