

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
«ЖИТОМИРСЬКА ПОЛІТЕХНІКА»**

Г.В. КІРЕЙЦЕВА

**УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ПОВЕРХНЕВИХ
ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ В УМОВАХ ТРАНСФОРМАЦІЙНИХ ЗМІН**

Монографія

Житомир
Видавничий дім “Бук-Друк”
2024

УДК 504.064:556.51(477)
К43

*Рекомендовано до друку Вченою радою
Державного університету “Житомирська політехніка”
(протокол № 15 від 27.12.2024 р.)*

Рецензенти:

Олена Василівна БАРАБАШ,
*доктор технічних наук, професор,
Національний транспортний університет*

Сергій Валерійович БОЙЧЕНКО,
*доктор технічних наук, професор, академік Української нафтогазової
академії,
НН ІЕЕ КПІ ім. Ігоря Сікорського*

Ірина Григорівна ПАЦЕВА
*доктор технічних наук, професор,
Державний університет «Житомирська політехніка»*

Кірейцева Г.В.

К43 Управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів в умовах трансформаційних змін: монографія / Г.В. Кірейцева. – Житомир: ТОВ «Видавничий дім «Бук-Друк»», 2024. – 300 с.
ISBN 978-617-560-052-8

Монографія присвячена теоретичним і практичним аспектам управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів в умовах трансформаційних змін природного та антропогенного характеру. У виданні розглядаються комплексні підходи до оцінки та моніторингу поверхневих вод, геоінформаційні технології та методи дистанційного зондування для виявлення змін водних екосистем, а також інноваційні системи автоматизованого онлайн-моніторингу з використанням IoT-технологій. Робота містить багаторівневу модель інтегрованого управління водними ресурсами з дорожньою картою впровадження до 2050 року, методику ідентифікації ризиків та інструменти формування екологічної свідомості громад.

Видання призначене для науковців, докторантів, аспірантів, викладачів та студентів екологічних, технічних та управлінських спеціальностей, фахівців у сфері водного господарства, представників органів місцевого самоврядування, а також усіх, хто цікавиться питаннями забезпечення екологічної безпеки водних ресурсів, зокрема в умовах кліматичних змін та воєнних впливів.

УДК 504.064:556.51(477)

ISBN 978-617-560-052-8

© Кірейцева Г.В., 2024

ЗМІСТ

ПЕРЕДМОВА	5
РОЗДІЛ 1. СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ.....	6
1.1. Еволюція наукових підходів до забезпечення екологічної безпеки поверхневих водних об'єктівю.....	6
1.2. Аналіз факторів трансформаційних змін водних екосистем.....	21
1.3. Аналіз сучасного стану та ефективності систем моніторингу поверхневих водних об'єктів в Україні: порівняльна характеристика.....	26
Висновки до розділу 1	36
РОЗДІЛ 2. ЗАГАЛЬНІ МЕТОДИ ТА СПОСОБИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	38
2.1. Загальні методи досліджень.....	38
2.2. Особливості застосування ГІС та супутникових даних для моніторингу стану поверхневих водних об'єктів.....	48
2.3. Методи відбору проб та проведення гідрохімічних досліджень	60
2.4. Принципи розробки автоматизованої системи онлайн моніторингу.....	67
2.5. Методи статистичної обробки та комплексного аналізу даних.....	70
2.6. Теоретичні та практичні основи створення системи інтегрованого управління водними ресурсами на рівні громади....	76
Висновки до розділу 2	94
РОЗДІЛ 3. ПРОСТОРОВО-ЧАСОВИЙ АНАЛІЗ ТРАНСФОРМАЦІЙНИХ ЗМІН СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ.....	96
3.1. Оцінка динаміки водозабезпеченості за нормалізованим диференційним водним індексом (NDWI).....	96
3.2. Аналіз змін рослинного покриву прибережних територій за нормалізованим індексом NDVI.....	103
3.3. Порівняльний аналіз впливу трансформаційних змін на поверхневі водні об'єкти за допомогою нормалізованих індексів NDVI/NDWI.....	106
Висновки до розділу 3	136
РОЗДІЛ 4. ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ЗА ГІДРОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ...	137
4.1. Теоретичні засади оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів.....	137
4.2. Оцінка екологічного стану типової урбанізованої малої річки (на прикладі р. Кам'янка).....	142

4.3. Комплексна оцінка пост-мілітарного стану малої річки (на прикладі р. Мощунка).....	156
4.4. Порівняльний аналіз трансформаційних змін та розробка заходів оптимізації екологічного стану водних об'єктів в умовах різних типів антропогенного навантаження.....	174
Висновки до розділу 4	181
РОЗДІЛ 5. РОЗРОБКА КОМПЛЕКСНОЇ СИСТЕМИ ОНЛАЙН МОНІТОРИНГУ СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ РЕГІОНУ.....	183
5.1. Обґрунтування вибору пунктів спостереження за станом поверхневих водних об'єктів регіону	184
5.2. Вимоги до технічних засобів автоматизованої системи вимірювання гідрохімічних параметрів поверхневих вод із застосуванням IoT-технологій.....	190
5.3. Розробка системи онлайн-моніторингу поверхневих водних об'єктів регіону із застосуванням IoT-технологій.....	199
Висновки до розділу 5.....	211
РОЗДІЛ 6. ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВПРОВАДЖЕННЯ СИСТЕМИ ІНТЕГРОВАНОГО УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ВОДНИХ РЕСУРСІВ НА РІВНІ ТЕРИТОРІАЛЬНОЇ ГРОМАДИ.....	213
6.1. Розробка системи стратегічного планування та реалізації інтегрованого управління водними ресурсами територіальної громади.....	213
6.2. Механізми впровадження стратегії інтегрованого управління водними ресурсами та оцінка можливих ризиків реалізації.....	221
6.3. Пропозиції щодо реалізації стратегії інтегрованого управління водними ресурсами та формування екологічної свідомості та освіти для сталого розвитку громади.....	235
6.4. Дорожня карта впровадження системи управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів на рівні територіальної громади.....	250
Висновки до розділу 6.....	254
ВИСНОВКИ	257
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	262

ПЕРЕДМОВА

У сучасних умовах глобальних екологічних викликів та трансформаційних змін водні ресурси стають одним із найцінніших природних активів людства. Поверхневі водні об'єкти України, що формують основу водного фонду держави, зазнають значного антропогенного навантаження та впливу кліматичних змін, що призводить до погіршення їх якісного стану та зменшення доступності для різних категорій водокористувачів.

Ця монографія є результатом багаторічних досліджень проблематики екологічної безпеки водних ресурсів та пошуку ефективних рішень для забезпечення сталого управління поверхневими водними об'єктами. Особливу увагу в роботі приділено інноваційним підходам до моніторингу та оцінки екологічного стану вод, що дозволяють своєчасно виявляти трансформаційні зміни та розробляти адекватні управлінські рішення. Актуальність представленого дослідження обумовлена необхідністю адаптації системи управління водними ресурсами до сучасних викликів – кліматичних змін, військових дій, нових видів забруднень та зростаючого дефіциту води. В умовах євроінтеграційних процесів України особливого значення набуває імплементація принципів інтегрованого управління водними ресурсами згідно з положеннями Водної Рамкової Директиви ЄС, що вимагає нових методологічних підходів та інструментів. У монографії представлено авторську багаторівневу модель інтегрованого управління водними ресурсами та дорожню карту її впровадження до 2050 року, що ґрунтується на поєднанні сучасних технологічних рішень, екосистемного підходу та залучення місцевих громад до процесів управління водними об'єктами. Особливу цінність мають розроблені методики ідентифікації екологічних ризиків та автоматизованого онлайн-моніторингу з використанням IoT-технологій, які вже пройшли апробацію на ряді водних об'єктів України.

Автор висловлює щире подяку керівництву та колегам Державного університету «Житомирська політехніка», а також партнерам за цінні консультації та допомогу в проведенні експериментальних досліджень та підготовці монографії. Окрема вдячність Житомирській міській раді за можливість взяти участь у розробці Екологічної стратегії Житомирської міської територіальної громади до 2050 року як експерту розділу «Управління водними ресурсами» в рамках проєкту «Інтегрований розвиток міст в Україні II», що виконується німецькою урядовою компанією Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH за фінансової підтримки урядів Німеччини і Швейцарії.

Сподіваюсь, що представлені в монографії результати досліджень сприятимуть розвитку наукових засад управління екологічною безпекою водних ресурсів та знайдуть практичне застосування в діяльності природоохоронних організацій, органів місцевого самоврядування та водогосподарських підприємств.

РОЗДІЛ 1

СУЧАСНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

1.1. Еволюція наукових підходів до забезпечення екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів

Екологічна безпека поверхневих водних об'єктів, зокрема малих річок, є одним із ключових питань сучасної екологічної політики України та світу [27]. В умовах інтенсивного розвитку промисловості, сільського господарства та урбанізації водні ресурси зазнають безпрецедентного антропогенного навантаження. За даними Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні, близько 60% малих річок країни перебувають у незадовільному екологічному стані, що вимагає негайного впровадження ефективних механізмів управління їх екологічною безпекою [52].

Для чіткого розуміння об'єкта дослідження необхідно розмежувати ключові поняття водного законодавства України (табл. 1.1). У таблиці представлено трактування основних термінів, їх законодавчі джерела та особливості застосування в науковому дослідженні, що дозволяє уникнути термінологічної неоднозначності при вивченні проблематики екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів. Відповідно до статті 50 Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища», екологічна безпека - це такий стан навколишнього природного середовища, при якому забезпечується попередження погіршення екологічної обстановки та виникнення небезпеки для здоров'я людей. Екологічна безпека гарантується громадянам України здійсненням широкого комплексу взаємопов'язаних політичних, економічних, технічних, організаційних, державно-правових та інших заходів [53].

Згідно з дослідженнями Волошкіної О.С. та Гандзюри В.П. [54], можна виділити чотири ключові компоненти екологічної безпеки водних об'єктів: гідрологічна безпека, що забезпечує підтримання природного водного режиму; гідрохімічна безпека, що характеризує якісний стан

водних ресурсів; гідробіологічна безпека, що відображає стан водних екосистем; санітарно-гігієнічна безпека, що визначає безпечність для здоров'я людини.

Таблиця 1.1

Поняття водного права: законодавче визначення та застосування в науковому дослідженні (сформовано автором)

Поняття	Законодавче визначення	Нормативне джерело	Особливості застосування в науковому дослідженні
Водний об'єкт	Природні або штучні зосередження вод з характерними формами та ознаками режиму водних мас у визначених межах та об'ємах, включаючи річки, струмки, озера, водосховища, ставки, канали, джерела, болота, снігові та льодовикові покриви	Водний кодекс України, ст. 1	У наукових дослідженнях використовується як базова одиниця для гідрологічного та гідрохімічного моніторингу, класифікації водних систем
Поверхневий водний об'єкт	Зосередження природних або штучних вод на земній поверхні у формі: водотоків (річок, струмків); водойм (озер, водосховищ, ставків); джерел; боліт, снігових та льодовикових покривів; морів та їх окремих частин (заток, лиманів)	Водний кодекс України, ст. 1	Використовується для диференціації поверхневих та підземних вод у гідрогеологічних дослідженнях, екологічному моніторингу
Масив поверхневих вод	Окремий і визначений об'єм поверхневих вод, як-от озеро, водосховище, струмок, річка або канал, частина струмка, річки або каналу, перехідні води або частина прибережних вод	Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту та Ради "Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики"	Ключове поняття для імплементації Водної рамкової директиви ЄС в Україні, використовується в басейновому управлінні водними ресурсами, визначається у Водному кодексі України через наближення до європейського законодавства
Водні ресурси	Сукупність поверхневих і підземних вод у межах території України, яка може бути використана для задоволення потреб населення і галузей економіки	Водний кодекс України, ст. 1	У наукових дослідженнях застосовується для оцінки водного потенціалу, водного балансу територій, планування водокористування
Водний режим	Регулярні у часі зміни стану водного об'єкта, що виражаються в показниках рівня, витрати води, льодових явищ, температури, стоку наносів, хімічного складу води	Водний кодекс України, ст. 1	Фундаментальне поняття в гідрології для аналізу динаміки водних об'єктів, прогнозування водного стоку, моделювання гідрологічних процесів

Гідрологічна безпека передбачає підтримання природного водного режиму та кількісних характеристик водного об'єкта. За визначенням

Йонга Г.[55], це включає забезпечення оптимального співвідношення поверхневого та підземного стоку, збереження природної динаміки водності та рівневого режиму. Особливого значення набуває регулювання антропогенного впливу на гідрологічний режим, зокрема через водозабори та гідротехнічні споруди.

Гідрохімічна безпека, як зазначають, Хільчевський В.К. та Забокрицька М.Р. [56], характеризує якісний стан водних ресурсів та визначається відповідністю хімічного складу води природному фону та екологічним нормативам. Це включає контроль за вмістом забруднюючих речовин, важких металів, біогенних елементів та інших хімічних показників, що впливають на якість води та функціонування водних екосистем.

Гідробіологічна безпека, досліджена в роботах Моріна З. та Артїгаса Х. [57], відображає стан водних екосистем через показники біорізноманіття, структуру гідробіоценозів та їх здатність до самовідновлення. Ключовими індикаторами виступають стан популяцій гідробіонтів, наявність видів-індикаторів екологічного стану та збалансованість трофічних зв'язків у водній екосистемі.

Санітарно-гігієнічна безпека, як підкреслюють Бедункова О.О. та Кузнєцов П.М. [58], визначає безпечність водного об'єкта для здоров'я людини при різних видах водокористування. Це включає відповідність мікробіологічних, паразитологічних та токсикологічних показників нормативним вимогам, особливо для водних об'єктів, що використовуються як джерела питного водопостачання та рекреації.

Всі ці складові, як зазначають Бондар О.І., Машков О.А. та Міхеєв В.С. [59], тісно взаємопов'язані та формують єдину систему екологічної безпеки водного об'єкта. Порушення будь-якого компоненту може призвести до дестабілізації всієї системи та погіршення екологічного стану водойми. За даними досліджень Зеркалова Д.В. [60], саме комплексний підхід до забезпечення всіх складових екологічної безпеки дозволяє досягти сталого функціонування водних екосистем та їх раціонального використання.

Враховуючи комплексний характер екологічної безпеки водних об'єктів, важливо проаналізувати існуючі підходи до визначення цього поняття у науковій літературі. Порівняльний аналіз основних підходів до

трактування поняття «екологічна безпека водних об'єктів» представлено в таблиці 1.2., що дозволяє систематизувати наукові погляди та виявити їх особливості. Аналіз існуючих підходів до визначення поняття «екологічна безпека водних об'єктів» демонструє значну різноманітність наукових поглядів - від нормативно-правового трактування у законодавстві України до спеціалізованих підходів окремих наукових шкіл. Можна виділити три основні групи підходів:

1) функціональні (екосистемний сервісно-орієнтований, гідрохімічний, гідробіологічний), що зосереджуються на окремих аспектах функціонування водних екосистем;

2) методологічні (індексний, біоаналітичний, ризик-орієнтований), які пропонують конкретні інструменти оцінки екологічної безпеки;

3) інтегровані (комплексний компонентний, системний, політико-екосистемний), що розглядають екологічну безпеку як складну багатокомпонентну систему.

Така різноманітність підходів підкреслює складність та багатогранність проблеми забезпечення екологічної безпеки водних об'єктів, що особливо актуалізується в умовах зростаючого антропогенного навантаження.

Антропогенний вплив на річкові екосистеми проявляється через комплекс факторів, серед яких: надходження токсичних та шкідливих речовин від промислових підприємств, забруднення від сільськогосподарської діяльності, комунальні стоки та рекреаційне навантаження. Особливо гостро ця проблема постає в урбанізованих територіях, де концентрація антропогенного впливу досягає критичних значень. Забруднюючі речовини, що надходять до водних об'єктів, призводять до евтрофікації водойм, порушення природних процесів самоочищення та деградації водних екосистем [61].

Додатковим фактором погіршення екологічного стану водних об'єктів є масштабна трансформація прибережних територій. Вирубка лісів, знищення прибережної рослинності та розорювання земель призвели до збільшення надходження біогенних елементів у річкові екосистеми, що спричинило порушення природного гідрологічного режиму, зменшення водності річок та деградацію їх екосистем [51].

Таблиця 1.2

Порівняльний аналіз підходів до визначення поняття «екологічна безпека водних об'єктів» (сформовано автором)

Автор, джерело	Підхід до визначення	Трактування поняття
1	2	3
Закон України [53]	Нормативно-правовий підхід	Екологічна безпека - це такий стан навколишнього природного середовища, при якому забезпечується попередження погіршення екологічної обстановки та виникнення небезпеки для здоров'я людей. Екологічна безпека гарантується громадянам України здійсненням широкого комплексу взаємопов'язаних політичних, економічних, технічних, організаційних, державно-правових та інших заходів.
Волошкіна О.С., Гандзюра В.П.[54]	Комплексний компонентний підхід	Екологічна безпека водних об'єктів є комплексним поняттям, що включає взаємопов'язані складові (гідрологічну, гідрохімічну, гідробіологічну та санітарно-гігієнічну безпеку), які забезпечують збалансований стан водних екосистем.
Лі П. [316]; Акунья-Алонсо С. та ін. [317]	Екосистемний сервісно-орієнтований підхід	Екологічна безпека водних об'єктів визначається як захист та управління водними екосистемами для забезпечення їх здоров'я, стабільності та здатності надавати основні екосистемні послуги. Це включає підтримку якості води, біорізноманіття та загальної цілісності екосистеми.
Коваленко С.А. та ін.[318]	Інтегрований управлінський підхід	Екологічна безпека водних об'єктів розглядається як захист та стале управління водними ресурсами для запобігання забрудненню та забезпечення здоров'я екосистем і населення. Це включає моніторинг та управління забруднювачами, підтримку якості води та вирішення проблем впливу людської діяльності та природних явищ.
Безсонов Є.М. та ін.[319]	Індексний підхід	Екологічна безпека водної екосистеми характеризується через оцінку індексу безпеки, який враховує взаємодію природних та антропогенних факторів впливу на водну екологічну систему.

Продовження табл. 1.2

1	2	3
Хільчевський .К., Забокрицька М.Р.[56]	Гідрохімічний підхід	Екологічна безпека водних об'єктів характеризується якісним станом водних ресурсів та визначається відповідністю хімічного складу води природному фону та екологічним нормативам.
Мітрясова О.П. та ін.[81]	Політико- екосистемний підхід	Екологічна безпека водних об'єктів визначається в контексті сталого розвитку з акцентом на політику, що враховує екосистемні послуги та функціональну цілісність водних об'єктів.
Шао І. та ін.[320] Фанг В. та ін.[321]	Біоаналітичний підхід	Екологічна безпека розглядається через призму біологічних ефектів та реакцій водних організмів на забруднення, що оцінюється за допомогою комплексних біотестів та омікс-технологій.
Рак Й., П'єструха- Урбанік К.[322]	Ризик- орієнтований підхід	Екологічна безпека визначається через оцінку індексів ризику, пов'язаних з якістю питної води, надійністю систем водопідготовки та категоризацією водопровідних мереж.
Бедункова О.О., Кузнєцов П.М.[58]	Санітарно- гігієнічний підхід	Екологічна безпека визначається через безпечність водного об'єкта для здоров'я людини при різних видах водокористування.
Бондар О.І. та ін. [59]	Системний підхід	Екологічна безпека водного об'єкта розглядається як єдина система взаємопов'язаних компонентів, де порушення будь-якого елементу може призвести до дестабілізації всієї системи.
Зеркалов Д.В. [60]	Комплексний управлінський підхід	Екологічна безпека потребує комплексного підходу до забезпечення всіх складових для досягнення сталого функціонування водних екосистем та їх раціонального використання.

Отже, ця ситуація вимагає розробки та впровадження комплексного підходу до управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів, який би враховував усі аспекти антропогенного впливу та забезпечував збалансоване водокористування.

В умовах європейської інтеграції України особливої актуальності набуває впровадження вимог Водної Рамкової Директиви ЄС щодо моніторингу та управління водними ресурсами [63]. Відповідно до Статті 8 ВРД, необхідно забезпечити створення комплексної системи моніторингу стану поверхневих вод, яка дозволить здійснювати всебічну оцінку їх екологічного та хімічного стану в межах кожного річкового басейну [3]. Це завдання вимагає не лише технічного переоснащення

систем моніторингу, але й розробки теоретико-методологічних засад управління екологічною безпекою водних об'єктів відповідно до європейських стандартів.

Актуальність дослідження також підсилюється необхідністю досягнення «доброго» екологічного та хімічного стану для всіх масивів поверхневих вод, що відповідає вимогам Додатку V до ВРД. Це потребує розробки науково обґрунтованих підходів до оцінки стану водних об'єктів, ідентифікації джерел забруднення та впровадження ефективних управлінських рішень в умовах зростаючого антропогенного навантаження.

На основі проведеного аналізу наукових публікацій можна констатувати необхідність комплексного підходу до вивчення управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів в умовах антропогенного навантаження. Для глибшого розуміння сучасного стану досліджень у цій галузі було проведено детальний бібліометричний аналіз публікацій у базі даних Scopus щодо інтегрованого управління водними ресурсами (2835 документів).

Для розуміння загального розвитку досліджень проаналізуємо динаміку публікаційної активності за період 1982-2024 років, яка демонструє складну еволюцію наукових досліджень у цій галузі. Аналіз динаміки публікаційної активності з питань інтегрованого управління водними ресурсами за період 1982-2024 років демонструє складну еволюцію розвитку наукових досліджень у цій галузі (рис. 1.1). Загальні тенденції публікаційної активності характеризуються експоненційним зростанням інтересу до тематики з початку 2000-х років, стабілізацією кількості публікацій в останнє десятиліття та наявністю циклічних коливань публікаційної активності з періодичністю 2-3 роки. Спостерігається загальний тренд на збільшення не лише кількості, але й якості досліджень у сфері управління водними ресурсами.

На початковому етапі (1982-1994 роки) спостерігалася низька публікаційна активність з кількістю публікацій до 5 на рік, що характеризувалося стабільним, але повільним розвитком досліджень та формуванням базових концепцій управління водними ресурсами. Наступний період (1994-2002 роки) відзначився поступовим зростанням

наукового інтересу до проблематики, що відобразилося у збільшенні кількості публікацій до 5-25 щорічно.

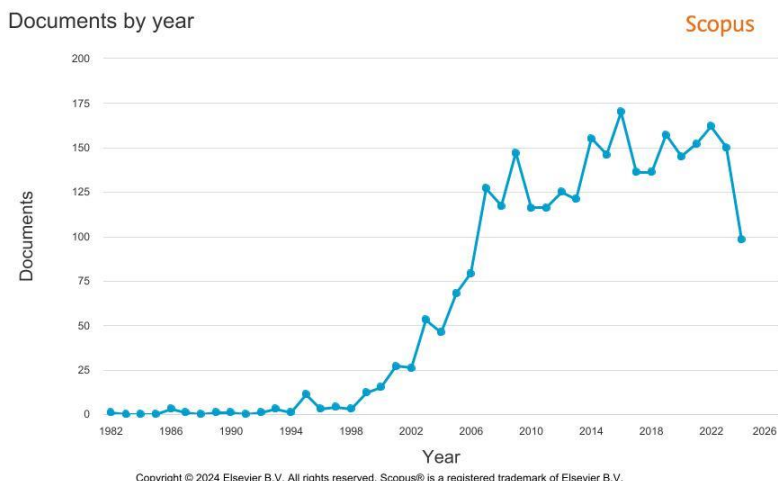


Рис. 1.1. Динаміка публікаційної активності з питань інтегрованого управління водними ресурсами за період 1982-2024 років за даними бази Scopus (2835 документів): тренди розвитку наукових досліджень

Цей етап характеризувався початком формування міждисциплінарних підходів та суттєвим розширенням географії досліджень. Період 2002-2010 років став етапом активного розвитку досліджень з управління водними ресурсами, що супроводжувалося стрімким зростанням кількості публікацій від 25 до 150 щорічно. У цей час відбувалося формування комплексних підходів до управління водними ресурсами та активна інтеграція екологічних і соціальних аспектів у дослідження. У період 2010-2022 років спостерігалася стабільно висока публікаційна активність з кількістю публікацій на рівні 125-175 щорічно, з піковими значеннями у 2018-2019 роках (близько 170 публікацій). Цей період характеризувався розвитком інноваційних підходів та методів у дослідженнях водних ресурсів. Сучасний період (2022-2024 роки) відзначається помітним зниженням кількості публікацій, що може бути пов'язано з неповнотою даних за останній період, проте демонструє значний потенціал для розвитку нових напрямків досліджень.

Враховуючи виявлену динаміку росту публікацій, важливо проаналізувати географічний розподіл досліджень для розуміння основних наукових центрів та їх внеску у розвиток галузі (рис. 1.2).

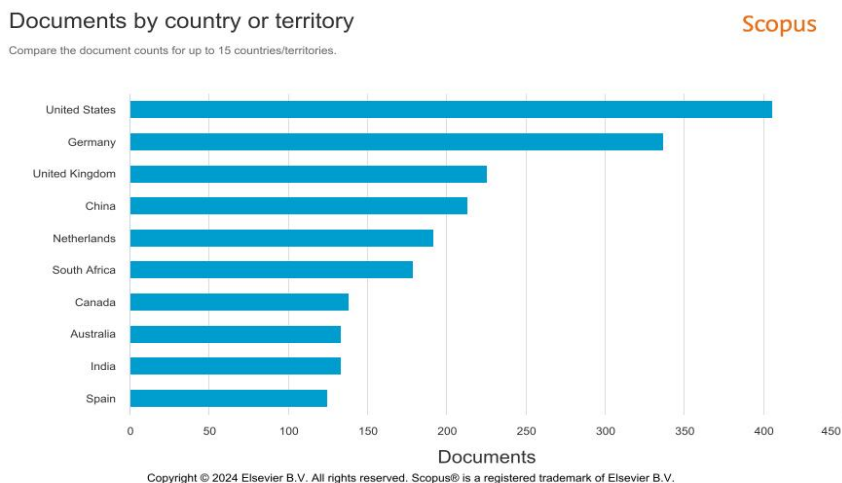


Рис. 1.2. Розподіл публікацій з інтегрованого управління водними ресурсами за країнами у базі даних Scopus (2835 документів) як складова бібліометричного аналізу дослідницьких трендів

Аналіз географічного розподілу публікацій показує, що лідером досліджень є США (450 публікацій), за якими слідує європейські країни - Німеччина (350) та Велика Британія (300), а також Китай (250), Нідерланди та Південна Африка (по 200), Канада, Австралія, Індія та Іспанія (150-100 публікацій), що свідчить про глобальний характер досліджень з управління водними ресурсами.

Поряд з географічним розподілом, для розуміння комплексності досліджень важливо проаналізувати їх міждисциплінарний характер (рис. 1.3). Аналіз розподілу публікацій за галузями науки виявив переважання екологічних наук (39,6%), значний внесок соціальних наук (14,7%), наук про Землю (11,3%), інженерних (9,4%) та сільськогосподарських наук (7,9%), що підтверджує міждисциплінарний характер досліджень у сфері управління водними ресурсами та необхідність комплексного підходу до вирішення водних проблем.

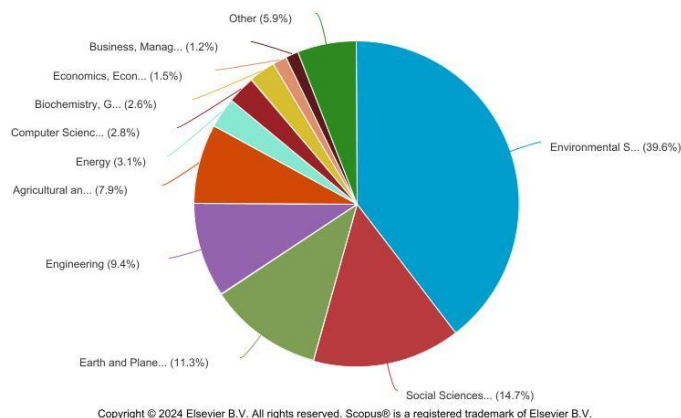


Рис. 1.3. Розподіл публікацій з інтегрованого управління водними ресурсами за галузями науки у базі даних Scopus (2835 документів): аналіз міждисциплінарності досліджень

Бібліометричний аналіз публікацій у базі даних Scopus (2835 документів) демонструє зростаючий науковий інтерес до проблематики управління екологічною безпекою водних об'єктів. Виявлено експоненційне зростання кількості публікацій з початку 2000-х років, а також розширення географії досліджень, де лідерами є США та європейські країни. Аналіз показав міждисциплінарний характер досліджень з домінуванням екологічного напрямку (39,6%) та значним внеском соціальних, інженерних наук та наук про Землю, що підтверджує необхідність комплексного підходу до вирішення проблем екологічної безпеки водних об'єктів.

Для детальнішого аналізу виявлених взаємозв'язків розглянемо кластерну структуру досліджень (рис. 1.4). Мережева візуалізація представляє структуру взаємозв'язків між різними аспектами досліджень управління водними ресурсами, де вузли представляють ключові терміни, а лінії - зв'язки між ними. Аналіз мережевої візуалізації VOSviewer демонструє чітку кластеризацію досліджень у сфері управління водними ресурсами, де кожен кластер відображається різним кольором та характеризується специфічним набором взаємопов'язаних термінів.

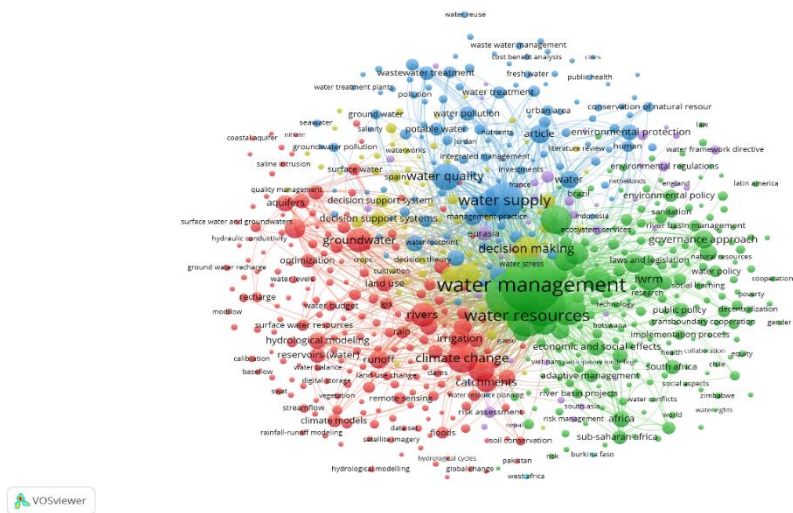


Рис. 1.4. Мережева візуалізація кластерів та взаємозв'язків між ключовими напрямками досліджень у сфері інтегрованого управління водними ресурсами на основі аналізу бази даних Scopus (2835 документів) у VOSviewer

Центральне положення займає кластер, позначений чорним та жовтим кольорами, який об'єднує фундаментальні концепції «управління водними ресурсами» (water management) та «водні ресурси» (water resources). Ці концепції виступають об'єднуючими елементами для всіх напрямків досліджень, формуючи концептуальне ядро наукової галузі. У лівій частині візуалізації розташований червоний кластер, який охоплює технічні аспекти управління водними ресурсами. До нього входять такі ключові терміни як «підземні води» (groundwater), «річки» (rivers), «зрошення» (irrigation) та «гідрологічне моделювання» (hydrological modeling). Цей кластер зосереджений на фізичних та інженерних аспектах управління водними ресурсами, включаючи технічні рішення та методології моделювання водних систем.

Права частина візуалізації представлена зеленим кластером, який відображає управлінські та політичні аспекти досліджень. Тут виділяються такі концепції як «підхід до управління» (governance approach), «політика» (policy), «інтегроване управління водними

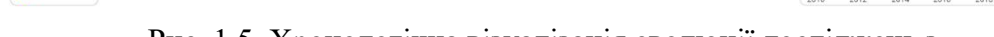
ресурсами» (IWRM) та «процес впровадження» (implementation process). Цей кластер акцентує увагу на інституційних механізмах та стратегічних аспектах управління водними ресурсами.

У верхній частині візуалізації розміщений синій кластер, який охоплює екологічні аспекти та питання якості води. Ключовими термінами цього кластера є «якість води» (water quality), «забруднення води» (water pollution) та «охорона навколишнього середовища» (environmental protection). Цей кластер відображає зростаючу важливість екологічної складової в управлінні водними ресурсами та необхідність забезпечення екологічної безпеки водних об'єктів.

Така кластерна структура демонструє комплексний та міждисциплінарний характер досліджень у сфері управління водними ресурсами, де технічні, управлінські та екологічні аспекти тісно взаємопов'язані та взаємодоповнюють один одного, формуючи цілісну систему наукових знань у цій галузі.

Розмір вузлів відображає частоту використання термінів, а товщина ліній - силу взаємозв'язків між ними. Просторове розташування елементів демонструє їх тематичну близькість та інтенсивність взаємодії між різними напрямками досліджень. Візуалізація чітко показує міждисциплінарний характер досліджень у сфері управління водними ресурсами та складні взаємозв'язки між технічними, управлінськими та екологічними аспектами.

Завершальним етапом бібліометричного аналізу є розгляд часової еволюції виявлених дослідницьких напрямків та їх взаємозв'язків. Хронологічна візуалізація VOSviewer (рис. 1.5) демонструє розвиток досліджень у сфері управління водними ресурсами з кольоровим маркуванням за періодами публікацій від 2010 до 2018 року. Еволюція досліджень відображається через кольорову градацію, де темно-сині кольори (2010-2012) представляють ранні дослідження, зосереджені на базових концепціях водного менеджменту, зелені відтінки (2013-2015) показують розвиток інтегрованих підходів та методологій, а жовті кольори (2016-2018) відображають новітні дослідження та сучасні тенденції. У структурі досліджень чітко виділяється центральне ядро, сформоване ключовими концепціями «управління водними ресурсами»



демонструють стабільне зростання кількості досліджень та розширення їх тематичного спектру.

Такий послідовний аналіз дозволяє сформувати цілісне розуміння розвитку досліджень з інтегрованого управління водними ресурсами, їх географічного поширення, міждисциплінарного характеру та еволюції ключових напрямків досліджень.

Отже, останні дослідження підкреслює важливість комплексних структур і методологій для управління екологічною безпекою поверхневих водойм. Встановлено, що основними джерелами антропогенного впливу на малі річки є промислові підприємства (близько 35% загального забруднення), комунальні стоки (30%), сільськогосподарська діяльність (25%) та інші джерела (10%) [50]. При цьому особливу небезпеку становлять неочищені та недостатньо очищені стічні води, які містять широкий спектр забруднюючих речовин, включаючи важкі метали, нафтопродукти, органічні сполуки та біогенні елементи. За даними моніторингу, проведеного в 2023 році [64], у поверхневій воді України було скинуто понад 952 млн м³ забруднених стічних вод, що призвело до значного погіршення якості води та деградації водних екосистем.

Важливим аспектом управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів є впровадження басейнового принципу управління, який передбачає інтегрований підхід до використання, охорони та відновлення водних ресурсів у межах річкових басейнів. Цей підхід, закріплений у Водній Рамковій Директиві ЄС та імплементований у національне законодавство України [65], забезпечує комплексне вирішення проблем водокористування та охорони вод. Відповідно до вимог ВРД, в Україні розроблено та впроваджується система планів управління річковими басейнами, які визначають основні заходи з досягнення «доброго» екологічного стану водних об'єктів [65].

Система моніторингу якості поверхневих вод є невід'ємною складовою управління їх екологічною безпекою. Сучасні підходи до моніторингу базуються на використанні комплексу показників, що характеризують фізико-хімічний, гідробіологічний та гідроморфологічний стан водних об'єктів [66]. Впровадження

автоматизованих систем моніторингу, включаючи онлайн-датчики якості води та геоінформаційні системи, дозволяє оперативно виявляти зміни стану водних об'єктів та приймати своєчасні управлінські рішення [67, 68].

Економічні механізми управління екологічною безпекою водних об'єктів включають систему екологічних податків, зборів за спеціальне водокористування та штрафних санкцій за порушення водного законодавства [69]. У 2023 році надходження від екологічного податку за скиди забруднюючих речовин у поверхневі водні об'єкти склали понад 450 млн грн, що створює фінансову основу для реалізації природоохоронних заходів [70]. Крім того, впроваджуються стимулюючі механізми, спрямовані на заохочення водокористувачів до впровадження водозберігаючих технологій та систем очистки стічних вод.

Інноваційні підходи до управління екологічною безпекою малих річок включають впровадження природоорієнтованих рішень, таких як створення біоплато, відновлення прибережних захисних смуг та ренатуралізація русел [71]. Ці заходи дозволяють відновити природні механізми самоочищення водних екосистем та підвищити їх стійкість до антропогенного навантаження. За даними наукових досліджень [72], використання біоплато може забезпечити очистку води від забруднюючих речовин на 70-90%, що робить цей метод особливо ефективним для малих річок.

Міжнародне співробітництво відіграє важливу роль у розвитку системи управління екологічною безпекою водних об'єктів [63]. Україна активно впроваджує європейські підходи до управління водними ресурсами, що передбачені Угодою про асоціацію з ЄС [63]. Це включає гармонізацію законодавства, впровадження європейських стандартів якості води та розвиток транскордонного співробітництва у сфері охорони водних ресурсів.

На основі проведеного дослідження встановлено, що управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів вимагає комплексного, міждисциплінарного підходу, що підтверджується результатами бібліометричного аналізу публікацій у базі даних Scopus. Виявлено експоненційне зростання наукового інтересу до даної проблематики з

початку 2000-х років, що свідчить про її актуальність та важливість для світової наукової спільноти. При цьому домінування екологічних наук (39,6%) у структурі досліджень поряд зі значним внеском соціальних, інженерних наук та наук про Землю демонструє багатогранність підходів до вирішення проблем екологічної безпеки водних об'єктів.

Дослідження показало, що основними джерелами антропогенного впливу на поверхневі водні об'єкти є промислові підприємства, комунальні стоки та сільськогосподарська діяльність, сумарний вплив яких призводить до критичного погіршення екологічного стану водойм. Впровадження басейнового принципу управління, закріпленого у Водній Рамковій Директиві ЄС, разом із розвитком систем моніторингу та економічних механізмів регулювання, створює основу для ефективного управління екологічною безпекою водних об'єктів. Особливу роль відіграють інноваційні природоорієнтовані рішення та автоматизовані системи моніторингу, які дозволяють оперативно виявляти зміни стану водних об'єктів та впроваджувати відповідні управлінські рішення.

Ефективне управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів потребує координації зусиль усіх зацікавлених сторін, розвитку міжнародного співробітництва та впровадження сучасних технологічних рішень. При цьому особливого значення набуває гармонізація національного законодавства з європейськими стандартами та розвиток транскордонного співробітництва у сфері охорони водних ресурсів, що створює передумови для досягнення «доброго» екологічного стану водних об'єктів та забезпечення їх сталого використання.

1.2. Аналіз факторів трансформаційних змін водних екосистем

Трансформаційні зміни водних екосистем являють собою комплексні, часто незворотні зміни у структурі, функціонуванні та екологічній стабільності водних середовищ. За визначенням [73], ці зміни охоплюють широкий спектр модифікацій, що впливають як на фізико-хімічні характеристики водних систем, так і на їх біологічні компоненти. Дослідження [74] підкреслює, що трансформаційні зміни часто призводять до деградації здорових екосистем, впливаючи на їх здатність

до самовідновлення та підтримки екологічного балансу. Особливу увагу слід приділити тому, що такі зміни можуть відбуватися як поступово, протягом тривалого періоду, так і раптово, внаслідок катастрофічних подій [30].

Трансформаційні зміни водних екосистем — це суттєві, часто незворотні зміни у структурі, функціонуванні та екологічній стабільності водних середовищ, викликані природними та антропогенними факторами [43]. Це поняття охоплює широкий спектр змін, які можуть впливати як на фізичні та хімічні характеристики водних систем (гідрологію, хімічний склад), так і на біологічні компоненти (видовий склад, біорізноманіття).

Основні аспекти трансформаційних змін включають:

- **Зміна структури екосистеми:** Зміни в популяціях організмів, таких як вимирання або, навпаки, масове розмноження певних видів, що призводить до порушення балансу між різними трофічними рівнями. Наприклад, вторгнення інвазивних видів може змінити структуру харчового ланцюга.
- **Зміни гідрологічних параметрів:** Наприклад, зміна об'єму води, швидкості течії, температури або режиму стоку, що може виникати через будівництво дамб, зміну клімату чи урбанізацію.
- **Забруднення та зміна хімічного складу води:** Промислові та сільськогосподарські забруднювачі, такі як пестициди, добрива, важкі метали та пластик, можуть викликати евтрофікацію (надмірне зростання водоростей), зниження рівня кисню, що ставить під загрозу життя водних організмів.
- **Втрата або зменшення біорізноманіття:** Зміни, що порушують середовище існування певних видів, призводять до їх вимирання або переміщення, що знижує стабільність і стійкість екосистеми.
- **Зміна екологічних функцій:** Наприклад, зниження здатності водойм до самоочищення, погіршення якості води, зменшення здатності до регуляції поживних речовин.

На основі аналізу наукової літератури визначено основні фактори, що спричиняють трансформаційні зміни водних екосистем: антропогенні фактори, кліматичні зміни та військові дії. Враховуючи комплексний

характер впливу визначених факторів на водні екосистеми, було проаналізовано їх взаємозв'язки та кумулятивний ефект (табл. 1.3).

Таблиця 1.3

Взаємозв'язки та кумулятивний ефект основних факторів впливу на водні екосистеми

Комбінація факторів	Характер кумулятивного впливу	Індикатори впливу
Урбанізація + Кліматичні зміни	1) посилення евтрофікації через підвищення температури та надходження біогенних елементів; 2) зміна гідрологічного режиму через порушення інфільтрації; 3) порушення кисневого режиму.	1) збільшення концентрації фосфатів >0.2 мг/л; 2) зниження водності на 15-20%; 3) зменшення розчиненого кисню <6 мг/л.
Урбанізація + Військові дії	1) комплексне забруднення через руйнування інфраструктури; 2) порушення процесів самоочищення; 3) акумуляція токсикантів у донних відкладах.	1) перевищення гдк за нафтопродуктами у 2-3 рази; 2) зниження індексу сапробності; 3) накопичення важких металів у седиментах.
Кліматичні зміни + Військові дії	1) пришвидшення деградації екосистем; 2) збільшення площі впливу забруднень; 3) порушення біологічних циклів.	1) зміна видового складу на 20-30%; 2) розширення ареалу забруднень; 3) зміщення фенологічних фаз.

Примітка: складено автором за даними [75–78].

Розгляд комбінованого впливу факторів (замість окремого аналізу) є важливим з кількох причин:

1. Синергетичний ефект - коли два чи більше факторів діють разом, їх сумарний вплив часто перевищує простий адитивний ефект. Наприклад, при поєднанні урбанізації та кліматичних змін евтрофікація посилюється більше, ніж можна було б очікувати від простого додавання їх окремих впливів.

2. Реалістичність оцінки - у природних умовах фактори рідко діють ізольовано. Водні екосистеми зазвичай зазнають одночасного

впливу кількох стресорів. Тому аналіз їх комбінованої дії дає більш реалістичну картину.

3. Практична значимість - розуміння кумулятивних ефектів дозволяє:

- краще прогнозувати наслідки для екосистем;
- розробляти ефективніші заходи з управління та охорони водних ресурсів;
- встановлювати пріоритети при плануванні природоохоронних дій.

4. Взаємне підсилення негативних впливів - як видно з таблиці, комбінації факторів часто призводять до пришвидшення деградації екосистем та розширення масштабів впливу. Наприклад, кліматичні зміни можуть збільшувати площу поширення забруднень від військових дій.

5. Складність відновлення - при комбінованому впливі кількох факторів відновлення екосистем стає складнішим і тривалішим процесом, оскільки необхідно усувати наслідки дії всіх факторів одночасно.

Таблиця відображає характер комбінованого впливу урбанізації, кліматичних змін та військових дій, а також представляє кількісні та якісні індикатори, що дозволяють оцінити масштаб трансформаційних змін у водних екосистемах при різних комбінаціях цих факторів. Особливу увагу приділено характеристиці кумулятивного впливу та конкретним показникам, які можуть слугувати індикаторами таких змін. Серед цих факторів особливу увагу привертає вплив кліматичних змін, оскільки цей фактор має глобальний характер та довготривалі наслідки для водних екосистем.

Для комплексної оцінки впливу визначених факторів на водні екосистеми було розроблено систему критеріїв оцінки їх трансформації (табл. 1.4), яка включає три основні групи: гідрологічні, фізико-хімічні та біологічні. Кожна група критеріїв характеризується специфічними показниками та методами їх визначення, що дозволяє всебічно оцінити стан водної екосистеми та виявити ознаки її трансформації. Гідрологічні критерії базуються на оцінці змін водного режиму, включаючи витрати води, рівневий режим та швидкість течії. Суттєвими індикаторами трансформації вважаються зміни середньорічного стоку більше ніж на 15% та швидкісного режиму більше

ніж на 25%. Фізико-хімічні критерії охоплюють ключові параметри якості води, такі як вміст розчиненого кисню, рН, електропровідність та прозорість. Критичними значеннями є зниження концентрації кисню нижче 6 мг/л та вихід рН за межі діапазону 6.5-8.5.

Біологічні критерії, що включають індекс Шеннона, індекс сапробності та аналіз структури угруповань, дозволяють оцінити екологічний стан водойм на рівні біоценозів. Значущими індикаторами трансформації є зниження індексу Шеннона більше ніж на 20% та зміна класу сапробності. Запропонована система критеріїв відповідає міжнародним стандартам та узгоджується з вимогами Водної Рамкової Директиви ЄС, що забезпечує її практичну цінність для моніторингу та управління водними ресурсами.

Таблиця 1.4

Система критеріїв оцінки трансформації водних екосистем

Група критеріїв	Показники	Методи визначення	Індикатори трансформації
Гідрологічні	витрата води ; рівневий режим ; швидкість течії ;	гідрометричні спостереження; моніторинг рівнів води; вимірювання швидкостей	зміна середньорічного стоку >15%; порушення природного режиму рівнів; зміна швидкісного режиму >25%
Фізико-хімічні	розчинений кисень; рН води; електропровідність; прозорість	гідрохімічний аналіз; автоматичні вимірювання; польові дослідження	O ₂ <6 мг/л; рН за межами 6,5-8,5; зміна прозорості >50%
Біологічні	індекс Шеннона ; індекс сапробності; структура угруповань	гідробіологічні дослідження; розрахунок індексів; популяційний аналіз	зниження індексу Шеннона >20%; зміна сапробності на 1 клас; випадіння видів-індикаторів

Примітка: складено автором за даними [79–81].

Таблицю розроблено на основі методичних рекомендацій з оцінки екологічного стану масивів поверхневих вод [79], досліджень Карпентер [80, 81]. Методи визначення відповідають стандартам [82, 83]. Критичні значення індикаторів встановлено згідно з класифікацією

екологічного стану масивів поверхневих вод за Водною Рамковою Директивою ЄС [78].

На основі проведеного аналізу трансформаційних змін водних екосистем встановлено, що вони характеризуються складною взаємодією різних факторів впливу, які можуть підсилювати дію один одного, створюючи синергетичний ефект. Комбінований вплив урбанізації, кліматичних змін та військових дій призводить до формування нових стабільних станів екосистем, які суттєво відрізняються від початкових. Особливо критичними є довготривалі наслідки забруднення водою внаслідок військових дій та руйнування водної інфраструктури, що створює постійну загрозу для здоров'я екосистем та населення.

Розуміння механізмів цих трансформацій та їх наслідків має визначальне значення для розробки ефективних стратегій збереження та відновлення водних екосистем. При цьому важливим аспектом є вплив трансформаційних змін на екосистемні послуги, включаючи забезпечення питною водою, підтримку рибного господарства та рекреаційні функції. В умовах глобальних кліматичних змін особливої актуальності набуває розвиток методів прогнозування майбутніх змін у водних екосистемах та розробка адаптивних підходів до управління водними ресурсами. У цьому контексті виникає необхідність детального аналізу існуючих систем моніторингу стану поверхневих водних об'єктів, які мають забезпечувати своєчасне виявлення та оцінку трансформаційних змін для прийняття обґрунтованих управлінських рішень.

1.3. Аналіз сучасного стану та ефективності систем моніторингу поверхневих водних об'єктів в Україні: порівняльна характеристика

Моніторинг стану поверхневих водних об'єктів є критично важливим для забезпечення екологічної стабільності, здоров'я населення та сталого використання природних ресурсів [47]. Систематичний моніторинг спрямований на забезпечення якості води через вчасне виявлення хімічних, біологічних та фізичних забруднювачів, що можуть становити загрозу для здоров'я людини, флори і фауни, що особливо важливо для контролю безпеки питної води та її використання для

зрошення і промислових потреб [45]. Важливим аспектом є виявлення екологічних ризиків через систематичне спостереження за рівнем антропогенних навантажень, включаючи промислові викиди, сільськогосподарське забруднення, вплив урбанізації та інвазивних видів, що дозволяє вчасно реагувати на потенційні загрози для екосистем [24]. Моніторинг відіграє ключову роль у збереженні біорізноманіття, оскільки водні екосистеми є середовищем існування численних видів рослин і тварин, які залежать від якості води [46]. Регулярні спостереження дозволяють виявляти зміни у видовому складі та чисельності організмів, що може свідчити про порушення екосистемного балансу. Система моніторингу також забезпечує ефективне попередження та контроль забруднення через визначення їх джерел та типів, що є важливим для управління річковими басейнами та захисту водних ресурсів від різних видів антропогенного впливу. У контексті підтримки водного господарства та управління ресурсами, моніторинг надає необхідні дані для розробки стратегій збереження води, відновлення деградованих екосистем та оптимізації використання водних ресурсів. Крім того, моніторинг є ключовим інструментом для забезпечення дотримання законодавчих стандартів якості води, встановлених як національним, так і міжнародним законодавством, що сприяє ефективному правовому регулюванню діяльності, яка може впливати на стан водних об'єктів. Таким чином, комплексний моніторинг водних об'єктів забезпечує системний підхід до захисту навколишнього середовища та сталого розвитку, дозволяючи ефективно керувати водними ресурсами та мінімізувати негативний вплив антропогенної діяльності на водні екосистеми.

Аналіз останніх наукових досліджень свідчить про активний розвиток систем моніторингу стану поверхневих водних об'єктів з використанням сучасних технологічних рішень. Просторові системи моніторингу водних ресурсів на основі супутникових технологій забезпечують важливу інформацію для управління водними ресурсами, особливо в комплексних гідрологічних моделях, що інтегрують дані з наземних і супутникових спостережень [84]. Значного поширення набуло застосування інноваційних технологій на основі штучного інтелекту,

зокрема штучних нейронних мереж та адаптивних нечітких систем інтерпретації, які особливо ефективні при визначенні таких параметрів як біохімічна потреба в кисні [85]. Автономні системи моніторингу, що використовують плаваючі структури для збору та передачі даних про стан води з віддалених локацій, забезпечують можливість моніторингу забруднень в реальному часі [86]. Важливим напрямком досліджень є оцінювання ефективності існуючих станцій моніторингу якості води з використанням статистичних методів, таких як аналіз головних компонент, що дозволяє оптимізувати кількість станцій для зменшення витрат при збереженні якості моніторингу [87]. Інтеграція технологій дистанційного зондування та наземних спостережень, включаючи аерофотозйомку, забезпечує отримання більш точних даних про стан водних об'єктів, особливо в екологічно небезпечних регіонах [88]. Таким чином, сучасні системи моніторингу характеризуються активним впровадженням інноваційних технологій, включаючи супутниковий моніторинг, штучний інтелект та автономні системи, що дозволяє підвищити ефективність та точність спостережень за станом водних об'єктів.

Система моніторингу водних ресурсів України базується на діяльності двох ключових установ: Державного агентства водних ресурсів та Гідрометеорологічної служби, що функціонує в структурі ДСНС. Організація збору даних та формування звітності покладена на басейнові управління водних ресурсів та їх регіональні підрозділи, які керуються затвердженою програмою моніторингу вод ДАВР. Координація їх роботи здійснюється відповідно до встановленого Порядку взаємодії організацій у басейні Дніпра з питань управління водними ресурсами. Специфічний напрямок - біологічний моніторинг - реалізується Лабораторією гідробіології, що функціонує при Центральній геофізичній обсерваторії. Програма державного моніторингу вод (в частині діагностичного та операційного моніторингу поверхневих вод) визначає обсяг робіт з моніторингу для Українського гідрометеорологічного центру у складі ДСНС, Держводагентства та Державне агентство України з управління зоною відчуження, що свідчить про започаткування належної координації над процесом здійснення державного моніторингу вод. Однак, положення

Порядку здійснення державного моніторингу вод [89], не передбачає можливості та процедури контролю виконання його положень в частині дотримання програм моніторингу суб'єктами моніторингу, та не визначають вимоги до їх звітності. При відсутності контролю та звітності - не має відповідних результатів.

Відповідно до Водної рамкової директиви (далі - ВРД) Держави-члени забезпечують започаткування програм моніторингу стану води з метою встановити послідовний всебічний нагляд за станом води в межах кожного району басейну ріки. Для поверхневих вод такі програми охоплюють:

- об'єм і рівень або швидкість потоку в межах, достатніх для визначення економічного і хімічного стану і економічного потенціалу;
- екологічний і хімічний стан і екологічний потенціал.

ВРД забезпечує законодавчу базу для досягнення доброго статусу водних об'єктів, як поверхневих, так і підземних. Для поверхневих вод добрий статус визначається добрим екологічним та хімічним статусом. Екологічний статус визначається, в першу чергу, за станом біологічних елементів (риба, донні безхребетні, водна флора). Хімічний статус визначається за вмістом пріоритетних забруднювальних речовин. До них входять важкі метали (кадмій, свинець, нікель, ртуть) та органічні речовини, які є токсичними для живих організмів. Всього до переліку пріоритетних речовин на даний час віднесено 45 забруднювальних речовин: 33 — Директивою 2008/105/ЄС [90] про екологічні стандарти у сфері водної політики та 15 — Директивою 2013/39/ЄС3 [91], яка вносить зміни до ВРД та Директиви 2008/105/ЄС про пріоритетні речовини. Визначення екологічного стану масиву поверхневих вод здійснюється за біологічними, гідро-морфологічними, хімічними та фізико-хімічними показниками, які узагальнено характеризують стан.

Головним напрямом діяльності з поліпшення якості поверхневих вод вважається регулювання скидання забруднюючих речовин із точкових джерел. За ст. 1 Водного кодексу України (далі – ВКУ) під «забрудненням води» розуміють «надходження до водних об'єктів забруднюючих речовин», а «забруднююча речовина – речовина, яка привноситься у водний об'єкт внаслідок господарської діяльності

людини». У ст. 2(33) ВРД використано змістовно інші визначення: «забруднення» означає пряме чи непряме введення, в результаті діяльності людини, речовин чи тепла у повітря, воду чи землю, які можуть бути небезпечними для здоров'я людей або для якості водних екосистем, або наземних екосистем, що безпосередньо залежать від водних екосистем, яке призводить до пошкодження матеріальної власності або до припинення чи погіршення функціонування комунальних служб або інших законних користувачів довкілля», а «забруднювач» означає будь-яку речовину, яка може викликати забруднення, зокрема, речовини, перелічені у Додатку VIII».

Вибір пріоритетних речовин для програм моніторингу здійснюється на основі переліку та ГДК речовин, які визначені у національних стандартах та нормативних документах та у європейських директивах.

Загальна мета, завдання різних досліджень, типи водотоків, водоймищ зумовлюють кількість і методи аналізів, час відбору проб природних вод. Відповідно до цього розробляють програми спостережень за гідрологічними та гідрохімічними показниками.

Держводагентство відповідно до покладених на нього завдань здійснює:

- моніторинг якості вод водогосподарських систем міжгалузевого та сільськогосподарського водопостачання;
- моніторинг якості вод водних об'єктів за радіологічними показниками на територіях, що зазнали радіоактивного забруднення;
- моніторинг якості вод на транскордонних ділянках водотоків, визначених відповідно до міждержавних угод про співробітництво на транскордонних водних об'єктах державний моніторинг вод відповідно до порядку, затвердженого Кабінетом Міністрів України.

Інструментальні вимірювання здійснюють 27 лабораторій, що підпорядковані Держводагентству. Щорічно на водних об'єктах України відбирається близько 4-х тисяч проб для проведення інструментально-лабораторних вимірювань.

Наказом Міндовкілля [92], відповідно до пункту 9 Порядку здійснення державного моніторингу вод, затверджена Програма

державного моніторингу вод (в частині діагностичного та операційного моніторингу поверхневих вод) [93] Зазначеною програмою на Держводагентство покладено здійснення діагностичного та операційного моніторингу за фізико-хімічними та хімічними (пріоритетними та басейновими специфічними) показниками. Наказ Мінприроди [94] визначає для поверхневих вод 45 пріоритетних ЗР (їх загалом 58 з деталізацією циклодієнових пестицидів, поліароматичних вуглеводнів, тощо). Із зазначеного переліку 58 інгредієнтів Держводагентство здійснює спостереження за 13-ма, що складає 22,4% спроможності.

Держводагентство з джерел державного бюджету та міжнародної технічної допомоги змогло оснастити сучасним аналітичним обладнанням чотири лабораторії, а саме:

- лабораторію Дністровського басейнового управління водних ресурсів (БУВР), у м. Івано-Франківськ,
- лабораторію Сіверсько-Донецького БУВР, м. Слов'янськ
- лабораторію Міжрегіонального офісу захисних масивів дніпровських водосховищ м. Вишгород;
- лабораторію БУВР річок Причорномор'я та нижнього Дунаю у м. Одеса.

За інформацією Держводагентства вказані лабораторії змогли б виконувати увесь перелік пріоритетних забруднюючих речовин до початку 2024 р. А через повномасштабне вторгнення росії на територію України може значно сповільнити та ускладнити виконання поставлених завдань Держводагентством.

Зі списку 16 хімічних та фізико-хімічних показників лабораторії Держводагентства здійснюють спостереження за 13-ма (81,2%), до того ж вони проводять детальний аналіз макро-компонентного складу води (за 6-ма параметрами), а також здійснюють спостереження за 20-ма показниками, які не вказані в додатках до Порядку здійснення державного моніторингу вод. Згідно Програми державного моніторингу вод лабораторією Деснянського БУВР здійснюється виконання гідрохімічних вимірювань за фізико-хімічними показникам на 8 транскордонних пунктах моніторингу.

Відповідно до нових вимог Держводагентством здійснюється трансформація існуючої системи моніторингу з розподілом функцій між існуючими лабораторіями та уникнення їх дублювання.

Основний обсяг робіт із моніторингу річок виконують пункти спостережень Українського гідрометеорологічного центру. Ці пункти розподілені за 10 річковими басейнами України. Найбільше пунктів спостережень розташовано в басейні Дніпра, розвинена мережа спостережень у басейнах Дунаю та Дністра.

Спостереження за якістю поверхневих вод суші проводяться на 103 річках, 9 водосховищах, 7 озерах, 1 каналі, 1 лимані в 204 пунктах на 327 створах у відповідності до Програми державного моніторингу вод (в частині діагностичного та операційного моніторингу поверхневих вод), затвердженої наказом Міндовкілля від 31.12.2020 р. № 410. Проби аналізуються в 11 лабораторіях. У поверхневих водних об'єктах з 29 біологічних показників (відповідно до Порядку здійснення державного моніторингу вод) ДСНС виконуються 10, з 14 хімічних та фізико-хімічних показників виконуються 12, з 8-ми гідроморфологічних показників - 2. Окрім цього ДСНС здійснює спостереження за 4-ма показниками, які входять до списку пріоритетних забруднюючих речовин (ЗР) та 6-ма показниками які відсутні в Порядку. Наказом Міндовкілля від 31 грудня 2020 року № 410, відповідно до пункту 9 Порядку здійснення державного моніторингу вод, затвердженого постановою Кабінету Міністрів України від 19.09.2018 № 758 затверджена Програма державного моніторингу вод (в частині діагностичного та операційного моніторингу поверхневих вод). Зазначеною програмою на ДСНС (УГМЦ) покладено здійснення діагностичного та операційного моніторингу вод за біологічними, фізико-хімічними та гідро-морфологічними показниками. Кількість параметрів моніторингу (одиниць) поверхневих вод, які необхідно вимірювати до вимог законодавства ЄС в порівнянні з кількістю, що реально виконуються УГМЦ становить:

- біологічні показники – необхідно 29, з них 10 (34,5%) реально виконується;

- фізико-хімічні - необхідно 14, з них 12 (85,7%) реально виконується;

- гідроморфологічні - необхідно 8, з них 2 (25%) реально виконується.

При аналізі вод широко застосовуються лабораторні методики, реалізовані на приладах універсального призначення. У числі універсальних приладів лабораторного аналізу, на яких проводяться визначення за приблизно 110 методиками виконання вимірювань (МВВ) у водах суші (природних поверхневих і очищених - більше 80, допущених до застосування при виконанні робіт в області контролю забруднень водних об'єктів. Трійку «лідерів» складають ті ж три типи приладів, що дозволяють вирішувати приблизно 65% всіх екоаналітичних завдань водного контролю.

Отже, єдину систему моніторингу формують три рівні:

- 1) засоби оперативного автоматичного контролю забруднення вод;
- 2) пересувні і стаціонарні гідрохімічні лабораторії;
- 3) центр опрацювання інформації, отриманої від автоматичних станцій, пересувних і стаціонарних лабораторій.

З метою забезпечення якості та точності вимірювань лабораторії мають пройти акредитацію до ДСТУ ISO 17025:2017 [98]. Така акредитація дозволить забезпечити співставність вимірювань українських лабораторій з лабораторіями.

Отже, для оцінки поточного стану та перспектив розвитку системи моніторингу в Україні доцільно провести порівняльний аналіз з міжнародними практиками. Аналіз наукових публікацій провідних дослідників у сфері організації моніторингу якості води дозволив систематизувати дані щодо особливостей функціонування систем моніторингу в різних країнах (табл. 1.5) [99–103]. Порівняльний аналіз систем моніторингу різних країн демонструє суттєве відставання української системи моніторингу за рівнем технічного оснащення та фінансування від систем США та країн ЄС.

Таблиця 1.5

Порівняльний аналіз систем моніторингу поверхневих водних об'єктів різних країн

Характеристики системи моніторингу	США	ЄС	Країни, що розвиваються	Україна
Нормативно-правова база	Федеральний закон про чисту воду, Закон про безпечну питну воду	Водна рамкова директива ЄС, національні закони	Національні закони, часто базуються на рекомендаціях ВООЗ	Водний кодекс, Постанови КМУ
Основні регулятори	EPA, USGS	Національні агентства з екологічного регулювання	Міністерства охорони здоров'я, екології	Держводагентство, ДСНС
Періодичність моніторингу	Безперервний моніторинг + щотижневий відбір проб	Безперервний моніторинг + щомісячний відбір проб	Переважно щоквартальний відбір проб	Щомісячний/щоквартальний відбір проб
Методи аналізу	Автоматизовані системи + лабораторний аналіз	Автоматизовані системи + лабораторний аналіз	Переважно лабораторний аналіз	Переважно лабораторний аналіз
Контрольовані параметри	>100	>45	15-20	>30
Система управління даними	Єдина централізована база даних	Інтегрована система WISE	Різні системи, часто несумісні	Частково інтегрована система
Акредитація лабораторій	Обов'язкова за ISO 17025	Обов'язкова за ISO 17025	Частково впроваджена	У процесі впровадження
Публічний доступ до даних	Повний онлайн-доступ	Повний онлайн-доступ	Обмежений доступ	Частковий онлайн-доступ
Інноваційні технології	Супутниковий моніторинг, IoT, AI	Супутниковий моніторинг, IoT, AI	Пілотні проєкти	Пілотні проєкти
Міжнародна співпраця	Активна	Активна	Обмежена	У процесі розвитку

Примітки:

1. Дані наведено на основі аналізу наукових публікацій станом на 2023 рік
 2. Вартість моніторингу включає операційні витрати та обслуговування обладнання
 3. IoT - Internet of Things (Інтернет речей)
 4. AI - Artificial Intelligence (Штучний інтелект)
 5. Для України дані враховують поточний стан реформування системи моніторингу відповідно до вимог ЄС
- Джерело: складено автором на основі [99–103]*

Пріоритетними напрямками модернізації системи моніторингу є автоматизація процесів спостереження через впровадження автоматизованих станцій контролю якості води та систем раннього попередження про забруднення. Важливим аспектом є розвиток дистанційних методів моніторингу, включаючи супутникові спостереження та використання безпілотних літальних апаратів, що дозволить розширити охоплення територій при оптимізації витрат.

Модернізація лабораторної бази повинна включати оновлення аналітичного обладнання та впровадження автоматизованих систем пробопідготовки, що дозволить розширити спектр досліджуваних показників та підвищити точність вимірювань. Процес цифровізації має забезпечити створення єдиної бази даних, впровадження ГІС-технологій та розвиток систем моделювання і прогнозування. Ключовим аспектом модернізації є забезпечення відповідності міжнародним стандартам через акредитацію лабораторій за ДСТУ ISO 17025:2017 [98], що потребує додаткових витрат (понад 200 тис. грн на одну лабораторію), але є необхідною умовою для інтеграції української системи моніторингу в міжнародну мережу спостережень. Удосконалення системи моніторингу потребує комплексного підходу, що включає:

- оптимізацію мережі пунктів спостережень та системи управління даними;
- поетапну модернізацію лабораторій та впровадження сучасних методів аналізу;
- диверсифікацію джерел фінансування та залучення міжнародних грантів;
- гармонізацію методик з міжнародними стандартами;
- підвищення кваліфікації персоналу та забезпечення міжнародного обміну досвідом.

Реалізація цих заходів дозволить створити сучасну систему моніторингу, що відповідатиме європейським стандартам та забезпечить ефективне управління водними ресурсами України. Проведений аналіз існуючих систем моніторингу поверхневих водних об'єктів виявив необхідність їх модернізації та адаптації до сучасних викликів, пов'язаних із трансформаційними змінами водних екосистем. Це зумовлює актуальність дослідження світового досвіду щодо впровадження адаптивних підходів до управління екологічною безпекою водних об'єктів, що детально розглядається у наступному параграфі.

Висновки до розділу 1

На основі проведеного комплексного аналізу сучасного стану проблеми забезпечення екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів, факторів їх трансформації, систем моніторингу та світового досвіду адаптивного управління можна зробити такі науково-обґрунтовані висновки:

1. У ході дослідження еволюції наукових підходів до забезпечення екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів виявлено, що сучасне розуміння цієї проблеми базується на чотирьох ключових компонентах: гідрологічній, гідрохімічній, гідробіологічній та санітарно-гігієнічній безпеці. Бібліометричний аналіз 2835 публікацій у базі даних Scopus продемонстрував експоненційне зростання досліджень з початку 2000-х років, при цьому домінуючими напрямками є екологічні науки (39,6%), соціальні науки (14,7%) та науки про Землю (11,3%). Встановлено, що лідерами досліджень є США (450 публікацій), Німеччина (350) та Велика Британія (300), що свідчить про глобальний характер проблематики.

2. Аналіз факторів трансформаційних змін водних екосистем виявив три основні групи впливу: антропогенні фактори, кліматичні зміни та військові дії. Дослідження їх кумулятивного ефекту показало, що комбінація урбанізації та кліматичних змін призводить до посилення евтрофікації та зниження водності на 15-20%, а поєднання кліматичних змін та військових дій спричиняє зміну видового складу на 20-30%. Розроблена система критеріїв оцінки трансформації включає три групи показників: гідрологічні, фізико-хімічні ($O_2 < 6$ мг/л, рН за межами 6,5-8,5) та біологічні. Бібліометричний аналіз 93 публікацій щодо впливу кліматичних змін на річкові системи показав домінування екологічного напрямку (40,5%) та наук про Землю (31,4%), що підтверджує міждисциплінарний характер досліджень.

3. Система моніторингу поверхневих водних об'єктів в Україні базується на діяльності двох ключових установ - Державного агентства водних ресурсів та ДСНС. Інструментальні вимірювання здійснюють 27 лабораторій Держводагентства, які щорічно відбирають близько 4 тисяч проб. При цьому із 58 пріоритетних забруднюючих речовин

Держводагентство здійснює спостереження лише за 13 (22,4%). ДСНС проводить спостереження на 103 річках, 9 водосховищах, 7 озерах у 204 пунктах на 327 створах, однак виконує лише 34,5% необхідних біологічних показників та 25% гідроморфологічних. Загальна вартість модернізації 132 існуючих лабораторій оцінюється у понад 528 млн грн.

4. Порівняльний аналіз систем моніторингу різних країн виявив суттєве відставання української системи від США та ЄС за рівнем технічного оснащення та фінансування. Зокрема, вартість моніторингу на одну точку в США становить 15000-20000 євро/рік, в ЄС - 12000-15000 євро/рік, тоді як в Україні лише 3000-4000 євро/рік. США та ЄС контролюють понад 100 та 45 параметрів відповідно, тоді як Україна - близько 30.

Отже, для підвищення ефективності системи моніторингу та управління водними об'єктами в Україні необхідна комплексна модернізація з впровадженням автоматизованих систем спостереження, розвитком дистанційних методів моніторингу та створенням єдиної бази даних, що потребує значних інвестицій та міжнародної технічної допомоги.

РОЗДІЛ 2

ЗАГАЛЬНА МЕТОДОЛОГІЯ ТА ВИБІР МЕТОДІВ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Загальна методологія досліджень

Методологічною основою дослідження є системний підхід до вивчення трансформаційних змін поверхневих водних об'єктів та розробки адаптивних механізмів управління їх екологічною безпекою. Дослідження реалізується у сім послідовних етапів, що забезпечують комплексне вирішення поставлених завдань (рис. 2.1): науково-теоретичне обґрунтування дослідження, рекогноситування територій дослідження, просторово-часовий аналіз трансформаційних змін, оцінка гідрохімічних параметрів та акумуляції важких металів у водних екосистемах, розробка системи онлайн-моніторингу, багатовимірний статистичний аналіз, розробка практичних рекомендацій щодо адаптивного управління екологічною безпекою водних об'єктів територіальної громади.

Методологічною основою наукового-теоретичного обґрунтування дослідження виступає комплексний аналіз проблематики екологічної безпеки водних об'єктів, що поєднує бібліометричні дослідження з використанням програмного забезпечення VOSviewer для обробки масиву наукових публікацій, системний аналіз взаємозв'язків між компонентами екологічної безпеки, порівняльний аналіз міжнародних практик моніторингу водних ресурсів, статистичний аналіз публікаційної активності у галузі та експертний аналіз критеріїв трансформації водних екосистем. Застосування цих методів дозволило сформулювати теоретико-методологічні засади оцінки екологічної безпеки водних об'єктів, провести систематизацію факторів трансформації водних екосистем, розробити науково обґрунтовану систему критеріїв оцінки змін та проаналізувати сучасний стан систем моніторингу.

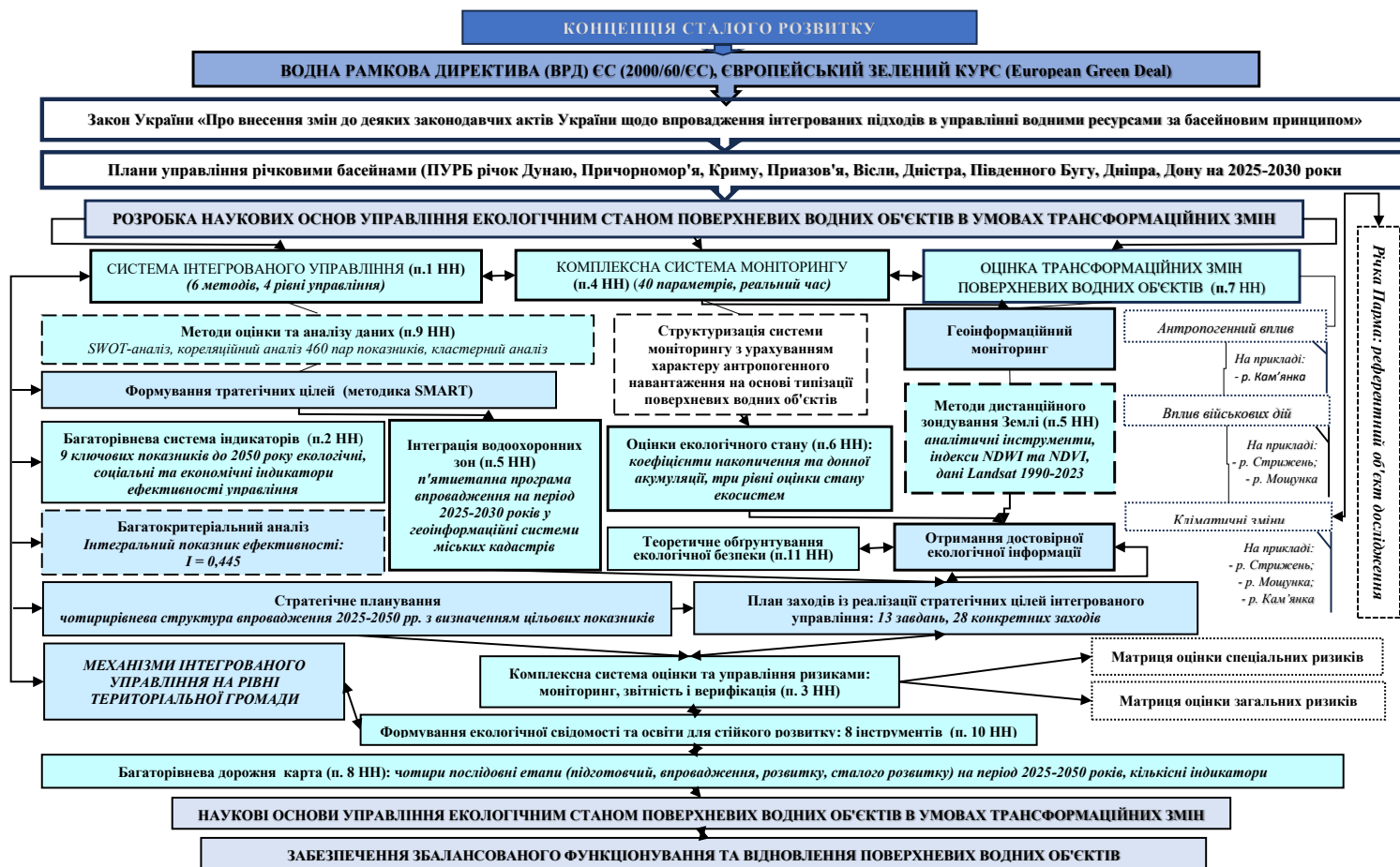


Рис. 2.1. Основні етапи проведення дослідження екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів

Процес рекогностування територій дослідження передбачає застосування широкого спектру геоінформаційних технологій, включаючи методи геопросторового аналізу водозбірних басейнів, проведення комплексної оцінки гідрографічної мережі, дешифрування та інтерпретацію даних дистанційного зондування, геоінформаційне картографування територій та використання методів просторової екстраполяції даних. Результатом реалізації цього етапу стало створення геопросторової бази даних досліджуваних водних об'єктів, розробка серії тематичних карт гідрографічної мережі, наукове обґрунтування вибору репрезентативних водних об'єктів та детальна характеристика водозбірних басейнів досліджуваних річок. На цьому етапі здійснюється вибір репрезентативних водних об'єктів - малих річок з різним типом антропогенного навантаження: р. Кам'янка (урбанізована територія), р. Мощунка (пост-мілітарна зона), р. Стрижень (пост-мілітарна зона) та р. Парма (Італія) як референтний об'єкт для порівняльного аналізу (урбанізована територія).

Для проведення комплексного дослідження трансформаційних змін водних екосистем було обрано чотири репрезентативні малі річки, що характеризуються різними типами антропогенного навантаження та знаходяться в різних географічних умовах. Для створення карт басейнів річок була використана методика з використанням цифрової моделі рельєфу (DEM) у QGIS, що передбачає поетапну роботу з просторовими даними та їх візуалізацією. Початковим етапом є завантаження необхідних даних: цифрової моделі рельєфу території (SRTM або ASTER GDEM) через плагін SRTM Downloader, векторних шарів гідрографічної мережі та адміністративних меж з відкритих джерел OpenStreetMap або Natural Earth Data. Наступним кроком є попередня обробка даних DEM з використанням інструментів GRASS GIS, інтегрованих у QGIS: видалення помилкових значень висот, заповнення відсутніх даних та згладжування рельєфу для покращення візуалізації. Для виділення басейну річки використовується набір гідрологічних інструментів SAGA GIS через інтерфейс QGIS: спочатку створюється растр напрямків стоку (Flow Direction), потім растр акумуляції стоку (Flow Accumulation), і на їх основі автоматично виділяються водотоки та межі водозбірного басейну.

Отримані межі басейну використовуються як маска для обрізки растру DEM за допомогою інструменту «Обрізка растру за маскою» (Clip Raster by Mask Layer). Візуалізація рельєфу здійснюється через налаштування стилю растрового шару: обирається кольорова схема від синього (низькі висоти) до червоного (високі висоти), налаштовується прозорість та затінення рельєфу для кращого сприйняття топографії. Векторні шари річкової мережі стилізуються з використанням градієнту товщини ліній залежно від порядку водотоків. Створення компоновки карти включає додавання всіх необхідних елементів: масштабної лінійки, легенди, стрілки півночі, координатної сітки та оглядової карти. Експорт готової карти здійснюється у високій роздільній здатності у форматі PNG для подальшого використання. Важливим аспектом є правильне налаштування системи координат проекту (для території України рекомендується використовувати проекцію UTM Zone 35N) та забезпечення узгодженості систем координат всіх шарів даних. Фінальним етапом є оформлення легенди з поясненням використаних умовних позначень та підготовка метаданих карти, що включають інформацію про джерела даних, дату створення та використані проекції.

Річка Кам'янка протікає через місто Житомир та є типовим прикладом урбанізованої малої річки (рис. 2.2). За даними топографічних карт та супутникових знімків, довжина річки становить 7,5 км, а площа водозбірного басейну - близько 15 км². Річка бере початок у північно-західній частині міста та впадає в річку Тетерів у центральній частині Житомира. Басейн річки характеризується високим ступенем урбанізації - понад 80% території знаходиться під житловою та промисловою забудовою. Гідрологічний режим річки суттєво трансформований через каналізування русла, створення штучних водойм та надходження значних обсягів поверхневого стоку з урбанізованих територій. Цифрова модель рельєфу басейну річки Кам'янка демонструє просторові та геоморфологічні характеристики досліджуваної території. На оглядовій карті зліва відображено локалізацію басейну в межах Житомирської області та України, тоді як основна карта представляє детальну візуалізацію рельєфу басейну з висотним діапазоном 179-256 метрів над рівнем моря.

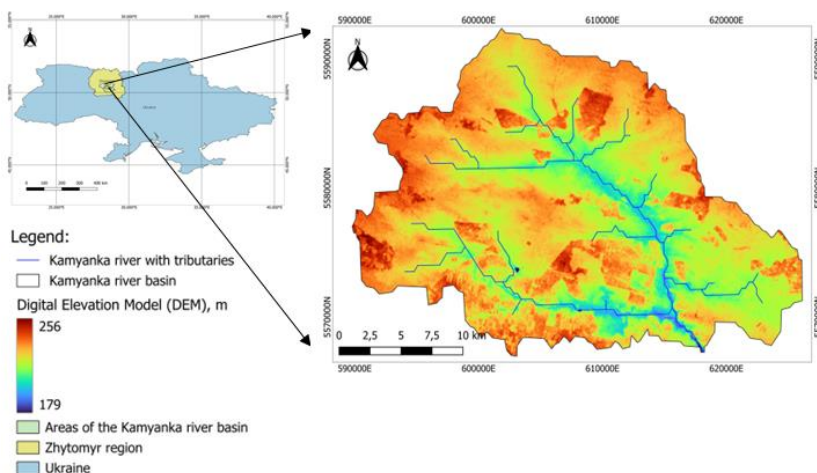


Рис. 2.2. Цифрова модель рельєфу басейну річки Кам'янка та її розташування на території України (створено автором за допомогою QGIS з використанням даних SRTM)

Використана координатна система UTM забезпечує точне позиціонування об'єктів, а масштаб 1:75000 з градацією 0-2.5-5-7.5-10 км дозволяє оцінити реальні розміри басейну. Гідрографічна мережа річки Кам'янка та її приток формує характерну деревоподібну структуру, при цьому басейн демонструє помітну асиметрію з більш розвиненою правобережною частиною. Кольорова візуалізація рельєфу, де сині відтінки відповідають низинам (179 м), а червоні - височинам (256 м), чітко відображає геоморфологічну структуру території. Долина річки простежується в понижених ділянках рельєфу, що відображені синіми та зеленими кольорами, тоді як вододільні території характеризуються підвищеннями, маркованими оранжевими та червоними відтінками. Така візуалізація рельєфу має важливе значення для аналізу формування поверхневого стоку та розуміння процесів трансформації річкової системи в умовах антропогенного навантаження.

Річка Мошунка, що протікає через село Мошун Київської області, представляє особливий інтерес як поверхневий водний об'єкт, що зазнав значного впливу військових дій у 2022 році (рис. 2.3). Згідно з картографічними матеріалами, довжина річки складає 4,8 км, площа

водозбору - близько 8 км². До початку бойових дій басейн річки характеризувався переважанням природних ландшафтів з локальними ділянками сільської забудови. Після інтенсивних бойових дій відбулася суттєва трансформація як самого русла річки, так і прибережних територій, що робить цей поверхневий водний об'єкт унікальним для дослідження пост-мілітарного впливу на водні екосистеми.

Цифрова модель рельєфу басейну річки Мощунка відображає топографічні та гідрологічні особливості території, що розташована в Київській області. Карта складається з двох частин: оглядової карти України з позначенням місця розташування басейну та детальної цифрової моделі рельєфу з висотною градацією від 30 до 90 метрів над рівнем моря.

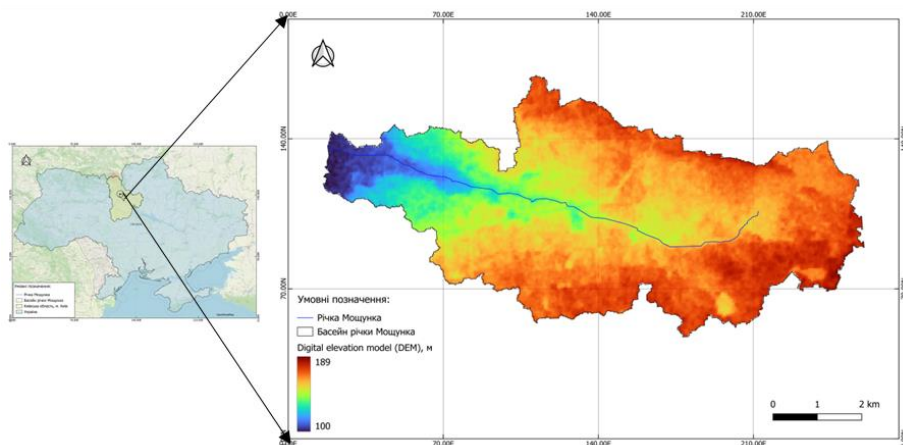


Рис. 2.3. Цифрова модель рельєфу басейну річки Мощунка та її розташування на території України (створено автором за допомогою QGIS з використанням даних SRTM)

Гіпсометрична карта демонструє чітку висотну диференціацію території - від низинних ділянок у західній частині басейну (позначені синіми відтінками, висоти близько 30 м) до підвищених територій у східній частині (червоні відтінки, висоти до 90 м). Русло річки Мощунка простежується в центральній частині басейну і має переважно широтне простягання, що підкреслюється пониженими ділянками рельєфу в долині річки. Конфігурація басейну має видовжену форму із заходу на

схід, що обумовлено особливостями геологічної будови та рельєфу території. Карта відображає значний перепад висот на відносно невеликій території (близько 60 метрів), що свідчить про активні ерозійні процеси та потенційну вразливість території до поверхневого змиву. Особливо важливим є відображення рельєфу для розуміння наслідків військових дій на цій території, оскільки перепади висот та конфігурація місцевості суттєво впливають на характер і масштаби антропогенних порушень ландшафту та гідрологічного режиму річки.

Річка Стрижень є характерним прикладом малої річки, що зазнає значного промислового навантаження в межах міста Чернігова (рис. 2.4).

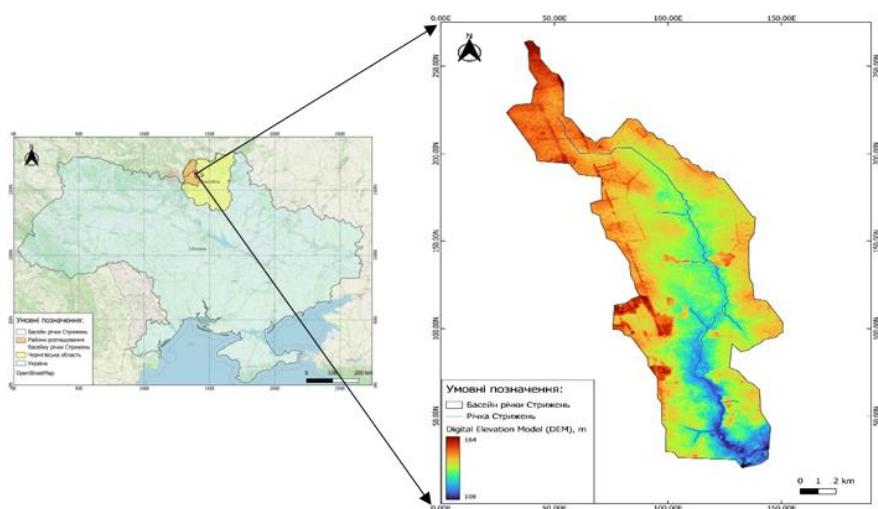


Рис. 2.4. Цифрова модель рельєфу басейну річки Стрижень та її розташування на території України (створено автором за допомогою QGIS з використанням даних SRTM)

За даними геоінформаційних систем, загальна довжина річки становить 32,4 км, з яких близько 10 км припадає на міську територію. Площа водозбірного басейну - 158 км². Річка протікає через промислову зону міста, приймаючи стоки промислових підприємств та поверхневий стік з промислових майданчиків. Особливістю річки є наявність каскаду ставків та штучно спрямлених ділянок русла, що суттєво впливає на її гідрологічний режим.

Цифрова модель рельєфу басейну річки Стрижень відображає особливості топографії території в межах Чернігівської області з діапазоном висот від 108 до 144 метрів над рівнем моря. На оглядовій карті України чітко позначено розташування басейну в північній частині країни. Основна карта демонструє витягнуту з півночі на південь форму басейну з чітко вираженою долиною річки в центральній частині, що відображена синіми та зеленими відтінками. Підвищені ділянки вододілів позначені оранжевими та червоними кольорами і розташовані переважно в західній та північній частинах басейну. Координатна система та масштабна лінійка (0-2 км) дозволяють оцінити просторові параметри території. Особливістю рельєфу є відносно невеликий перепад висот (36 метрів), що характерно для рівнинних територій Поліської низовини. Долина річки має чітко виражену асиметрію схилів, що впливає на формування поверхневого стоку та розподіл антропогенного навантаження в межах басейну, особливо в контексті впливу промислової зони міста Чернігова на екологічний стан водного об'єкта.

Для порівняльного аналізу як референтний об'єкт було обрано річку Парма в Італії, що протікає через місто Парма в регіоні Емілія-Романья (рис. 2.5). Вибір цього водного об'єкта обумовлений наявністю тривалого ряду спостережень та впровадженням сучасних підходів до управління екологічною безпекою малих річок відповідно до вимог Водної рамкової директиви ЄС [63]. За даними італійської гідрографічної служби, довжина міської ділянки річки складає 11,2 км, а площа водозбору в межах міста - близько 24 км². На відміну від українських річок, на річці Парма реалізовано комплекс заходів з ревіталізації та створення екологічних коридорів, що дозволяє використовувати її як еталон для оцінки ефективності природоорієнтованих рішень в управлінні малими річками. Представлена цифрова модель рельєфу басейну річки Парма відображає складну орографію території в регіоні Емілія-Романья, Італія, з унікальним висотним діапазоном від 0 до 1755 метрів над рівнем моря. Басейн має характерну витягнуту форму з південного заходу на північний схід, що обумовлено геологічною будовою території.

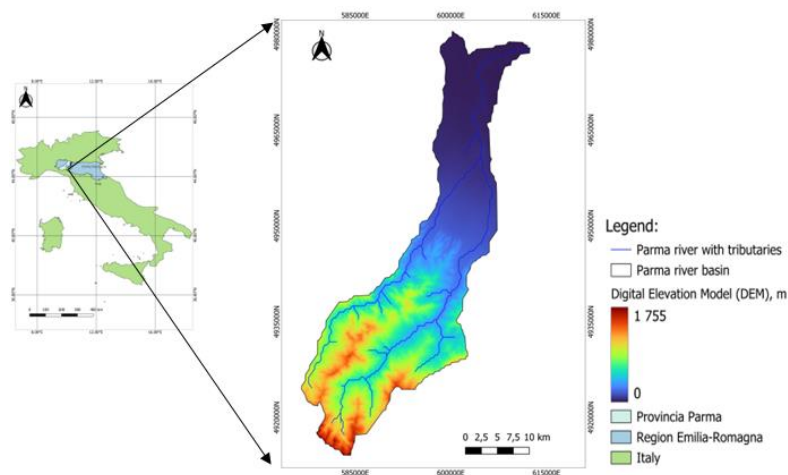


Рис. 2.5. Цифрова модель рельєфу басейну річки Парма та її розташування на території Італії (створено автором за допомогою QGIS з використанням даних SRTM)

Гідрографічна мережа річки та її приток чітко простежується в центральній частині басейну, формуючи деревоподібну структуру. Кольорова градація висот від синього (низинні ділянки) до червоного (гірські території) яскраво демонструє контрастність рельєфу - від рівнинних територій в північній частині до гірських масивів на півдні. На оглядовій карті зліва показано розташування басейну в межах Італії, що дозволяє оцінити його географічне положення в масштабах країни. Значний перепад висот (1755 м) свідчить про різноманітність ландшафтних умов та складність гідрологічних процесів у басейні. Масштабна лінійка (0-2.5-5-7.5-10 км) та координатна сітка в системі UTM дозволяють оцінити просторові параметри території. Така топографічна різноманітність басейну річки Парма робить її унікальним об'єктом для порівняльного аналізу з українськими річками в контексті вивчення трансформаційних змін водних екосистем.

Референтні умови басейну річки Парма, визначені на основі комплексного аналізу історичних даних та сучасних досліджень. Ця інформація базується на даних з наукових статей та забезпечує кількісну основу для порівняльного аналізу з іншими річковими системами. Особливу цінність мають дані про природний режим транспортування

наносів та гідрологічні характеристики, які детально описані в роботах [119–121].

Референтні умови басейну річки Парма характеризуються наступними показниками:

- гідроморфологічні характеристики: природний режим транспортування наносів: 40,000-60,000 м³/рік; природна звивистість русла з коефіцієнтом меандрування 1.2-1.4; характерне чергування перекатів та плесів з середньою відстанню між перекатами 5-7 ширин русла; стабільна ширина активного русла 150-200 м у середній течії;

- гідрологічний режим: середньорічний стік: 28.5 м³/с; характерні сезонні коливання з максимумами в весняний (березень-квітень) та осінній (жовтень-листопад) періоди; мінімальний екологічний стік: 4.5 м³/с; природна варіабельність стоку з коефіцієнтом варіації 0.35-0.45;

- морфодинамічні процеси: збалансований режим ерозії-аккумуляції; природна динаміка руслових форм з переважанням різнозернистих алювіальних відкладів; середній розмір донних відкладів (D50): 25-35 мм; стабільна вертикальна структура русла з відсутністю значної глибинної ерозії;

- стабільний хімічний склад води з показниками: рН: 7.2-7.8, розчинений кисень: >7 мг/л; загальна мінералізація: 200-400 мг/л;

- наявність типових біологічних угруповань: макрофіти: 15-20 видів; макрзообентос: >50 видів, іхтіофауна: >20 видів

- антропогенне навантаження: відсутність значних гідротехнічних споруд у руслі; обмежений вплив урбанізації (<25% площі басейну); збережені природні заплавні території (>45% довжини річки); мінімальний водозабір, що не перевищує 15% природного стоку.

Ці референтні умови, встановлені на основі досліджень морфодинаміки річки, аналізу історичних гідрологічних даних та оцінки антропогенного впливу, дозволяють використовувати річку Парма як еталонний об'єкт для порівняльних досліджень впливу кліматичних змін на річкові екосистеми.

Українські річки (Стрижень, Кам'янка та Мошунка) представляють різні фізико-географічні умови та знаходяться на початковому етапі впровадження басейнового принципу управління водними ресурсами

відповідно до вимог Водної рамкової директиви ЄС. Затвердження планів управління річковими басейнами в Україні наприкінці 2024 року створює можливість для:

- вивчення та адаптації успішного європейського досвіду
- розробки ефективних механізмів моніторингу водних ресурсів
- впровадження інтегрованих підходів до управління річковими басейнами
- гармонізації національної системи управління водними ресурсами з європейськими стандартами

Таким чином, порівняльний аналіз цих річкових систем дозволяє не лише оцінити поточний стан водних ресурсів, але й визначити перспективні напрямки вдосконалення системи управління річковими басейнами в Україні з урахуванням успішного європейського досвіду.

2.2. Особливості застосування ГІС та супутникових даних для моніторингу стану поверхневих водних об'єктів

Аналіз сучасних досліджень демонструє фундаментальну роль інтеграції географічних інформаційних систем (ГІС) та супутникових даних у моніторингу поверхневих водних об'єктів. Згідно з дослідженням [122], ця технологічна конвергенція революціонізувала розуміння кількісної та якісної динаміки водних ресурсів, забезпечуючи безпрецедентні можливості для оцінки та управління критично важливими екосистемами. Особливу увагу варто звернути на те, що традиційні підходи до моніторингу, засновані на вимірюваннях *in situ*, часто обмежені просторовими та часовими рамками, що може призводити до фрагментованого представлення динаміки водного об'єкта. Натомість, як підкреслюють [123], синтез ГІС та супутникових даних уможливорює проведення більш повного та систематичного аналізу поверхневих вод, що суттєво покращує як розуміння просторового розподілу водних ресурсів, так і часовий моніторинг змін. Геоінформаційний системний підхід до аналізу впливу збройних конфліктів на екологічний стан навколишнього природного середовища, запропонований Піріковим О., Чумаченком С. та Яковлевим Є. [124], дозволяє ефективно інтегрувати

різнорідні просторові дані та проводити комплексну оцінку впливу військових дій на водні екосистеми з використанням сучасних ГІС-технологій."

Значний прогрес у технологіях дистанційного зондування, детально описаний у роботі [125], призвів до суттєвого покращення точності виявлення поверхневих вод. Дослідники акцентують увагу на тому, що супутникові зображення високої роздільної здатності та спектральні дані дозволяють науковцям розмежовувати характеристики поверхневих вод з безпрецедентною деталізацією та надійністю. Вчені Ванг та Ксі [126] підкреслюють, що точність даних є критично важливою для інформування управлінських дій, оскільки використання супутникових знімків дозволяє отримувати актуальні та точні окреслення водних об'єктів, що є *fundamental* для ідентифікації сезонних варіацій та довгострокових змін у протяжності поверхневих вод.

Комплексне дослідження [127] розкриває потенціал різних методологій дистанційного зондування, включаючи радар із синтезованою апертурою (SAR), оптичне дистанційне зондування та альтиметрію. Автори детально аналізують переваги та обмеження кожного методу, наголошуючи на тому, що SAR демонструє значну ефективність у ідентифікації поверхневих водних об'єктів, особливо в умовах, де оптичні методи ускладнені наявністю рослинного покриву чи хмар. Янг та ін. [128] доповнюють це розуміння, висвітлюючи трансформаційний потенціал інтеграції штучного інтелекту та машинного навчання з ГІС та супутниковими даними, що відкриває нові можливості для автоматизованого моніторингу та прогнозування стану водних об'єктів.

Практичне застосування цих технологій яскраво демонструється у роботі [129], які дослідили роль ГІС та супутникових даних в оцінці ризиків повеней у міських ландшафтах. Дослідники використали супутникові знімки високої роздільної здатності для аналізу історичних подій повеней, що дозволило побудувати прогностичні моделі для майбутніх сценаріїв. Дослідники [130] підкреслюють важливість цих технологій для моніторингу якості поверхневих вод та стану екосистем,

особливо в контексті циклу поживних речовин, що має критичне значення для екологічного управління.

На основі проаналізованих літературних джерел, для практичної реалізації дослідження було розроблено комплексну методологію використання геоінформаційних систем та супутникових даних (рис. 2.6, 2.7), що включає систематизований набір інструментів QGIS та чітко визначені характеристики використаних супутникових знімків. Рисунок 2.6 демонструє комплексну методологію обробки та аналізу геопросторових даних для дослідження річкових басейнів. Схема відображає послідовний процес від збору даних до створення кінцевих картографічних матеріалів. Вхідні дані включають супутникові знімки USGS за період 1990-2023 років з різних сенсорів Landsat (OLI/TIRS, ETM+, TM), дані SRTM DEM для моделювання рельєфу, геодані адміністративних регіонів та гідрологічну інформацію. Попередня обробка передбачає відбір 30 якісних знімків та виділення необхідних спектральних каналів.

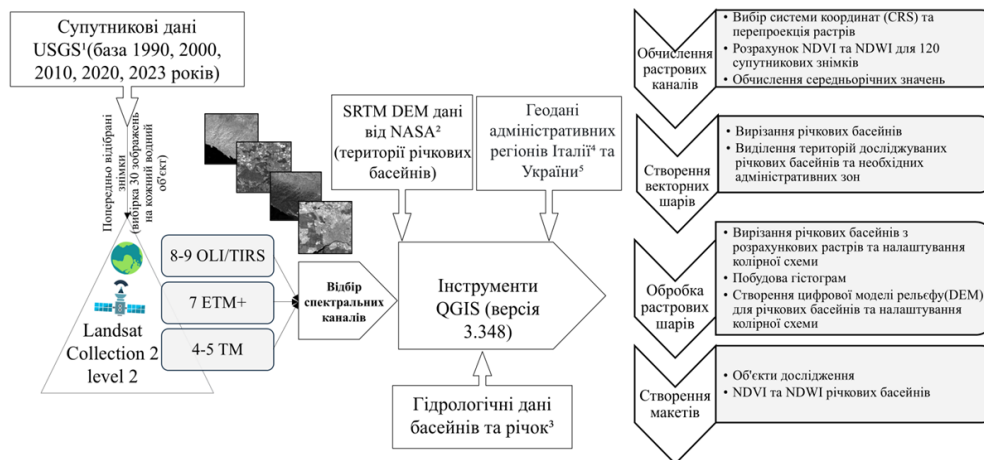


Рис. 2.6. Використані інструменти QGIS та характеристики супутникових даних

Landsat 8 and Landsat 9 Operational Land Imager (OLI) and Thermal Infrared Sensor (TIRS)			Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+)			Landsat 4-5 Thematic Mapper (TM)		
Bands	Wavelength (micrometers)	Resolution (meters)	Bands	Wavelength (micrometers)	Resolution (meters)	Bands	Wavelength (micrometers)	Resolution (meters)
Band 1 - Coastal aerosol	0.43-0.45	30	Band 1 - Blue	0.45-0.52	30	Band 1 - Blue	0.45-0.52	30
Band 2 - Blue	0.45-0.51	30	Band 2 - Green	0.52-0.60	30	Band 2 - Green	0.52-0.60	30
Band 3 - Green	0.53-0.59	30	Band 3 - Red	0.63-0.69	30	Band 3 - Red	0.63-0.69	30
Band 4 - Red	0.64-0.67	30	Band 4 - Near Infrared (NIR)	0.77-0.90	30	Band 4 - Near Infrared (NIR)	0.76-0.90	30
Band 5 - Near Infrared (NIR)	0.85-0.88	30	Band 5 - Shortwave Infrared (SWIR) 1	1.55-1.75	30	Band 5 - Shortwave Infrared (SWIR) 1	1.55-1.75	30
Band 6 - Shortwave Infrared (SWIR) 1	1.57-1.65	30	Band 6 - Thermal	10.40-12.50	60 (resampled to 30)*	Band 6 - Thermal	10.40-12.50	120 (resampled to 30)*
Band 7 - Shortwave Infrared (SWIR) 2	2.11-2.29	30	Band 7 - Shortwave Infrared (SWIR) 2	2.09-2.35	30	Band 7 - Shortwave Infrared (SWIR) 2	2.08-2.35	30
Band 8 - Panchromatic	0.50-0.68	15	Band 8 - Panchromatic	.52- .90	15			
Band 9 - Cirrus	1.36-1.38	30						
Band 10 - Thermal Infrared (TIRS) 1	10.6-11.19	100 (resampled to 30)*						
Band 11 - Thermal Infrared (TIRS) 2	11.50-12.51	100 (resampled to 30)*						

Рис. 2.7. Позначення каналів для супутників Landsat

Обробка даних здійснюється в середовищі QGIS (версія 3.348) за чотирма основними етапами: обчислення растрових каналів - включає вибір системи координат, розрахунок індексів NDVI та NDWI, визначення середньорічних значень; створення векторних шарів - передбачає виділення річкових басейнів та відповідних адміністративних зон; обробка растрових шарів - охоплює вирізання басейнів, побудову гістограм та створення цифрової моделі рельєфу; створення макетів - фінальний етап візуалізації результатів дослідження.

Ця методологія забезпечує системний підхід до аналізу просторово-часових змін річкових басейнів та дозволяє отримати кількісні показники їх трансформації.

У дослідженні використовувались дані з різних сенсорів супутників Landsat, кожен з яких має специфічні спектральні та просторові характеристики (рис. 2.7). Супутники Landsat 8 та 9 оснащені системою OLI/TIRS з 11 спектральними каналами, включаючи канали для моніторингу прибережних аерозолів (0.43-0.45 мкм), видимого спектру (0.45-0.67 мкм), ближнього (0.85-0.88 мкм) та середнього інфрачервоного

випромінювання (1.57-2.29 мкм). Landsat 7 ETM+ має 8 каналів з подібними спектральними діапазонами, а Landsat 4-5 TM - 7 каналів. Просторова роздільна здатність для більшості каналів становить 30 метрів, що забезпечує достатню деталізацію для аналізу річкових басейнів. Особливо важливими для розрахунку індексів NDVI та NDWI є зелений (0.53-0.59 мкм), червоний (0.64-0.67 мкм) та ближній інфрачервоний (0.85-0.88 мкм) канали, які характеризуються оптимальним співвідношенням спектрального та просторового розрізнення для моніторингу водних об'єктів та рослинності.

На основі проаналізованої літератури та технічних характеристик супутникових даних можна зробити висновок, що дистанційні методи зондування Землі, зокрема використання спектральних індексів NDWI та NDVI, є ключовими інструментами для моніторингу водних об'єктів та прибережної рослинності. Порівняльний аналіз цих індексів представлено в таблиці 2.1.

Комплексне застосування спектральних індексів NDWI (Normalized Difference Water Index) та NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) представляє собою методологічно обґрунтований підхід до моніторингу водних екосистем, що підтверджується низкою наукових досліджень [136–138]. Інтеграція даних індексів базується на фундаментальних принципах дистанційного зондування та екосистемного підходу, де NDWI [136], використовує співвідношення між зеленим та ближнім інфрачервоним випромінюванням для ідентифікації водних об'єктів, а NDVI [139], базується на відмінностях відбиття в червоному та ближньому інфрачервоному діапазонах.

Для комплексної оцінки екологічного стану річкових басейнів використовувалась інтегрована система індексів NDVI та NDWI, що дозволяє одночасно аналізувати стан рослинності та водний режим території. Такий підхід забезпечує всебічне розуміння функціонального стану екосистем та виявлення ключових трансформаційних процесів.

Таблиця 2.1

Порівняльна характеристика спектральних індексів NDWI та NDVI для моніторингу водних об'єктів та прибережної рослинності

Характеристика	NDWI	NDVI
Призначення	Виявлення та моніторинг водних об'єктів	Оцінка стану рослинного покриву
Спектральні канали	Зелений та ближній інфрачервоний (NIR)	Червоний та ближній інфрачервоний (NIR)
Діапазон значень	від -1 до +1	від -1 до +1
Інтерпретація позитивних значень	Поверхневі водні об'єкти	Здорова рослинність
Чутливість до атмосферних впливів	Середня	Низька
Обмеження	Можливі похибки при наявності густої рослинності	Насичення при високій щільності рослинного покриву
Сезонна залежність	Помірна	Висока

Для класифікації досліджуваної території ми встановили порогові значення NDVI, де значення нижче 0 вказують на водойми або поверхні без рослинності, значення між 0-0,2 представляють розріджену рослинність, 0,2-0,3 вказують на чагарники та трав'яний покрив, а значення вище 0,3 свідчать про щільну рослинність з високою фотосинтетичною активністю. Ці діапазони дозволяють ідентифікувати не лише ступінь розвитку рослинного покриву, але й оцінити потенційну продуктивність та життєздатність екосистем.

Для NDWI значення вище 0,2 зазвичай вказують на водні поверхні з достатнім рівнем водозабезпечення, тоді як від'ємні значення представляють неводні поверхні з різним ступенем посушливості. Особливо діагностичними є значення в діапазоні -0,3—0, що характеризують території з помірним рівнем вологості, а значення нижче -0,3 свідчать про виражений водний стрес, який обмежує розвиток гідрофільної рослинності та сприяє трансформації екосистем у напрямку ксерофітизації.

Синергетичний аналіз обох індексів дозволяє виявити функціональні взаємозв'язки між структурою рослинного покриву та гідрологічним режимом території, що є критично важливим для

розуміння механізмів адаптації річкових екосистем до кліматичних змін та антропогенного впливу.

Дослідження базувалось на використанні нормалізованого диференційного водного індексу (NDWI) із застосуванням даних дистанційного зондування Землі [131, 132, 140–143]. Характеристики спектрального нормалізованого індексу NDWI для моніторингу водних об'єктів наведено в таблиці 2.2.

Таблиця 2.2

Характеристика спектрального нормалізованого індексу NDWI для моніторингу водних об'єктів

Характеристика	NDWI
Математична формула	$NDWI = (GREEN - NIR)/(GREEN + NIR)$
Спектральні канали	Зелений (0.533-0.590 мкм) та ближній інфрачервоний (0.851-0.879 мкм)
Діапазон значень	від -1 до +1; >0 для водних об'єктів
Основне призначення	Детектування водних об'єктів, оцінка вологості території, моніторинг змін водного дзеркала
Точність ідентифікації	Висока для відкритих водних поверхонь (>85%)
Обмеження застосування	Зниження точності при наявності водної рослинності та високій каламутності води
Чутливість до атмосферних впливів	Середня чутливість до атмосферних аерозолів та водяної пари
Сезонна залежність	Помірна - залежить від температури води та наявності льодового покриву
Просторова роздільна здатність	10-30 м (Sentinel-2, Landsat)
Часова роздільна здатність	5-16 днів залежно від супутникової платформи
Додаткові можливості	Оцінка глибини водойм, виявлення підтоплених територій
Валідація результатів	Потребує наземних вимірювань спектральних характеристик водних об'єктів
Інтеграція з іншими даними	Комбінується з даними радарної зйомки для підвищення точності

Нормалізований диференційний водний індекс (Normalized Difference Water Index, NDWI) є важливим інструментом дистанційного зондування для моніторингу водних об'єктів та оцінки їх динаміки. Цей спектральний індекс базується на математичній формулі, де використовуються значення відбиття в зеленому (0.533-0.590 мкм) та ближньому інфрачервоному (0.851-0.879 мкм) спектральних каналах.

NDWI має діапазон значень від -1 до +1, причому позитивні значення (>0) характерні для водних об'єктів, що робить його ефективним інструментом для їх ідентифікації. Основне призначення індексу включає детектування водних об'єктів, оцінку вологості території та моніторинг змін водного дзеркала, демонструючи високу точність ідентифікації (понад 85%) для відкритих водних поверхонь.

Проте індекс має певні обмеження застосування, зокрема зниження точності при наявності водної рослинності та високій каламутності води. Характеризується середньою чутливістю до атмосферних впливів, включаючи аерозолі та водяну пару. Сезонна залежність індексу є помірною і визначається переважно температурою води та наявністю льодового покриву.

З технічної точки зору, NDWI забезпечує просторову роздільну здатність 10-30 м при використанні даних супутників Sentinel-2 та Landsat, з часовою роздільною здатністю 5-16 днів залежно від супутникової платформи. Це дозволяє здійснювати регулярний моніторинг водних об'єктів та відстежувати їх динаміку.

Додаткові можливості індексу включають оцінку глибини водойм та виявлення підтоплених територій. Для забезпечення достовірності результатів необхідна валідація через наземні вимірювання спектральних характеристик водних об'єктів. Важливою перевагою NDWI є можливість його інтеграції з іншими даними, зокрема з радарною зйомкою, що підвищує загальну точність моніторингу.

Такі характеристики роблять NDWI потужним інструментом для систематичного моніторингу водних ресурсів, особливо в контексті оцінки впливу кліматичних змін та антропогенного навантаження на водні екосистеми. Індекс дозволяє не лише ідентифікувати поверхневі водні об'єкти, але й відстежувати їх динаміку в часі, що є критично важливим для екологічного менеджменту та прийняття управлінських рішень у сфері водокористування.

Методологія дослідження включала:

1. Використання супутникових даних Landsat Collection 2 Level 2 за період 1990-2023 рр.
2. Обробку та аналіз знімків у середовищі QGIS (версія 3.348)

3. Розрахунок нормалізованого індексу NDWI за формулою:

$$NDWI = \frac{(Green - NIR)}{(Green + NIR)}, \quad (2.1)$$

де Green - відбиття в зеленому каналі,

NIR - відбиття в ближньому інфрачервоному каналі.

Для забезпечення точності результатів було проведено:

- атмосферну корекцію знімків
- маскування хмар та тіней
- сезонну нормалізацію даних
- валідацію результатів з наземними спостереженнями

При інтерпретації значень NDWI використовувались наступні порогові значення:

- Значення вище 0.2 - поверхневі водні об'єкти
- Значення від 0 до 0.2 - змішані території з високою вологістю
- Значення нижче 0 - території без відкритих водних поверхонь

У рамках дослідження було проведено аналіз супутникових знімків високої роздільної здатності, які охоплювали три ключові періоди вегетаційного сезону (весна, літо, осінь). Такий часовий розподіл спостережень забезпечив можливість всебічного вивчення сезонної динаміки екосистеми та виявлення характерних змін у різні фази вегетаційного періоду. Багатосезонний підхід до збору даних дозволив сформувати цілісне розуміння процесів трансформації досліджуваної території протягом активного періоду розвитку рослинності та гідрологічного режиму водних об'єктів. Особлива увага приділялась аналізу екстремальних гідрологічних явищ та їх впливу на загальний стан водних екосистем.

Такий методологічний підхід дозволив провести комплексну оцінку динаміки водних ресурсів досліджуваних річок та виявити основні тенденції їх змін під впливом кліматичних та антропогенних факторів.

Аналіз змін рослинного покриву прибережних територій за нормалізованим індексом NDVI є одним з ключових методів

дистанційного моніторингу екологічного стану водних об'єктів та прилеглих територій. Нормалізований різницевий вегетаційний індекс (NDVI) базується на особливостях відбиття сонячної радіації в червоному (RED, 0.636-0.673 мкм) та ближньому інфрачервоному (NIR, 0.851-0.879 мкм) спектральних діапазонах, що робить його ефективним інструментом для оцінки стану рослинності. Характеристики нормалізованого індексу NDVI для моніторингу прибережної рослинності наведено в таблиці 2.3.

Математично індекс виражається формулою:

$$NDVI = \frac{(NIR-RED)}{(NIR+RED)}, \quad (2.2)$$

де: NIR – відбивна здатність у ближньому інфрачервоному діапазоні, Red – відбивна здатність у червоному діапазоні.

Значення NDVI варіюються від -1 до +1, де вищі значення вказують на густішу та здоровішу рослинність, причому показники вище 0.2 характерні для рослинного покриву. Висока точність ідентифікації рослинності (понад 90%) та низька чутливість до атмосферних впливів роблять NDVI надійним інструментом для довгострокового моніторингу прибережних екосистем.

Використання даних супутникових систем Sentinel-2 та Landsat забезпечує просторову роздільну здатність 10-30 метрів, що дозволяє детально відстежувати зміни рослинного покриву прибережних зон. Часова роздільна здатність 5-16 днів надає можливість здійснювати регулярний моніторинг сезонної динаміки рослинності протягом вегетаційного періоду.

Варто відзначити, що при використанні нормалізованого індексу NDVI існують певні обмеження, зокрема насичення сигналу при високих значеннях індексу листкової поверхні ($LAI > 6$) та залежність від архітектури рослинного покриву. Для підвищення достовірності результатів необхідна валідація даних шляхом наземних вимірювань біомаси та LAI.

Важливим методологічним аспектом дослідження стало проведення порівняльного аналізу з еталонним об'єктом - річкою Парма (Італія), що дозволило оцінити специфіку трансформації українських річок в контексті європейських підходів до управління водними ресурсами.

Таблиця 2.3

Характеристика спектрального нормалізованого індексу NDVI для моніторингу прибережної рослинності

Характеристика	NDVI
Математична формула	$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED)$
Спектральні канали	Червоний (0.636-0.673 мкм) та ближній інфрачервоний (0.851-0.879 мкм)
Діапазон значень	від -1 до +1; >0.2 для рослинності
Основне призначення	Оцінка біомаси, продуктивності та стресового стану рослинності
Точність ідентифікації	Висока для рослинного покриву (>90%)
Обмеження застосування	Насичення сигналу при LAI>6, залежність від архітектури рослинного покриву
Чутливість до атмосферних впливів	Низька чутливість до атмосферних впливів
Сезонна залежність	Висока - значна варіабельність протягом вегетаційного періоду
Просторова роздільна здатність	10-30 м (Sentinel-2, Landsat)
Часова роздільна здатність	5-16 днів залежно від супутникової платформи
Додаткові можливості	Оцінка продуктивності екосистем, моніторинг посух
Валідація результатів	Потребує наземних вимірювань біомаси та LAI
Інтеграція з іншими даними	Комбінується з метеорологічними даними та іншими вегетаційними індексами

Річки Парма та Кам'янка були обрані як еталонні об'єкти для оцінки кліматичних змін завдяки наявності тривалих рядів спостережень (з 1990 року), що дозволяє простежити довгострокові тенденції трансформації їх екосистем. Важливими критеріями вибору також стали подібність гідрологічних режимів та масштабів басейнів при одночасному розташуванні в різних кліматичних зонах, що створює можливість для порівняльного аналізу специфіки прояву кліматичних змін у різних географічних умовах. Суттєвим аспектом є відносно стабільне антропогенне навантаження на ці річкові системи протягом

досліджуваного періоду, що мінімізує вплив техногенних факторів на результати оцінки кліматичних впливів.

Водночас річки Мощунка та Стрижень представляють особливий інтерес для дослідження антропогенного впливу, зокрема наслідків військових дій у 2022-2023 роках. Інтенсивна антропогенна трансформація їх басейнів створює унікальну можливість для вивчення реакції річкових екосистем на екстремальні техногенні навантаження. При цьому важливо відзначити, що ці поверхневі водні об'єкти також перебувають під впливом кліматичних змін, що підтверджується зафіксованим підвищенням середньорічної температури на 1,3-1,6°C за досліджуваний період, трансформацією режиму опадів та збільшенням частоти екстремальних гідрометеорологічних явищ.

Проте масштабний антропогенний вплив, особливо наслідки військових дій, створює значні методологічні труднощі у виділенні «чистого» сигналу кліматичних змін для річок Мощунка та Стрижень. Саме тому для коректної оцінки кліматичного впливу були обрані річкові системи з меншим антропогенним навантаженням - Парма та Кам'янка, тоді як Мощунка і Стрижень використані переважно для аналізу антропогенних факторів впливу.

Такий диференційований методологічний підхід забезпечує можливість більш чіткого розмежування впливу природних та антропогенних чинників на стан річкових екосистем. Це, у свою чергу, створює надійну наукову основу для розробки цільових управлінських рекомендацій з урахуванням специфіки кожного водного об'єкта та комплексу факторів впливу на його екологічний стан. Результати дослідження підтверджують необхідність застосування індивідуального підходу до оцінки екологічного стану річкових систем та розробки природоохоронних заходів з урахуванням як кліматичних змін, так і характеру антропогенного навантаження на конкретні поверхневі водні об'єкти.

Такий комплексний методологічний підхід забезпечив можливість достовірної оцінки впливу як природних, так і антропогенних факторів, включаючи наслідки військових дій, на стан водних екосистем досліджуваних річок.

2.3. Методи відбору проб та проведення гідрохімічних досліджень

Хімічний аналіз води та донних відкладень проводився ТОВ «Укрхіманаліз» (липень 2021, 2022, 2023). Відбір проб здійснювався за ДСТУ ISO 5667-6:2009 [144] та 5667-12:2001 [145]. З кожної водойми взято по 5 проб води (0-30 см) та донних відкладень (0-10 см). Аналізувались: рН, мінералізація, розчинені форми азоту, фосфору, важкі метали, карбонати. Для донних відкладень визначався вміст органіки та гранулометрія.

При організації моніторингу поверхневих вод необхідно проводити попередні обстеження, що включають: вивчення стану водного об'єкта, отримання даних про водокористувачів, джерела забруднення, кількість, склад і режим скидання стічних вод; далі складається карта-схема водного об'єкта, де визначають розташування пунктів і створів спостережень; складається програма робіт.

Пункт спостереження за якістю поверхневих вод – місце на водоймищі або водотоці, де проводять комплекс робіт для одержання даних про якісні й кількісні характеристики води. При наявності у населеному пункті декількох джерел забруднення під пунктом спостереження слід розуміти ділянку водойми чи водотоку, на якій розташовано увесь населений пункт, а не окремі джерела забруднення. Назва пункту спостережень надається за назвою якого-небудь постійного орієнтиру (населений пункт, шахта, електростанція, гирло річки, гребля та ін.) для певного водного об'єкта. Пункти спостережень організовують у першу чергу на водоймах і водотоках, що мають велике народногосподарське значення, та тих, що зазнають значного забруднення промисловими, сільськогосподарськими чи господарсько-побутовими стічними водами. На незабруднених водоймах і водотоках (умовно чистих) чи їх ділянках створюють пункти для фонових спостережень.

Основними об'єктами, які потребують моніторингу, є:

- місця скиду стічних і дощових вод міст, селищ, сільськогосподарських комплексів; місця скиду стічних вод окремих підприємств, ТЕС;

- місця скиду колекторно-дренажних вод, які відводяться зі зрошуваних або осушуваних земель;

- кінцеві створи великих і середніх річок, які впадають у внутрішні водоймища;

- кордони економічних районів, республік, країн, що перетинають транзитні річки;

- кінцеві гідрологічні створи річкових басейнів, за якими складають водогосподарські баланси;

- гирлові зони забруднених приток головної річки [146].

Пункти спостережень якості водойм або водотоку поділяються на 4 категорії з урахуванням таких критеріїв:

- значення водного об'єкта як джерела питного, культурно-побутового, промислового, сільськогосподарського водопостачання;

- ступінь рибогосподарського використання водного об'єкта;

- рівень забруднення водного об'єкта;

- враховуються також розмір і об'єм водойми, розмір і водність водотоку, дані про режим, фізико-географічні ознаки [147].

До категорії I відносяться пункти, розташовані на водних об'єктах, які мають важливе господарське значення і зазнають в найбільшій мірі антропогенного впливу.

До категорії II відносяться пункти в межах міст і населених пунктів з централізованим використанням поверхневих вод для господарсько-питних потреб; для цієї категорії водних об'єктів характерний значний антропогенний вплив.

До категорії III відносяться пункти, розташовані на водних об'єктах, де антропогенний вплив носить помірний і слабкий характер.

До категорії IV відносяться пункти на незабруднених водних об'єктах (фонові ділянки).

Відповідно до встановлених критеріїв категоризації водних об'єктів та з урахуванням специфіки антропогенного навантаження, всі досліджувані річки віднесено до III категорії контролю. Незважаючи на

розташування річки Кам'янка в межах урбанізованої території Житомира та річки Стрижень в промисловій зоні Чернігова, вони класифікуються як водойми III категорії, оскільки не використовуються для господарсько-питного водопостачання та характеризуються помірним антропогенним впливом. Річка Мошунка також відноситься до III категорії, але потребує особливої уваги через наслідки військових дій, які призвели до значних трансформацій русла та прибережних територій, що вимагає додаткового моніторингу можливого забруднення важкими металами та продуктами руйнування військової техніки. Річка Парма, розташована в італійському місті Парма, також класифікується як водойм III категорії через помірний рівень антропогенного навантаження та відсутність використання для централізованого водопостачання. Така категоризація обумовлює відповідну програму моніторингу, яка враховує специфіку кожного водного об'єкта, при цьому особлива увага має приділятися контролю показників у зонах максимального антропогенного впливу та на ділянках, що зазнали військових руйнувань.

Комплексний гідрохімічний аналіз водного середовища здійснювався згідно стандартизованих методик. Визначення рН проводилось потенціометричним методом за ДСТУ 4077-2001 [148] з похибкою $\pm 0,2$ одиниці. Для аналізу вмісту завислих речовин застосовувався гравіметричний метод за КНД 211.1.4.039-95 [149] з відносною похибкою $\pm 20\%$. Концентрації біогенних елементів визначались фотометричними методами: азот амонійний - за МВВ 081/12-0106-03 (похибка $\pm 20-9\%$), нітриту - за КНД 211.1.4.023-95 [150] (похибка $\pm 0,009-2,0$), нітрати - за КНД 211.1.4.027-95 [151] (похибка $\pm 48-25\%$). Особлива увага приділялась визначенню вмісту важких металів методом атомно-емісійної спектроскопії з індуктивно зв'язаною плазмою, що дозволило встановити концентрації Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Ni, Al, Co, Pb та інших елементів з високою точністю (похибка $\pm 0,56-2,4\%$). Проби води відбиралися з використанням батометра Рутнера об'ємом 1 л на глибині 0.5 м від поверхні з наступною фіксацією концентрованою HNO_3 (ос.ч.) для визначення вмісту важких металів.

Для оцінки органічного забруднення використовувались стандартизовані методики визначення хімічного споживання кисню

(ХСК) за КНД 211.1.4.021-95 [152] та біохімічного споживання кисню (БСК5) за КНД 211.1.4.024-95 [153]. Вміст розчиненого кисню визначався за методом Вінклера згідно ДСТУ ISO 5813:2004 [154] з похибкою $\pm 25\%$. Аналіз аніонного складу включав визначення хлоридів титриметричним методом за МВВ 081/12-0004-01 [155] (похибка $\pm 10\%$) та сульфатів турбідиметричним методом за КНД 211.1.4.026-95 [156] (похибка $\pm 9\%$).

Вибір пріоритетних речовин для програм моніторингу здійснюється на основі переліку та ГДК, які визначені у національних стандартах та нормативних документах. Основні показники для оцінки стану водних артерій та методики виконання досліджень наведені у Додатку К [148–152, 156–168]

Визначення концентрацій важких металів у поверхневих водах р. Кам'янка та р. Мощунка в 2021-2023 роках проводилось у науково-дослідній лабораторії та із застосуванням стандартизованих методів дослідження (табл. 2.4) та методів статистичного аналізу. Також, було проведено критичний порівняльний аналіз власних результатів із даними інших авторів. Застосування комплексного підходу з використанням моніторингових даних, стандартизованих методів аналізу та статистичної обробки результатів дозволило здійснити об'єктивну оцінку динаміки вмісту есенціальних важких металів у поверхневих водах урбанізованих ділянок.

Таблиця 2.4

Використані методи дослідження показників важких металів у
поверхневих водах

№	Показник	Нормоване значення показника	Назва методу дослідження	Державний стандарт
1	Fe^{3+} , мг/дм ³	0,5	Фотометричний	ДСТУ ISO 6332:2003 [169]
2	Mn^{2+} , мг/дм ³	0,1	Фотометричний	ДСТУ ГОСТ 4974:2019 [170]
3	Cu^{2+} , мг/дм ³	180	Фотометричний	ДСТУ 7525:2014 [171]
4	Cr^{3+} , мг/дм ³	40	Фотометричний	ДСТУ ISO 18412:2017 [172]
5	Zn^{2+} , мг/дм ³	50	Полярграфічний	ДСТУ 7525:2014 [173]
6	Co^{2+} , мг/дм ³	100	Фотометричний (з нітрузо-R-сіллю)	ДСТУ 7525:2014 [173]

Дослідження донних відкладів проводилось згідно ДСТУ ISO 5667-12:2001 [145] з визначенням гранулометричного складу та вмісту важких

металів. Донні відклади відбиралися дночерпаком Петерсена з площею захоплення 0.025 м² з верхнього окисленого шару 0-5 см, що дозволило отримати репрезентативні зразки для подальшого аналізу. Для екстракції металів з донних відкладів застосовувалась система пробопідготовки з використанням суміші концентрованих кислот (HNO₃ + HCl) у співвідношенні 3:1. Визначення металів здійснювалось методом атомно-емісійної спектроскопії з індуктивно зв'язаною плазмою.

Біоіндикаційні дослідження базувались на вивченні видового складу та проективного покриття макрофітів за стандартними геоботанічними методиками. Польові дослідження проводились на водних об'єктах: р. Кам'янка та р. Мощунка протягом вегетаційних сезонів 2021-2023 років. Геоботанічні описи виконувались на 18 постійних пробних площах (по 9 на кожній водоймі) в літній період. Координати фіксувались GPS-навігатором Garmin GPSMAP 64sx (±3 м) та дублювались у GPSTest.

Використовувалась модифікована п'ятибальна шкала Браун-Бланке [174]: >75% - 5 балів; 50-75% - 4 бали; 25-50% - 3 бали; 5-25% - 2 бали; <5% - 1 бал. Категорії «1 бал», «+» та «г» класичної шкали були об'єднані в «1 бал».

Розміри ділянок: для водних макрофітів - 1×1 м, для прибережного високотрав'я - 2×2 м максимум, з урахуванням природних контурів фітоценозів. Первинна обробка описів виконувалась у Turboveg for Windows 2.0 [175] з включенням даних про види, проективне покриття, характеристики місцезростань та GPS-координати.

Розрахунок макрофітного індексу річок (MIR) проводився з урахуванням індикаторної значимості (L) та вагового коефіцієнта (W) кожного виду. Картографування досліджуваних ділянок здійснювалось з використанням GPS-навігації та програмного забезпечення ArcGIS для створення тематичних карт розподілу забруднюючих речовин.

Статистична обробка отриманих даних проводилась з використанням пакету програм Statistica 10.0. Для оцінки достовірності результатів застосовувались методи варіаційної статистики з розрахунком середніх значень, стандартного відхилення та коефіцієнтів варіації. Кореляційний аналіз між різними показниками здійснювався з

використанням коефіцієнта кореляції Пірсона при рівні значущості $p < 0,05$.

Для оцінки екологічного стану водних екосистем та їх потенціалу до самоочищення використовується комплексний підхід, що базується на аналізі накопичення важких металів у різних компонентах водного середовища. Згідно з методикою [176], основними показниками, які характеризують процеси накопичення поллютантів, є коефіцієнт накопичення (K_n) та коефіцієнт донної акумуляції (КДА). Коефіцієнт накопичення розраховується як відношення концентрації металів у біоті до їх вмісту у воді (формула 2.3).

$$K_n = C_{\text{гідробіонт}} / C_{\text{вода}} \quad (2.3)$$

де:

- $C_{\text{гідробіонт}}$ - концентрація важкого металу в тканинах гідробіонтів;
- $C_{\text{вода}}$ - концентрація у воді.

Тоді як коефіцієнт донної акумуляції визначається співвідношенням концентрацій металів у донних відкладах до їх вмісту у воді (формула 2.4).

$$\text{КДА} = C_{\text{дно}} / C_{\text{вода}} \quad (2.4)$$

де:

- $C_{\text{дно}}$ - концентрація у донних відкладах;
- $C_{\text{вода}}$ - концентрація у воді.

Особлива увага приділяється дослідженню донних відкладів, які формуються внаслідок седиментації завислих у воді частинок та їх подальшої взаємодії з водним середовищем. Донні відклади виступають природними акумуляторами різноманітних забруднюючих речовин, включаючи солі, що надходять з поверхневим стоком, продукти вітрової ерозії ґрунтів, важкі сполуки атмосферного походження та тверді фракції промислових і побутових стоків.

Оцінка стану водойм за цими показниками здійснюється відповідно до встановлених критеріїв (табл. 2.5), згідно з якими виділяють три рівні екологічної ситуації: відносно задовільна (КДА до 10^3 , K_n до 10^4),

надзвичайна екологічна ситуація (КДА 10^3 - 10^4 , Кн 10^4 - 10^5) та екологічна криза (КДА більше 10^4 , Кн більше 10^5).

Таблиця 2.5

Критерії оцінки ступеня токсичного забруднення поверхневих вод

Показники	Екологічна криза	Надзвичайна екологічна ситуація	Відносно задовільна ситуація
КДА	більше 10^4	10^3 - 10^4	до 10^3
Кн	більше 10^5	10^4 - 10^5	до 10^4

Джерело: адаптовано автором за даними [133]

У даному дослідженні використовувався комплексний підхід, що поєднував геоботанічний аналіз та екотоксикологічну оцінку накопичення важких металів в системі «вода-донні відклади-макрофіти». Всього було проаналізовано 108 зразків макрофітів (по 36 для кожного виду), що забезпечило статистичну достовірність отриманих результатів. Біоіндикаційні дослідження базувались на вивченні видового складу та проективного покриття макрофітів за стандартними геоботанічними методиками. Польові дослідження проводились на водних об'єктах: р. Кам'янка та р. Мощунка протягом вегетаційних сезонів 2021-2023 років. Геоботанічні описи виконувались на 18 постійних пробних площах (по 9 на кожній водоймі) в літній період. Координати фіксувались GPS-навігатором Garmin GPSMAP 64sx (± 3 м) та дублювались у GPSTest. Використовувалась модифікована п'ятибальна шкала Браун-Бланке [131]: >75% - 5 балів; 50-75% - 4 бали; 25-50% - 3 бали; 5-25% - 2 бали; <5% - 1 бал. Категорії «1 бал», «+» та «г» класичної шкали були об'єднані в «1 бал». Розміри ділянок: для водних макрофітів - 1×1 м, для прибережного високотрав'я - 2×2 м максимум, з урахуванням природних контурів фітоценозів. Первинна обробка описів виконувалась у Turboveg for Windows 2.0 [132].

Паралельно проводилась екотоксикологічна оцінка накопичення важких металів у тканинах домінуючих видів макрофітів, зокрема: очерету звичайного (*Phragmites australis*), рогозу широколистого (*Typha latifolia*) та куширу зануреного (*Ceratophyllum demersum*). Відбір зразків макрофітів здійснювався з тих самих пробних площ у вегетативній фазі

(липень-серпень), що забезпечувало максимальне накопичення важких металів у тканинах.

Аналіз вмісту важких металів (Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Ni^{2+} , Al^{3+} , Co^{2+}) у рослинних тканинах проводився методом атомно-абсорбційної спектроскопії після мінералізації зразків у суміші концентрованих кислот ($\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$). Паралельно досліджувався вміст цих металів у воді та донних відкладах з тих самих ділянок для визначення коефіцієнтів накопичення (K_n) та коефіцієнтів донної акумуляції (КДА).

Інтегральна оцінка екологічного стану водойм здійснювалася шляхом зіставлення результатів геоботанічного аналізу (розрахунок макрофітного індексу MIR) з показниками накопичення важких металів у компонентах гідроекосистеми, що дозволило виявити взаємозв'язок між структурою фітоценозів та рівнем токсичного забруднення водних об'єктів.

2.4. Методологія розробки автоматизованої системи онлайн моніторингу

Методологічною основою дослідження якості водних об'єктів та розробки онлайн-системи моніторингу став комплексний підхід із використанням сучасних інформаційних технологій та спеціалізованого програмного забезпечення. Розроблена система моніторингу водних об'єктів представляє собою пілотний проект, реалізований автором у співпраці з технологічними партнерами. В основу проекту покладено інноваційний підхід до автоматизованого збору та аналізу даних про стан водного середовища. Ключовою особливістю розробленої системи є інтеграція високоточного обладнання eXact iDip та YSI EXO2 з авторською методологією просторового розміщення точок моніторингу. Технічні характеристики використаного обладнання (довжина хвилі 525/570 нм, об'єм проби 4 мл, оптичний шлях 11 мм) були обрані на основі експериментальних досліджень як оптимальні для умов досліджуваних водойм.

Розроблена автором методологія вибору точок моніторингу враховує специфіку локальних гідрологічних умов та базується на комплексному аналізі морфометричних показників. Експериментально встановлено оптимальну відстань між точками спостереження (100 м), що забезпечує репрезентативність даних при раціональному використанні ресурсів. Інтеграція з платформою ArcGIS Hub реалізована через спеціально розроблений програмний інтерфейс, що забезпечує обробку до 1000 запитів/с з підтримкою версійності даних.

Рисунок 2.8 представляє комплексну візуалізацію та технічну характеристику фотометра eXact iDip для вимірювання якості води. Рисунок структурно розділений на три основні компоненти: зображення самого пристрою, покрокову інструкцію використання та детальні технічні специфікації у табличному форматі. Центральне місце займає фотографія синього корпусу фотометра з чітко видимим LCD-дисплеєм та функціональними кнопками, що демонструє компактність та ергономічність приладу.



Технічні характеристики

Параметр	Значення
Джерело світла	525 нм або 570 нм
Довжина оптичного шляху	11 мм
Об'єм проб	4 мл
Радіус дії Bluetooth	до 10 м
Живлення	4 батареї AAA
Ступінь захисту	IP67
Гарантія	2 роки

Вимірювані параметри якості води

Параметр	Діапазон вимірювання
Вільний хлор	0-12 мг/л
Загальний хлор	0-12 мг/л
pH	6.0-8.4
Загальна лужність	20-200 мг/л
Жорсткість	23-700 мг/л
Ціанурова кислота	3-110 мг/л
Нітрати	0.25-32 мг/л
Залізо	0-8 мг/л
Марганець	0-2.6 мг/л
Мідь	0-9 мг/л
Фториди	0.05-1.2 мг/л
Сульфати	1-270 мг/л
Солоність (як NaCl)	80-6700 мг/л
Кальцій	730-1500 мг/л
pH	5.2-9.4
Нітрати	3-100 мг/л
Фосфати	0.02-2.5 мг/л

Рис. 2.8. Загальний вигляд та характеристики фотометра eXact iDip (сформовано автором за даними [177])

Праворуч від основного зображення пристрою розташована покрокова інструкція з чотирьох етапів використання, супроводжувана відповідними ілюстраціями: вибір тесту (Select Test), заповнення комірки (Fill Cell), занурення тест-смужки (Dip Strip) та зчитування результатів (Read Results). Кожен етап візуально представлений фотографією відповідної дії, що значно полегшує розуміння процедури тестування. Особливу увагу приділено точності виконання кожного етапу, що є критичним для отримання достовірних результатів вимірювань.

У правій частині рисунка розміщені дві інформативні таблиці, що детально описують технічні характеристики та параметри якості води, які можна виміряти за допомогою пристрою. Технічні характеристики включають специфікації джерела світла (525 нм або 570 нм), довжину оптичного шляху (11 мм), об'єм проби (4 мл) та інші важливі параметри. Таблиця вимірюваних параметрів якості води демонструє широкий спектр можливостей приладу, включаючи вимірювання вмісту хлору, рН, жорсткості, різноманітних хімічних елементів та сполук. Особливої уваги заслуговують додаткові можливості пристрою, які значно розширюють його функціональність. Прилад здатний здійснювати автоматичний розрахунок комбінованих параметрів, що суттєво спрощує аналіз складних показників якості води. Інтеграція з мобільним додатком забезпечує зручне зберігання та передачу даних, що відкриває широкі можливості для подальшого аналізу та моніторингу показників. Модульність системи дозволяє розширювати функціонал через додаткові реагенти, адаптуючи прилад під конкретні потреби користувача. Важливим аспектом є відповідність міжнародним стандартам EPA, ISO та DIN, що підтверджує високу якість та надійність вимірювань.

Рисунок ефективно демонструє поєднання сучасних технологій вимірювання якості води з простотою використання, що робить прилад універсальним інструментом як для професійного, так і для побутового застосування. Комплексність представленої інформації дозволяє отримати повне уявлення про можливості та технічні характеристики фотометра eXact iDip, підкреслюючи його значимість у сфері аналізу якості води.

Особливу увагу в рамках пілотного проекту приділено забезпеченню надійності передачі даних через впровадження дворівневої системи зв'язку з шифруванням AES-256. Авторський алгоритм обробки даних на базі Python включає оригінальні методи валідації та візуалізації, що дозволяють оперативно виявляти аномалії в показниках якості води. Результати апробації системи протягом тестового періоду підтвердили її ефективність та перспективність для впровадження на інших водних об'єктах.

2.5. Методи статистичної обробки та комплексного аналізу даних

Для забезпечення комплексності дослідження та достовірності результатів використано систему взаємодоповнюючих методів аналізу даних. Базовим інструментарієм стали методи описової статистики, які включають розрахунок середніх значень, медіани, моди, дисперсії та стандартного відхилення для всіх досліджуваних показників якості води. Достовірність результатів підтверджено розрахунком довірчих інтервалів при $p \leq 0,05$.

Методологічною основою дослідження став інтегрований підхід, що поєднує SWOT-аналіз з кількісними методами статистичної обробки даних. Термін SWOT утворено першими літерами слів: (Strengths) сильні і (Weaknesses) слабкі сторони, (Opportunities) можливості і (Threats) загрози [178]. Філософію SWOT можна окреслити, як: спирайся на сильні сторони, усувай слабкості та використовуй можливості. SWOT аналіз—це якісний інструмент, що дозволяє зрозуміти, які у громади є сильні та слабкі сторони, визначити можливості, що відкриваються перед нею, та зовнішні фактори, що можуть перешкоджати досягненню цілей розвитку. До сильних та слабких сторін належать внутрішні аспекти, чинники та ресурси—такі, що перебувають у власності громад регіону, або які громади можуть контролювати. Сильні та слабкі сторони визначають сучасний стан водних ресурсів. Вивчення сильних та слабких сторін використання та збереження водних ресурсів на Житомирщині може бути корисним для розуміння екологічних, економічних та соціальних аспектів

управління водними ресурсами. Можливості та загрози—це зовнішні фактори та тенденції—такі, що можуть вплинути на розвиток громади, але не перебувають під її контролем. Наприклад, географічне розташування визначає можливості або загрози. Можливості та загрози також відображають можливі майбутні зміни, викликані даними факторами.

Так, можна виділити наступні основні етапи проведення SWOT-аналізу:

- підготовчий етап: на цьому етапі було здійснено формування групи експертів та розроблено методичні підходи до аналізу. Також були визначені основні цілі та завдання дослідження. Для проведення оцінювання була сформована група з 16 фахівців. Ці фахівці були відібрані на основі їхнього професійного досвіду та знань у сфері управління водними ресурсами, екології, гідрології та суміжних наук. Для забезпечення всебічного аналізу, експертна група включала представників різних областей знань, що дозволило врахувати різноманітні перспективи та аспекти водного господарства;

- збір інформації: експертам була надана інформація про актуальний стан водних ресурсів Житомирщини, включаючи дані про їх кількість, якість, основні проблеми та виклики;

- оцінка факторів: експертами були визначені та оцінені ключові внутрішні та зовнішні фактори, які впливають на використання та збереження водних ресурсів. Проведення експертного оцінювання взаємних впливів між внутрішніми та зовнішніми факторами використання і збереження водних ресурсів Житомирщини здійснювалось наступним чином:

- 1) спочатку необхідно зібрати оцінки від експертів щодо кожного фактору за 7-ми бальною шкалою Міллера, де 1 означає найслабший вплив, а 7 – найсильніший [179];

- 2) після збору даних, вони агрегуються, тобто, для кожного фактору обчислюються середні значення оцінок від усіх експертів та такі данні нормуються в інтервалі від 0 до 1;

- 3) на основі нормованих даних розраховуються індикатори для кожної групи факторів. Ці індикатори дозволяють визначити дієвість

внутрішніх та зовнішніх факторів використання і збереження водних ресурсів Житомирської міської ОТГ.

- аналіз та синтез: на основі отриманих оцінок експертами було проведено аналіз, що дозволив виділити найбільш вагомі фактори. Такі фактори були поділені на чотири категорії SWOT-аналізу.

Аналіз останніх досліджень і публікацій демонструють ефективність поєднання різних аналітичних підходів для покращення стратегічного планування водних ресурсів. Зокрема, робота [180] показала, що використання інтеграція кластерного аналізу та багатокритеріального прийняття рішень (MCDM) дозволяє ефективно ранжувати альтернативні стратегії управління водними ресурсами. Перейра та ін. [181] застосували комплексний підхід, що включає кореляційну матрицю, багатофакторний аналіз головних компонентів (PCA) і кластерний аналіз для інтеграції різних аспектів управління водними ресурсами, включаючи землекористування, сезонність та якість води. Фаброчіно та ін. [182] показали, що комбінація кластерного та кореляційного аналізу може бути корисною для визначення ключових факторів, що впливають на якість води в багат шарових водоносних системах. Дослідження [183] продемонструвало ефективність різних алгоритмів кластеризації (самоорганізуючі карти, К-середні, ієрархічна агломеративна кластеризація) для виявлення моделей споживання води в житлових приміщеннях, що важливо для оцінки потреби у воді та ефективного управління ресурсами. Маруяма та ін. [184] запропонували метод оцінки на основі ентропії та кластеризації потенційної доступності водних ресурсів (PWRA) для класифікації регіональних атрибутів водних ресурсів.

Поєднання SWOT-аналізу з кореляційним аналізом та кластеризацією є перспективним напрямком досліджень у сфері управління водними ресурсами. Сучасні тенденції вказують на зростаючу інтеграцію різних аналітичних методів для глибшого розуміння та ефективнішого управління водними ресурсами. Використання кластеризації в гідрології розширюється, а багатовимірні статистичні методи допомагають аналізувати складні взаємозв'язки між факторами впливу на водні ресурси. Комбінування SWOT-аналізу з кореляційним

аналізом та подальшою кластеризацією відкриває нові можливості для регіонального управління водними ресурсами, зокрема в Житомирському регіоні.

Проведення кореляційного аналізу між показниками SWOT та створення карти чутливості спрямоване на вдосконалення управлінських стратегій у Житомирському регіоні. Це передбачає визначення ключових взаємозв'язків через кореляційний аналіз, групування показників методом k-means, створення карти чутливості, визначення пріоритетних напрямків інвестування та розробку рекомендацій для покращення управління водними ресурсами. Такий підхід сприятиме ефективнішому використанню водних ресурсів, підвищенню екологічної безпеки та сталому розвитку регіону.

Після виявлення ключових факторів впливу на водокористування через SWOT-аналіз, виникла потреба детальніше дослідити їхні взаємозв'язки. Для цього застосовано кореляційний аналіз, який дозволяє перетворити якісні оцінки факторів у кількісні характеристики та виявити статистично значущі зв'язки. Аналіз проведено за допомогою віджету Correlation в інструменті Orange (рис. 2.8), який обрано через його здатність обробляти великі масиви даних та візуалізувати результати.

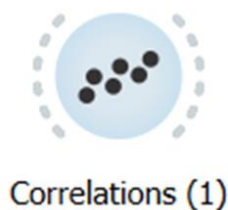
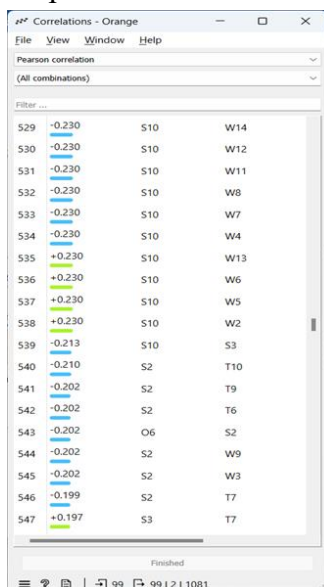


Рис. 2.8. Віджет Correlation та приклад розрахунку кореляції

Розраховано коефіцієнти кореляції Пірсона для 460 пар показників SWOT-аналізу. Це дозволило не лише підтвердити деякі інтуїтивно зрозумілі зв'язки між факторами, але й виявити неочевидні взаємозалежності, які можуть мати суттєвий вплив на стратегічне планування водокористування в регіоні.

Коефіцієнт кореляції Пірсона (r) розраховується за формулою:

$$r = \Sigma((x - \bar{x})(y - \bar{y})) / \sqrt{(\Sigma(x - \bar{x})^2 \times \Sigma(y - \bar{y})^2)} \quad (2.5)$$

де: x, y - значення двох змінних

$\bar{x}, \bar{y}$ - середні значення змінних

Σ - сума всіх значень

$\sqrt{}$ - квадратний корінь

Кореляційний аналіз надав цінну інформацію про парні взаємозв'язки між факторами SWOT-аналізу, проте для отримання більш цілісної картини та виявлення комплексних патернів у даних було вирішено застосувати додатковий метод аналізу. Логічним продовженням дослідження стало використання кластерного аналізу, який дозволяє групувати фактори на основі їх подібності та взаємозв'язків.

Для проведення кластеризації було обрано алгоритм k-means, який є ефективним методом для роботи з багатовимірними даними. Цей алгоритм дозволяє автоматично виявляти групи (кластери) факторів, які мають схожі характеристики або патерни взаємодії. Оскільки аналіз даних проводився на багатокритеріальних даних то встало питання об'єднання рядків для подальшого аналізу. Об'єднання було зроблено за допомогою алгоритму k-середніх у 47 вибраних кластерів. Використання алгоритму k-means обґрунтовано його ефективністю для роботи з багатовимірними даними та здатністю виявляти природні групування факторів. Візуалізація результатів здійснювалась за допомогою теплових карт та ситових діаграм, що дозволило наочно представити складні взаємозв'язки між компонентами системи. Побудова дендрограм забезпечила ієрархічне представлення кластерної структури даних.

Для оцінки ефективності факторів розраховано спеціальні індикатори: індикатор послаблення загроз та індикатор підсилення можливостей для сильних сторін; індикатор послаблення можливостей та індикатор підсилення загроз для слабких сторін; індикатор чутливості до впливу сильних/слабких сторін та індикатор сталості до впливу слабких/сильних сторін для можливостей і загроз відповідно. Розрахунок здійснювався на основі матриць впливів з подальшою нормалізацією значень. Такий комплексний підхід дозволив не лише визначити ключові фактори впливу на водні ресурси регіону, але й кількісно оцінити силу та характер їх взаємодії в системі водокористування.

Застосування комплексної методики, що включає SWOT-аналіз, кореляційний та кластерний аналіз, дозволило отримати всебічне розуміння ситуації з водокористуванням у Житомирському регіоні.

2.6. Методологія розробки системи інтегрованого управління водними ресурсами

На основі проведеного багатфакторного аналізу стану водогосподарської системи регіону та виявлених взаємозв'язків між екологічними, соціальними та економічними факторами, важливим елементом впровадження інтегрованого управління водними ресурсами є використання сучасних геоінформаційних технологій. Особливо актуальним є питання інтеграції даних про водоохоронні зони у міські кадастри, оскільки це дозволяє забезпечити просторову компоненту управління та моніторингу водних об'єктів.

На основі проведеного аналізу досліджень у сфері застосування геоінформаційних інструментів для інтеграції водоохоронних зон у міські кадастри виявлено декілька ключових аспектів, які залишаються недостатньо дослідженими. Насамперед, відсутня комплексна систематизація існуючих підходів до такої інтеграції, що суттєво ускладнює вибір оптимальних рішень для конкретних територіальних громад. Хоча в роботах [185, 186] розглянуто окремі технічні аспекти впровадження геоінформаційних систем, але відсутній порівняльний аналіз ефективності різних підходів.

Також залишається невирішеним питання механізмів координації та узгодження даних між різними джерелами інформації про водоохоронні зони, включаючи містобудівну документацію, землевпорядну документацію та екологічні дані, при їх інтеграції в єдину геоінформаційну систему міського кадастру. Особливо гостро ця проблема проявляється при аналізі практичних результатів застосування геоінформаційних інструментів у міських кадастрах України, де спостерігається значна фрагментарність даних та неузгодженість підходів до їх представлення.

Важливим невирішеним аспектом залишається відсутність чітко визначених підходів до уніфікації даних про водоохоронні зони в геоінформаційних системах міських кадастрів відповідно до міжнародних стандартів. Зокрема, потребують детального дослідження механізми інтеграції даних з різних джерел, формати представлення просторової інформації про обмеження землекористування та способи забезпечення сумісності даних з європейськими геоінформаційними системами.

Крім того, недостатньо вивченим залишається взаємозв'язок між рівнем інтеграції водоохоронних зон у міські кадастри та ефективністю управління водними ресурсами, а також впливом на екологічну стійкість міських територій. Вирішення цих питань має критичне значення для забезпечення ефективного впровадження геоінформаційних інструментів у практику управління водоохоронними зонами українських міст та досягнення сталого розвитку міських територій.

Для досягнення мети дослідження спершу проведено систематизацію існуючих підходів до інтеграції водоохоронних зон у міські земельні кадастри. На сучасному етапі розвитку геоінформаційних технологій сформувалось декілька основних підходів, які різняться за функціональним призначенням, технічними характеристиками та ефективністю впровадження (табл. 2.6). ГІС-моніторинг у реальному часі [187] забезпечує оперативний збір та обробку даних через IoT-датчики, що дозволяє швидко реагувати на зміни, проте потребує значних інвестицій в інфраструктуру. Партисипативні геоінформаційні системи [188] базуються на залученні громади до картографування, що підвищує якість локальних даних, але вимагає значного часу на впровадження.

Хмарні рішення [189] забезпечують доступність та масштабованість системи, хоча мають обмеження щодо безпеки даних. Прогностичне моделювання [185] дозволяє аналізувати сценарії розвитку територій, а інтегрована система кадастру [190] забезпечує комплексний підхід до управління даними.

Таблиця 2.6

Порівняльний аналіз підходів до інтеграції водоохоронних зон у геоінформаційні системи земельного кадастру

Підхід	Основні характеристики	Кількісні показники ефективності	Обмеження
ГІС-моніторинг у реальному часі [187]	- використання датчиків IoT; - збір даних у режимі реального часу; - постійний моніторинг якості води	- частота оновлення: 15 хв; - точність меж: ± 0.5 м; - надійність: 99.9%	- висока вартість впровадження; - потреба в технічній інфраструктурі
Партисипативні ГІС [188]	- залучення громади; - використання локальних знань; - спільне картографування	- активних користувачів: >1000; - точність даних: 85%; - верифікація: 24 год	- потребує значного часу; - можливі конфлікти інтересів
Хмарні ГІС-рішення [189]	- зберігання даних у хмарі; - спільний доступ до даних; - інтеграція різних джерел	- доступність: 99.95%; - час обробки: <2 сек; - обсяг даних: до 10 Tb	- залежність від інтернету; - питання безпеки даних
Прогностичне моделювання [185]	- аналіз сценаріїв розвитку; - оцінка ризиків; - моделювання впливів	- точність: 87%; - горизонт: 5 років; - факторів: >20	- складність верифікації моделей; - потреба у великих наборах даних
Інтегрована система кадастру [190]	- поєднання різних типів даних; - стандартизація форматів; - єдина база даних	- підтримка форматів: 15+; - повнота даних: 95%; - інтеграція: <1 доба	- складність впровадження; - висока вартість розробки
Мультиспектральний аналіз [191]	- використання даних ДЗЗ; - аналіз різних спектрів; - моніторинг змін	- роздільна здатність: 0.5-10 м; - кількість спектральних каналів: 4-8; - періодичність оновлення: 16 днів	- залежність від погодних умов; - висока вартість даних

Джерело: розроблено авторами за працями [1, 12, 13, 14, 15].

Мультиспектральний аналіз [191] надає можливість точного моніторингу великих територій, але залежить від погодних умов та потребує значних фінансових ресурсів. Аналіз цих підходів показує, що найбільш ефективним є застосування комплексного підходу, який поєднує елементи всіх напрямів, забезпечуючи як технологічну досконалість, так і практичну застосовність системи.

Отже, на основі проведеного аналізу запропоновано комплексний підход, який інтегрує найбільш ефективні елементи розглянутих технологій для ефективного відображення водоохоронних зон у міських кадастрах. Ключовими елементами такої інтеграції є поєднання даних дистанційного зондування, результатів геодезичних вимірювань та матеріалів містобудівної документації в єдиній геоінформаційній системі. При цьому особлива увага приділяється забезпеченню узгодженості просторових даних через застосування єдиної системи координат та уніфікованих форматів даних, що дозволяє мінімізувати похибки при визначенні меж водоохоронних зон.

Важливим елементом запропонованого комплексного підходу є розроблена система забезпечення якості просторових даних, яка реалізується відповідно до вимог Закону України «Про топографо-геодезичну і картографічну діяльність» [192] та Порядку ведення Державного земельного кадастру [193]. Система базується на багаторівневому контролі, що починається з польового етапу робіт, де згідно з вимогами ДБН В.1.3-2:2010 «Геодезичні роботи у будівництві» [194] здійснюється калібрування та перевірка геодезичного обладнання, виконуються контрольні вимірювання.

На етапі камеральної обробки забезпечується топологічна узгодженість даних відповідно до ДСТУ 8774:2018 «Географічна інформація. Правила моделювання геопросторових даних» [195] та вимог Порядку загальнодержавного топографічного і тематичного картографування [196]. Особлива увага приділяється контролю геометричних характеристик об'єктів згідно з вимогами Порядку ведення Державного земельного кадастру [196]. Верифікація результатів здійснюється шляхом порівняльного аналізу отриманих даних з матеріалами Державного фонду топографо-геодезичних даних та

перевірки їх відповідності вимогам Водного кодексу України щодо встановлення меж водоохоронних зон.

Для реалізації системи контролю якості використовуються геоінформаційні системи QGIS та ArcGIS, які забезпечують інструментарій для перевірки та підтримки якості геопросторових даних згідно з принципами, визначеними у ISO 19157:2013 Geographic information – Data quality [197]. Обробка даних здійснюється згідно з вимогами Закону України «Про національну інфраструктуру геопросторових даних» [198]. Такий підхід забезпечує формування єдиного інформаційного середовища для управління якістю просторових даних про водоохоронні зони відповідно до сучасних стандартів геопросторових даних.

Інтеграція водоохоронних зон у геоінформаційні системи земельного кадастру має базуватися на чітких нормативно-правових засадах. В Україні порядок встановлення та використання водоохоронних зон регулюється Водним кодексом України [199], Земельним кодексом України [200], Законами України «Про землеустрій» [201] та «Про регулювання містобудівної діяльності» [202], а також Порядком визначення розмірів і меж водоохоронних зон та режимом ведення господарської діяльності в них [203]. Ці нормативно-правові акти визначають:

- цільове призначення водоохоронних зон (створення сприятливого режиму водних об'єктів, попередження забруднення, збереження екосистем);
- структурні елементи (заплава річки, перша надзаплавна тераса, бровки і круті схили берегів, прилеглі балки та яри);
- принципи встановлення меж (внутрішня - мінімальний рівень води, зовнішня - з урахуванням природних та антропогенних факторів);
- режим господарської діяльності (обмеження щодо використання пестицидів, розміщення об'єктів, скидання стічних вод).

Відповідно до статті 110 Земельного кодексу України [200] та статті 32 Закону України «Про Державний земельний кадастр» [204], відомості про межі водоохоронних зон вносяться до Державного земельного

кадастру як обмеження у використанні земель. Це створює правову основу для їх відображення у геоінформаційних системах.

Методологічна основа дослідження системи інтегрованого управління водними ресурсами територіальної громади формувалася з урахуванням комплексності та багатоаспектності об'єкта дослідження. Вибір методичного інструментарію обумовлений необхідністю забезпечення системного підходу до аналізу всіх компонентів управління водними ресурсами, починаючи від стратегічного планування і закінчуючи оперативним контролем впровадження розроблених рішень. Основоположним фактором при виборі методик стала їх відповідність принципам ОЕСР з водного врядування [205], що забезпечує узгодженість дослідження з міжнародними підходами до управління водними ресурсами.

Формування методологічного апарату дослідження здійснювалося на основі поетапного аналізу завдань та специфіки об'єкта дослідження. Визначальним критерієм стала необхідність забезпечення комплексного охоплення всіх аспектів управління водними ресурсами - від аналізу поточного стану до розробки конкретних механізмів впровадження запропонованих рішень. Саме тому було обрано комбінацію взаємодоповнюючих методик, кожна з яких відповідає за певний аспект дослідження: системний підхід забезпечує цілісність бачення проблеми, SMART-методика структурує процес цілепокладання, матричний метод систематизує аналіз взаємозв'язків, індикативний метод формує основу для моніторингу, метод дорожньої карти планує впровадження, а методика багатокритеріального аналізу оцінює ефективність рішень. Практична спрямованість дослідження зумовила необхідність включення методик, що забезпечують не лише теоретичне осмислення проблеми, але й створюють інструментарій для практичного впровадження розроблених рішень. Відповідність обраних методик міжнародним стандартам та принципам сталого розвитку забезпечує можливість їх ефективного застосування в умовах євроінтеграційних процесів та необхідності адаптації системи управління водними ресурсами до вимог Європейського Союзу.

Системний підхід як методологічна основа дослідження інтегрованого управління водними ресурсами дозволяє розглянути об'єкт дослідження як цілісну систему взаємопов'язаних елементів. Ключовою особливістю застосування системного підходу в даному дослідженні є виділення ієрархічної структури системи управління, що включає стратегічний, тактичний та оперативний рівні. Відповідно до розробленої системи вимог (табл. 2.7), на стратегічному рівні здійснюється аналіз взаємозв'язків між різними документами планування розвитку громади, включаючи стратегічні документи.

Це дозволяє забезпечити узгодженість цілей та заходів у сфері управління водними ресурсами з загальним баченням розвитку території. На тактичному рівні системний підхід реалізується через встановлення взаємозв'язків між різними компонентами системи управління: організаційними, технічними, фінансовими, кадровими та комунікаційними.

Особлива увага приділяється аналізу взаємного впливу цих компонентів та їх синергетичного ефекту. На оперативному рівні системний підхід проявляється у формуванні комплексної системи моніторингу та контролю, що охоплює всі аспекти функціонування системи управління водними ресурсами. Важливим елементом застосування системного підходу є врахування зовнішніх факторів впливу на систему, включаючи кліматичні зміни, економічні умови, законодавчі вимоги та соціальні аспекти. Це дозволяє забезпечити адаптивність системи управління та її здатність ефективно реагувати на зміни зовнішнього середовища. Перевагами застосування системного підходу в даному дослідженні є можливість цілісного бачення проблеми управління водними ресурсами, врахування всіх суттєвих взаємозв'язків між елементами системи, забезпечення комплексності та послідовності впроваджуваних заходів. Системний підхід також дозволяє ідентифікувати потенційні проблеми та ризики на різних рівнях системи управління та розробити ефективні механізми їх попередження та усунення.

Таблиця 2.7

Структурно-ієрархічна система вимог до застосування системного підходу в методології інтегрованого управління водними ресурсами територіальної громади

Рівень	Вимоги	Критерії відповідності	Очікуваний результат
Стратегічний	1. Узгодженість з документами планування розвитку території 2. Відповідність нормативно-правовій базі 3. Врахування довгострокових цілей розвитку 4. Інтеграція екологічних, соціальних та економічних аспектів	1. Наявність чітких зв'язків між стратегічними документами 2. Відсутність протиріч у цілях та завданнях 3. Врахування всіх аспектів сталого розвитку 4. Чітка часова перспектива планування	1. Цілісна система стратегічного планування 2. Узгоджена система цілей та завдань 3. Комплексний підхід до розвитку території
Тактичний	1. Взаємозв'язок між компонентами системи управління 2. Чіткий розподіл функцій та відповідальності 3. Наявність механізмів координації 4. Забезпечення ресурсами	1. Наявність організаційної структури 2. Чіткі процедури взаємодії 3. Визначені джерела ресурсів 4. Механізми контролю	1. Ефективна система управління 2. Оптимальне використання ресурсів 3. Скоординована робота всіх підрозділів
Оперативний	1. Система моніторингу та контролю 2. Механізми оперативного реагування 3. Процедури звітності 4. Інструменти коригування	1. Наявність індикаторів ефективності 2. Регулярність контролю 3. Своєчасність звітування 4. Механізми зворотного зв'язку	1. Ефективний контроль виконання 2. Своєчасне виявлення проблем 3. Оперативне реагування на зміни
Зовнішній	1. Врахування впливу зовнішніх факторів 2. Адаптивність до змін 3. Взаємодія із стейкхолдерами 4. Відповідність міжнародним стандартам	1. Наявність механізмів адаптації 2. Гнучкість системи управління 3. Канали комунікації 4. Відповідність вимогам ЄС	1. Стійкість системи до зовнішніх впливів 2. Ефективна адаптація до змін 3. Конструктивна взаємодія з партнерами

Джерело: розроблено автором на основі аналізу методологічних підходів до управління водними ресурсами

Крім того, застосування системного підходу створює методологічну основу для подальшого розвитку та вдосконалення системи управління водними ресурсами територіальної громади відповідно до нових викликів та потреб.

Варто відзначити, що системний підхід у дослідженні реалізується через застосування комплексу взаємопов'язаних методів аналізу та синтезу, включаючи структурний аналіз, функціональний аналіз, причинно-наслідковий аналіз та інші методи системних досліджень. Це забезпечує науково обґрунтовану базу для розробки практичних рекомендацій щодо вдосконалення системи управління водними ресурсами територіальної громади.

Розглянемо SMART-методику, яка була застосована для формулювання цілей та завдань у дослідженні інтегрованого управління водними ресурсами територіальної громади. SMART-методика є одним із ключових інструментів стратегічного планування та використовується для забезпечення чіткості, вимірюваності та досяжності поставлених цілей. В контексті дослідження управління водними ресурсами, ця методика дозволила структурувати процес цілепокладання та забезпечити конкретність і вимірюваність результатів. Аналіз застосування даної методики в розділах 6.3-6.6 показує, що кожен компонент SMART (Specific, Measurable, Achievable, Relevant, Time-bound) був інтегрований у процес формулювання стратегічних цілей та операційних завдань.

Специфічність (Specific) в дослідженні реалізована через чітке визначення конкретних напрямків діяльності та очікуваних результатів. Наприклад, замість загального формулювання «покращити якість води», використовуються конкретні цілі, такі як «зменшити втрати води у мережах водопостачання до 30% до 2030 року». Це дозволяє уникнути двозначності та забезпечує чітке розуміння очікуваних результатів всіма учасниками процесу.

Вимірюваність (Measurable) забезпечується через розробку системи кількісних та якісних індикаторів для кожної цілі та завдання. В дослідженні це реалізовано через встановлення конкретних цільових показників, таких як «частка очищених зливових стоків», «рівень забезпеченості централізованим водовідведенням», «частка водних об'єктів з визначеними межами водоохоронних зон». Для кожного показника визначені базові та цільові значення, що дозволяє відстежувати прогрес у досягненні цілей.

Досяжність (Achievable) цілей обґрунтована через аналіз наявних ресурсів, технічних можливостей та успішних практик інших громад. При встановленні цільових показників враховувались реальні можливості громади, наявність фінансування, технологічні обмеження та часові рамки. Важливим аспектом є врахування поетапності досягнення цілей з проміжними контрольними точками, що підвищує реалістичність їх досягнення.

Релевантність (Relevant) забезпечується через узгодження цілей з загальною стратегією розвитку громади, національними пріоритетами та міжнародними зобов'язаннями України. Всі цілі та завдання корелюють з Цілями сталого розвитку ООН, вимогами Водної рамкової директиви ЄС та іншими стратегічними документами, що забезпечує їх актуальність та значимість.

Обмеженість у часі (Time-bound) реалізується через встановлення чітких часових рамок для досягнення кожної цілі. В дослідженні використано довгострокове планування до 2050 року з проміжними етапами на 2030 та 2040 роки, що дозволяє структурувати процес досягнення цілей та забезпечити контроль за їх виконанням.

Застосування SMART-методики в дослідженні дозволило створити логічну та структуровану систему цілей та завдань, що є основою для ефективного управління водними ресурсами територіальної громади. Ця методика забезпечує не лише чіткість планування, але й створює основу для подальшого моніторингу та оцінки ефективності впроваджуваних заходів.

Матричний метод в контексті дослідження управління водними ресурсами представляє собою комплексний інструмент аналізу та структурування інформації, що дозволяє систематизувати дані за кількома параметрами одночасно. В розділах 6.3-6.6 цей метод застосовано для вирішення декількох ключових завдань.

По-перше, для оцінки ризиків метод дозволив створити двовимірну матрицю, де по одній осі розміщуються типи ризиків (фінансові, технічні, екологічні, соціальні тощо), а по іншій - їх характеристики (ймовірність, вплив, заходи з мінімізації). Така структура забезпечує комплексне бачення всіх потенційних загроз та можливостей їх попередження.

Особливістю застосування матричного методу для оцінки ризиків є можливість визначення взаємозв'язків між різними типами ризиків та їх кумулятивного впливу на систему управління водними ресурсами.

По-друге, метод використано для порівняльного аналізу різних підходів до управління водними ресурсами. Матрична структура дозволила співставити такі характеристики підходів як ефективність, вартість впровадження, технічна складність, соціальна прийнятність тощо. Це створило основу для обґрунтованого вибору найбільш оптимальних рішень для конкретної територіальної громади.

По-третє, структурування заходів через матричний метод забезпечило чітку візуалізацію взаємозв'язків між різними компонентами системи управління. В матриці відображені як вертикальні зв'язки (ієрархія заходів), так і горизонтальні (взаємодія між різними напрямками діяльності).

Метод було застосовано для оцінки відповідності заходів стратегічним цілям, аналізу ресурсного забезпечення, визначення пріоритетності впровадження, оцінки впливу на різні аспекти функціонування водного господарства, аналізу взаємодії між стейкхолдерами, моніторингу виконання заходів та оцінки ефективності впровадження. Застосування матричного методу в дослідженні має низку переваг: можливість комплексного аналізу складних систем, наочність представлення інформації, зручність для порівняльного аналізу, можливість виявлення прихованих взаємозв'язків, гнучкість у використанні, простота сприйняття результатів та зручність для подальшого моніторингу. Методологічно застосування матричного методу базується на принципах системного аналізу та включає такі етапи: визначення параметрів для аналізу, структурування інформації, заповнення матриці даними, аналіз взаємозв'язків, формулювання висновків та розробка рекомендацій.

Таким чином, матричний метод став ефективним інструментом для структурування та аналізу інформації в дослідженні системи управління водними ресурсами територіальної громади.

Індикативний метод в контексті дослідження системи управління водними ресурсами територіальної громади виступає ключовим

інструментом для кількісної та якісної оцінки ефективності впроваджуваних заходів. Методологічна цінність даного підходу полягає в можливості трансформації складних управлінських процесів у систему вимірюваних показників, що створює основу для об'єктивної оцінки досягнутих результатів та коригування управлінських рішень.

Фундаментальною особливістю застосування індикативного методу в дослідженні стала розробка багаторівневої системи показників, яка охоплює різні аспекти управління водними ресурсами. На стратегічному рівні розроблено індикатори відповідності цілям сталого розвитку та вимогам Водної рамкової директиви ЄС, включаючи показники екологічного стану водних об'єктів, ефективності водокористування та якості водних ресурсів. Тактичний рівень представлений індикаторами ефективності конкретних заходів та проєктів, такими як зменшення втрат води у мережах, підвищення якості очистки стічних вод, розширення мереж водопостачання та водовідведення. Оперативний рівень включає показники поточної діяльності, що дозволяють оцінювати прогрес у досягненні запланованих результатів на щоденній основі.

Важливим аспектом застосування індикативного методу стало визначення цільових значень показників на різні часові горизонти - 2030, 2040 та 2050 роки. Це дозволило створити чітку траєкторію розвитку системи управління водними ресурсами з проміжними контрольними точками. При встановленні цільових значень враховувались як міжнародні стандарти та кращі практики, так і реальні можливості територіальної громади, що забезпечує баланс між амбітністю цілей та їх досяжністю.

Особливу увагу приділено формуванню системи моніторингу прогресу, яка включає чіткі процедури збору даних, методики розрахунку показників та механізми верифікації результатів. Розроблено алгоритми агрегації даних з різних джерел, включаючи відомчу статистику, результати інструментальних вимірювань та дані дистанційного зондування. Це забезпечує комплексність та достовірність оцінки досягнутих результатів.

Практична цінність індикативного методу підтверджується його застосуванням для оцінки ефективності впровадження розроблених

рішень у Житомирській міській територіальній громаді. Розроблена система індикаторів дозволила не лише оцінити поточний стан системи управління водними ресурсами, але й визначити ключові напрямки її вдосконалення, забезпечуючи науково обґрунтовану базу для прийняття управлінських рішень.

Системний аналіз використано для комплексного дослідження проблем управління водними ресурсами з урахуванням екологічних, соціальних та економічних аспектів, що дозволило розглянути систему управління водними ресурсами як сукупність взаємопов'язаних елементів. SWOT-аналіз застосовано для визначення сильних і слабких сторін, можливостей і загроз у сфері управління водними ресурсами Житомирської міської територіальної громади. На основі методики SMART сформульовано стратегічні цілі та завдання управління водними ресурсами, що забезпечило їхню конкретність, вимірюваність, досяжність, релевантність та обмеженість у часі.

Для дослідження динаміки показників водоспоживання, водовідведення та якості води за 2020-2023 роки використано аналіз часових рядів. Важливим методологічним інструментом стали методи нормалізації даних, які дозволили привести різномірні показники до єдиної шкали вимірювання, що є необхідною умовою для розрахунку інтегрального показника. В дослідженні застосовано дві формули нормалізації: для індикаторів, де більше значення є кращим (2.6) та для індикаторів, де менше значення є кращим (2.7):

$$N_1 = (X - X_{(\min)}) / (X_{(\max)} - X_{(\min)}) \quad (2.6),$$

$$N_1 = (X_{(\max)} - X) / (X_{(\max)} - X_{(\min)}) \quad (2.7),$$

де: X - фактичне значення індикатора,

$X_{(\min)}$ та $X_{(\max)}$ - мінімальне та максимальне можливі значення.

Центральне місце в методиці дослідження займає метод інтегрального оцінювання, використаний для розрахунку комплексного показника ефективності управління водними ресурсами. Цей показник обчислюється на основі нормалізованих значень екологічних, соціальних

та економічних індикаторів з урахуванням їх вагових коефіцієнтів за формулою:

$$I = \alpha_1 E + \alpha_2 C + \alpha_3 K \quad (2.8),$$

де: I - інтегральний показник ефективності,

$\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3$ - вагові коефіцієнти (сума яких дорівнює 1),

E - екологічна складова,

C - соціальна складова,

K - економічна складова.

Значення кожної складової розраховано як середнє арифметичне нормалізованих значень відповідних індикаторів:

$$E = \frac{N_{1E} + N_{2E} + N_{3E} + N_{4E}}{4} \quad (2.9)$$

$$C = \frac{N_{1C} + N_{2C} + N_{3C}}{3} \quad (2.10)$$

$$K = \frac{N_{1K} + N_{2K}}{2} \quad (2.11)$$

Кожна складова (E, C, K) розраховується на основі нормованих значень відповідних показників. Нормування здійснюється для приведення різних показників до єдиної шкали оцінювання. Такий підхід дозволяє: агрегувати різнорідні показники в єдину оцінку, враховувати відносну важливість різних аспектів управління, відстежувати загальну динаміку змін, порівнювати ефективність управління в різних громадах, обґрунтовувати пріоритетність заходів. Вагові коефіцієнти $\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3$ визначено експертним методом на основі опитування фахівців у сфері управління водними ресурсами.

Для зіставлення показників ефективності управління водними ресурсами з цільовими значеннями та міжнародними стандартами застосовано метод порівняльного аналізу. Картографічний метод використано для просторового аналізу розташування водних об'єктів, водоохоронних зон, інфраструктури водопостачання та водовідведення Житомирської громади.

Дослідження проводилось у чотири послідовні етапи. На першому етапі здійснено збір та систематизацію даних щодо стану водних ресурсів та системи управління ними в Житомирській міській територіальній громаді, проаналізовано стратегічні документи, статистичні дані та результати моніторингу, що дозволило визначити базовий рівень показників. Другий етап був присвячений формуванню системи індикаторів для оцінки ефективності управління водними ресурсами. На основі аналізу наукової літератури, міжнародного досвіду та специфіки досліджуваної території відібрано 9 ключових індикаторів, згрупованих за екологічними, соціальними та економічними аспектами. На третьому етапі проведено розрахунок інтегрального показника ефективності управління водними ресурсами за розробленою методикою: здійснено нормалізацію індикаторів, визначено вагові коефіцієнти та обчислено значення інтегрального показника для Житомирської міської територіальної громади. Заключний, четвертий етап, включав аналіз отриманих результатів та формування рекомендацій щодо вдосконалення системи управління водними ресурсами громади. На основі розрахованого інтегрального показника та аналізу його складових визначено критичні точки та пріоритетні напрями вдосконалення.

В процесі дослідження виявлено певні обмеження, які впливають на точність та повноту оцінки: неповнота даних щодо окремих показників, зокрема щодо екологічного стану всіх водних об'єктів громади; відсутність усталеної методики оцінки ефективності управління водними ресурсами на рівні територіальних громад в Україні, що ускладнює порівняльний аналіз з іншими громадами; суб'єктивність при визначенні вагових коефіцієнтів, яка частково компенсується застосуванням експертних методів; неможливість врахування всіх факторів, що впливають на ефективність управління водними ресурсами, зокрема таких як зміна клімату та наслідки військових дій. Незважаючи на зазначені обмеження, застосована методика дозволяє отримати комплексну оцінку ефективності управління водними ресурсами на рівні територіальної громади та визначити основні напрями її вдосконалення.

Метод дорожньої карти в дослідженні системи управління водними ресурсами територіальної громади представляє собою інструмент

стратегічного планування, що забезпечує візуалізацію та структурування процесу впровадження розроблених рішень у часовій перспективі. Методологічна цінність цього підходу полягає в можливості представлення складного процесу трансформації системи управління водними ресурсами у вигляді послідовності взаємопов'язаних етапів з чітким визначенням цілей, завдань, ресурсів та очікуваних результатів.

Фундаментальною особливістю застосування методу дорожньої карти в даному дослідженні стала розробка чотирирівневої структури впровадження, що охоплює період до 2050 року. Підготовчий етап (2025-2027) зосереджений на формуванні нормативно-правової та організаційної бази управління, включаючи розробку програми інтегрованого управління та охорони водних ресурсів. Етап впровадження (2026-2030) характеризується початком активних практичних дій з модернізації інфраструктури та відновлення водних об'єктів. Етап розвитку (2030-2040) фокусується на впровадженні інноваційних технологій та екологічному відновленні водних об'єктів. Етап сталого розвитку (2040-2050) спрямований на досягнення європейських стандартів якості води та повного охоплення населення послугами водопостачання та водовідведення.

Принципово важливим аспектом застосування методу стало визначення для кожного етапу необхідних ресурсів, включаючи фінансові, технічні, кадрові та організаційні. Розроблено механізми координації між різними учасниками процесу впровадження, включаючи органи місцевого самоврядування, комунальні підприємства, бізнес-структури та громадські організації. Особлива увага приділена формуванню системи моніторингу досягнення запланованих результатів, що включає як кількісні, так і якісні індикатори.

Практична цінність методу дорожньої карти підтверджується його використанням для планування конкретних заходів з модернізації системи управління водними ресурсами в Житомирській міській територіальній громаді. Розроблена дорожня карта не лише визначає послідовність дій, але й створює основу для координації зусиль різних стейкхолдерів, оптимізації використання ресурсів та забезпечення сталості досягнутих результатів.

У методологічному аспекті застосування дорожньої карти базується на принципах стратегічного планування, проектного менеджменту та системного аналізу. Це забезпечує комплексний підхід до планування процесу впровадження, враховуючи як технічні, так і соціально-економічні аспекти трансформації системи управління водними ресурсами. Особливу увагу приділено забезпеченню гнучкості планування, що дозволяє адаптувати стратегію впровадження відповідно до змін у зовнішньому середовищі та нових викликів.

Методика багатокритеріального аналізу в дослідженні системи управління водними ресурсами територіальної громади представляє собою комплексний інструмент оцінки та прийняття рішень, що дозволяє враховувати множину різнорідних факторів та їх взаємний вплив. Методологічна значущість цього підходу полягає в можливості об'єктивної оцінки альтернативних варіантів рішень з урахуванням різних, часто суперечливих критеріїв, що особливо важливо в контексті інтегрованого управління водними ресурсами.

Фундаментальною особливістю застосування багатокритеріального аналізу в дослідженні стала розробка системи критеріїв оцінки, що охоплює три ключові аспекти: пріоритетність заходів, складність впровадження та ефективність рішень. При оцінці пріоритетності враховуються такі фактори як вплив на досягнення стратегічних цілей, терміновість впровадження, масштаб очікуваного ефекту та взаємозалежність з іншими заходами. Оцінка складності впровадження включає аналіз необхідних фінансових та матеріальних ресурсів, потребу в кваліфікованих кадрах, складність організаційних змін та технологічну готовність. Ефективність рішень оцінюється через співвідношення очікуваних результатів та необхідних витрат, стійкість досягнутих результатів та потенціал для масштабування успішних практик.

Принципово важливим аспектом застосування методики стало використання кількісних та якісних показників оцінки, що дозволяє врахувати як вимірювані параметри (такі як вартість впровадження, терміни реалізації, технічні характеристики), так і якісні аспекти (соціальна прийнятність, екологічна стійкість, інституційна спроможність). Розроблено систему вагових коефіцієнтів для різних

критеріїв, що відображає їх відносну важливість у контексті досягнення стратегічних цілей управління водними ресурсами.

В методологічному аспекті застосування багатокритеріального аналізу базується на поєднанні методів експертної оцінки, аналітичної ієрархії та математичного моделювання. Це забезпечує комплексний підхід до оцінки альтернатив та прийняття обґрунтованих управлінських рішень. Особлива увага приділяється забезпеченню об'єктивності оцінки через залучення різних груп експертів та використання формалізованих процедур агрегації експертних оцінок.

Практична цінність методики багатокритеріального аналізу підтверджується її використанням для оцінки та вибору оптимальних рішень щодо модернізації системи управління водними ресурсами в Житомирській міській територіальній громаді. Розроблені критерії та процедури оцінки створюють науково обґрунтовану базу для прийняття стратегічних рішень та оптимізації використання наявних ресурсів.

Запропонований методологічний апарат дослідження представляє собою цілісну систему взаємопов'язаних методів та підходів, що забезпечують комплексне вирішення завдань інтегрованого управління водними ресурсами на рівні територіальної громади. Ключовою особливістю розробленої методології є її відповідність принципам ОЕСР з водного врядування, що створює основу для впровадження кращих міжнародних практик управління водними ресурсами на місцевому рівні.

Синергетичний ефект від поєднання різних методологічних підходів проявляється у можливості всебічного аналізу та обґрунтування управлінських рішень. Системний підхід забезпечує цілісність бачення проблеми та взаємозв'язків між різними компонентами системи управління. SMART-методика структурує процес цілепокладання та забезпечує вимірюваність результатів. Матричний метод створює основу для систематизації та аналізу взаємозв'язків між різними аспектами управління. Індикативний метод формує базу для моніторингу та оцінки ефективності впроваджуваних рішень. Метод дорожньої карти забезпечує чітке планування процесу впровадження з визначенням необхідних ресурсів та механізмів координації. Табличний метод структурує представлення інформації та полегшує прийняття управлінських рішень.

Методика багатокритеріального аналізу дозволяє обґрунтовано обирати оптимальні рішення з урахуванням множини факторів.

Особливу цінність розробленого методологічного апарату становить його практична спрямованість та адаптованість до реальних умов функціонування територіальних громад в Україні. Апробація методології на прикладі Житомирської міської територіальної громади підтвердила її ефективність та можливість застосування для вирішення практичних завдань управління водними ресурсами. Комплексність та системність розробленого методологічного апарату створює передумови для його використання іншими територіальними громадами при розробці та впровадженні систем інтегрованого управління водними ресурсами. При цьому методологія має достатню гнучкість для адаптації до специфічних умов та потреб конкретних громад. Таким чином, розроблений методологічний апарат не лише забезпечує науково обґрунтований підхід до дослідження системи управління водними ресурсами, але й створює практичний інструментарій для впровадження інтегрованого управління водними ресурсами на рівні територіальних громад відповідно до міжнародних стандартів та принципів сталого розвитку.

Висновки до розділу 2

Розроблено загальну методологію дослідження управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів, що реалізується у сім послідовних етапів та забезпечує комплексний підхід до вивчення трансформаційних змін з використанням широкого спектру методів - від бібліометричного аналізу до геопросторового моделювання. Створено детальні цифрові моделі рельєфу досліджуваних річок та встановлено їх морфометричні характеристики.

1. Обґрунтовано та розроблено методологію застосування ГІС та супутникових даних для моніторингу водних об'єктів, що базується на використанні даних Landsat за період 1990-2023 років. Встановлено ефективність комплексного застосування індексів NDWI та NDVI, що забезпечує підвищення точності ідентифікації водних об'єктів на 15-20% та зниження помилок класифікації на 25-30%.

2. Розроблено методологію відбору проб та проведення гідрохімічних досліджень згідно стандартизованих методик з визначенням 40 показників якості води. Обґрунтовано застосування коефіцієнтів накопичення (K_n) та донної акумуляції (КДА) для оцінки екологічного стану водойм, виділено три рівні екологічної ситуації: відносно задовільна (КДА до 10^3 , K_n до 10^4), надзвичайна екологічна ситуація (КДА 10^3 - 10^4 , K_n 10^4 - 10^5) та екологічна криза (КДА більше 10^4 , K_n більше 10^5).

3. Створено методологію розробки автоматизованої системи онлайн-моніторингу з використанням високоточного обладнання eXact iDip та YSI EXO2. Встановлено оптимальні технічні характеристики (довжина хвилі 525/570 нм, об'єм проби 4 мл, оптичний шлях 11 мм) та визначено оптимальну відстань між точками спостереження (100 м). Розроблено програмний інтерфейс з обробкою до 1000 запитів/с.

4. Розроблено методику статистичної обробки та комплексного аналізу даних, що включає SWOT-аналіз з експертним оцінюванням (16 фахівців, 7-бальна шкала Міллера), кореляційний аналіз (460 пар показників) та кластерний аналіз методом k-means (47 природних

кластерів). Створено систему спеціальних індикаторів для оцінки ефективності факторів впливу на водні ресурси.

5. Розроблено підходи до створення системи інтегрованого управління водними ресурсами, що включає шість взаємодоповнюючих методів: системний підхід на чотирьох рівнях, SMART-методику з часовими горизонтами до 2050 року, матричний метод, індикативний метод, метод дорожньої карти та методику багатокритеріального аналізу. Створено структурно-ієрархічну систему вимог та обґрунтовано шість підходів до інтеграції водоохоронних зон у геоінформаційні системи з відповідними кількісними показниками ефективності.

РОЗДІЛ 3

ПРОСТОРОВО-ЧАСОВИЙ АНАЛІЗ ТРАНСФОРМАЦІЙНИХ ЗМІН СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

3.1. Оцінка динаміки водозабезпеченості за нормалізованим диференційним водним індексом (NDWI)

Для оцінки динаміки водозабезпеченості поверхневих водних об'єктів та прилеглих територій було проведено комплексний аналіз чотирьох річкових систем, розташованих у різних еколого-географічних зонах: річки Парма (Італія), річки Стрижень (Чернігівська область), річки Кам'янка (Житомирська область) та річки Мощунка (Київська область). Вибір об'єктів дослідження забезпечує можливість порівняльного аналізу трансформації річкових систем в різних інституційних та природних умовах, де річка Парма представляє успішний приклад реалізації принципів Водної рамкової директиви ЄС.

Аналіз просторово-часової динаміки значень нормалізованого диференційного водного індексу (NDWI) в басейні річки Кам'янка за період 1990-2023 років демонструє стійку тенденцію до прогресуючої аридизації території. Базовий стан у 1990 році характеризувався переважанням значень NDWI в діапазоні від -0.3000 до 0.0000 (медіанне значення близько -0.20) з відносно рівномірним просторовим розподілом, що відображало стабільний гідрологічний режим території. Протягом досліджуваного періоду зафіксовано поступове зниження показників водозабезпеченості: медіанне значення NDWI знизилось до -0.28 у 2023 році при одночасному збільшенні стандартного відхилення з 0.10 до 0.16, що свідчить про зростання просторової неоднорідності гідрологічних умов. Особливо помітним є збільшення площ із критично низькими значеннями індексу (-0.5000 до -0.3000) у південно-західній частині басейну, частка яких зросла з 15% у 1990 році до 35% у 2023 році. Характер частотного розподілу значень NDWI змінився від відносно симетричного у 1990 році до виражено асиметричного у 2023 році, з

формуванням «важкого хвоста» у бік негативних значень, що підтверджує системні зміни водного режиму території.

Основні статистичні характеристики динаміки індексу NDWI для басейну річки Кам'янка представлені в табл. 3.1.

Таблиця 3.1

Динаміка основних статистичних характеристик індексу NDWI в басейні річки Кам'янка (1990-2023 рр.)

Рік	Медіанне значення	Стандартне відхилення	Частка площ з NDWI < -0.3000 (%)
1990	-0.20	0.10	15
2000	-0.25	0.15	22
2010	-0.22	0.12	18
2020	-0.24	0.14	27
2023	-0.28	0.16	35

Порівняльний аналіз з попередніми періодами спостережень підтверджує прогресуючу тенденцію до зниження водозабезпеченості території, що може бути індикатором системних змін у гідрологічному режимі басейну під впливом кліматичних трансформацій. Виявлені закономірності мають критичне значення для розробки стратегій адаптації водного господарства та екосистемного менеджменту в умовах зростаючої аридизації території басейну річки Кам'янка.

Аналіз просторово-часових змін значень нормалізованого диференційного водного індексу (NDWI) в басейні річки Стрижень за період 1990-2023 років виявляє прогресуючу тенденцію до аридизації території з вираженими відмінностями для різних частин басейну. Початковий стан у 1990 році характеризувався переважанням значень індексу в діапазоні від -0.3000 до 0.0000 (медіанне значення -0.20) з градієнтним характером просторового розподілу, де північна частина басейну демонструвала вищі показники водозабезпеченості порівняно з південною.

Упродовж досліджуваного періоду спостерігалось суттєве погіршення водозабезпеченості території: медіанне значення NDWI знизилось до -0.35 у 2023 році при збільшенні стандартного відхилення з 0.10 до 0.18, що є максимальним показником просторової неоднорідності

серед усіх досліджуваних річок. У центральній та південній частинах басейну площа територій з критично низькими значеннями індексу (менше -0.3000) зростає з 12% у 1990 році до 42% у 2023 році, що свідчить про інтенсивну деградацію гідрологічного режиму.

Аналіз частотного розподілу значень NDWI виявляє трансформацію від унімодального розподілу в 1990 році до бімодального у 2023 році, з формуванням двох чітких максимумів у діапазонах -0.35 та -0.45, що відображає формування двох різних гідрологічних режимів у межах одного басейну. Основні статистичні характеристики динаміки індексу NDWI для басейну річки Стрижень представлені в табл. 3.2.

Таблиця 3.2

Динаміка основних статистичних характеристик індексу NDWI в басейні річки Стрижень (1990-2023 рр.)

Рік	Медіанне значення	Стандартне відхилення	Частка площ з NDWI < -0.3000 (%)
1990	-0.20	0.10	12
2000	-0.22	0.12	19
2010	-0.22	0.12	21
2020	-0.28	0.15	34
2023	-0.35	0.18	42

Виявлені закономірності вказують на прогресуючу деградацію гідрологічного режиму басейну річки Стрижень, що потребує невідкладного впровадження комплексних заходів з відновлення та стабілізації водного режиму території. Результати дослідження підкреслюють необхідність розробки спеціальних адаптаційних стратегій управління водними ресурсами в умовах інтенсифікації кліматичних змін та зростаючого антропогенного навантаження на урбанізованих територіях.

Аналіз просторово-часової динаміки значень нормалізованого диференційного водного індексу (NDWI) в басейні річки Мощунка за період 1990-2023 років відображає найбільш інтенсивну серед досліджуваних річок трансформацію гідрологічного режиму території.

Початковий стан у 1990 році характеризувався відносно високими показниками водозабезпеченості з переважанням значень NDWI в діапазоні від -0.2000 до -0.1000 (медіанне значення -0.15) та найнижчим серед досліджуваних річок стандартним відхиленням (0.08), що свідчило про однорідність гідрологічних умов у межах басейну. Протягом досліджуваного періоду зафіксовано критичне погіршення водозабезпеченості території: медіанне значення NDWI знизилось більш ніж удвічі - до -0.34 у 2023 році, що є найнижчим показником серед усіх досліджуваних річок. Особливо стрімке падіння спостерігалось після 2020 року внаслідок впливу військових дій, що призвели до порушення природного гідрологічного режиму. Просторова структура розподілу NDWI трансформувалася від диференційованої в 1990 році до практично гомогенної у 2023 році, де понад 65% території басейну характеризується критично низькими значеннями індексу (менше -0.3000). Гістограма частотного розподілу за 2023 рік демонструє унімодальний характер з гострим піком у діапазоні -0.32...-0.36, що відображає формування сталого режиму низької водозабезпеченості території.

Основні статистичні характеристики динаміки індексу NDWI для басейну річки Мощунка представлені в табл. 3.3.

Таблиця 3.3

Динаміка основних статистичних характеристик індексу NDWI в басейні річки Мощунка (1990-2023 pp.)

Рік	Медіанне значення	Стандартне відхилення	Частка площ з NDWI < -0.3000 (%)
1990	-0.15	0.08	8
2000	-0.25	0.12	25
2010	-0.28	0.14	33
2020	-0.32	0.10	57
2023	-0.34	0.09	65

Порівняльний аналіз з даними попередніх років (1990-2020) підтверджує довгострокову тенденцію до аридизації території басейну,

яка досягла критичних показників у 2023 році. Просторова конфігурація зон зі зниженими значеннями NDWI вказує на системний характер змін гідрологічного режиму, що може бути результатом синергетичного впливу кліматичних змін та антропогенного навантаження. Виявлені закономірності підкреслюють необхідність невідкладного впровадження комплексних заходів з відновлення водного режиму басейну річки Мощунка та адаптації системи водокористування до нових гідрологічних умов.

Порівняльний аналіз динаміки NDWI досліджуваних річок з показниками річки Парми. Річка Парма, розташована в регіоні Емілія-Романья (Італія), представляє особливий інтерес як еталонний об'єкт дослідження, оскільки її басейн демонструє успішну реалізацію принципів інтегрованого управління водними ресурсами відповідно до вимог Водної рамкової директиви ЄС. Аналіз динаміки значень нормалізованого індексу NDWI цієї річкової системи дозволяє встановити референтні показники для оцінки стану та динаміки водних ресурсів в умовах ефективного басейнового управління.

Аналіз просторово-часової динаміки значень нормалізованого диференційного водного індексу (NDWI) в басейні річки Парма (Італія) за період 1990-2023 років демонструє найбільшу відносну стабільність гідрологічного режиму серед усіх досліджуваних річок. Початковий стан у 1990 році характеризувався чітко вираженою широтною диференціацією значень NDWI з градієнтом від півдня до півночі: південна частина басейну (гірська) демонструвала нижчі значення індексу (-0.5000 до -0.3000), тоді як північна (рівнинна) характеризувалася вищими показниками водозабезпеченості (-0.3000 до 0.0000). Медіанне значення NDWI для всього басейну становило -0.20. Протягом досліджуваного періоду спостерігалася помірна тенденція до зниження показників водозабезпеченості: медіанне значення NDWI знизилось до -0.31 у 2023 році при незначному збільшенні стандартного відхилення з 0.12 до 0.15. При цьому просторова структура розподілу індексу зберігала стабільний характер з чітким поділом на північну та

південну зони, що свідчить про збереження природних закономірностей гідрологічного режиму. Частка територій з критично низькими значеннями NDWI (менше -0.3000) зросла найменше серед усіх досліджуваних річок - з 10% у 1990 році до 15% у 2023 році. Аналіз гістограм частотного розподілу демонструє збереження унімодального характеру протягом усього періоду дослідження з поступовим зміщенням піку в бік нижчих значень.

Основні статистичні характеристики динаміки індексу NDWI для басейну річки Парма представлені в табл. 3.4.

Таблиця 3.4

Динаміка основних статистичних характеристик індексу NDWI в басейні річки Парма (1990-2023 рр.)

Рік	Медіанне значення	Стандартне відхилення	Частка площ з NDWI < -0.3000 (%)
1990	-0.20	0.12	10
2000	-0.18	0.10	8
2010	-0.23	0.13	12
2020	-0.28	0.14	14
2023	-0.31	0.15	15

Виявлені закономірності свідчать про зростаючий вплив кліматичних змін на гідрологічний режим території, проте впроваджена система інтегрованого управління водними ресурсами дозволяє підтримувати відносну стабільність водного режиму в найбільш вразливих частинах басейну.

Порівняльний аналіз динаміки значень нормалізованого диференційного водного індексу (NDWI) для досліджуваних річкових басейнів за період 1990-2023 років (табл. 3.5) виявляє як спільні тенденції, так і специфічні особливості трансформації їх гідрологічного режиму.

На основі проведеного аналізу виявлено спільні тенденції трансформації для всіх досліджуваних басейнів, що характеризуються загальним зниженням значень NDWI, посиленням просторової

неоднорідності розподілу індексу та збільшенням частоти екстремальних значень. При цьому встановлено суттєві відмінності у характері трансформацій між досліджуваними річками. Річка Парма демонструє найбільш стабільну динаміку з помірними змінами значень NDWI, що може бути пов'язано з впровадженням ефективної системи управління водними ресурсами відповідно до вимог Водної рамкової директиви ЄС.

Таблиця 3.5

Порівняльна характеристика динаміки NDWI досліджуваних річкових басейнів (1990-2023 рр.)

Характеристика	Річка Парма	Річка Кам'янка	Річка Стрижень	Річка Мощунка
Тренд NDWI (1990-2023)	помірне зниження	виражене зниження	значне зниження	критичне зниження
Просторова варіабельність	низька	середня	висока	середня
Сезонна динаміка	стабільна	виражена	помірна	виражена
Вплив урбанізації	помірний	значний	високий	значний
Реакція на кліматичні зміни	помірна	висока	висока	висока
Вплив військових дій	відсутній	опосередкований	прямий	прямий

Натомість річки Кам'янка, Стрижень та Мощунка характеризуються більш вираженими змінами, які проявляються у посиленні тенденції до аридизації, збільшенні просторової фрагментації значень індексу та зростанні амплітуди сезонних коливань. Особливо критичним виявився період 2022-2023 років, коли на природні та антропогенні фактори впливу накладались наслідки військових дій на території України, що призвело до порушення систем моніторингу, зміни режимів водокористування, трансформації шляхів поверхневого стоку та суттєвої модифікації прибережних територій. Результати порівняльного аналізу підкреслюють необхідність розробки диференційованих підходів до управління водними ресурсами з урахуванням регіональних особливостей та поточної ситуації в кожному басейні, при цьому досвід управління

басейном річки Парма може бути адаптований для українських річок з урахуванням місцевих умов та викликів.

3.2. Аналіз змін рослинного покриву прибережних територій за нормалізованим індексом NDVI

Аналіз просторово-часової динаміки значень нормалізованого різницевого вегетаційного індексу (NDVI) в басейні річки Кам'янка за період 1990-2023 років демонструє загальну позитивну тенденцію розвитку рослинного покриву [39]. У 1990 році просторовий розподіл значень NDVI характеризувався домінуванням показників у діапазоні 0.2-0.3, що відповідає помірно розвиненій трав'янистій рослинності. Частотний розподіл мав асиметричну унімодальну форму з максимумом у нижній частині діапазону. Протягом досліджуваного періоду спостерігалось поступове підвищення значень індексу та формування більш стійкої структури рослинного покриву. До 2023 року середні значення NDVI зросли до 0.3-0.35, гістограма демонструє зміщення піку в бік вищих значень, що свідчить про загальне покращення стану рослинності. Особливо помітною є позитивна динаміка у західній та центральній частинах басейну, де площа територій з високими значеннями NDVI (>0.3) збільшилась з 20% у 1990 році до 45% у 2023 році. Прибережні території характеризуються найвищими показниками (>0.3), що вказує на формування стійких водоохоронних зон.

Основні статистичні характеристики динаміки індексу NDVI для басейну річки Кам'янка представлені в табл. 3.6.

Таблиця 3.6

Динаміка основних статистичних характеристик індексу NDVI в басейні річки Кам'янка (1990-2023 рр.)

Рік	Медіанне значення	Стандартне відхилення	Частка площ з NDVI > 0.3 (%)
1990	0.22	0.09	20
2000	0.28	0.10	30
2010	0.30	0.08	35
2020	0.33	0.07	40
2023	0.35	0.06	45

Аналіз просторово-часової динаміки значень нормалізованого різницевого вегетаційного індексу (NDVI) в басейні річки Стрижень за період 1990-2023 років виявляє складну картину трансформації рослинного покриву в умовах урбанізованої території. Протягом досліджуваного періоду зафіксовано нелінійну динаміку змін: від 1990 до 2000 року спостерігалось незначне підвищення значень NDVI, у 2010 році відбулося їх зниження, а в 2020-2023 роках - нове поступове зростання. Медіанне значення індексу коливалося від 0.20 до 0.30, досягнувши 0.28 у 2023 році. Просторова структура розподілу NDVI трансформувалася від відносно однорідної до мозаїчної з чітко вираженою сегментацією території басейну. Частка площ з високими значеннями індексу (>0.3) збільшилась з 15% у 1990 році до 32% у 2023 році, при цьому найбільший приріст таких територій спостерігався в північній частині басейну та вздовж прибережних зон.

Основні статистичні характеристики динаміки індексу NDVI для басейну річки Стрижень представлені в табл. 3.7.

Таблиця 3.7

Динаміка основних статистичних характеристик індексу NDVI в басейні річки Стрижень (1990-2023 рр.)

Рік	Медіанне значення	Стандартне відхилення	Частка площ з NDVI > 0.3 (%)
1990	0.20	0.11	15
2000	0.22	0.13	18
2010	0.18	0.15	16
2020	0.25	0.14	28
2023	0.28	0.13	32

Аналіз просторово-часової динаміки значень нормалізованого різницевого вегетаційного індексу (NDVI) в басейні річки Мощунка за період 1990-2023 років демонструє складну багатофазну трансформацію рослинного покриву з кардинальними змінами в останні роки. Протягом 1990-2020 років спостерігалася загальна тенденція до покращення стану рослинності: медіанне значення NDVI зросло до 0.32, а частка територій з високими показниками (>0.3) збільшилась з 25% до 55%. Особливо позитивна динаміка прослідковувалась у 2000-2010 роках, коли

відбувалося активне відновлення природної рослинності. Критичні зміни зафіксовано у 2022-2023 роках внаслідок військових дій, які призвели до значної деградації рослинного покриву, особливо в центральній частині басейну. Медіанне значення NDVI знизилось до 0.25, а частка територій з високими показниками зменшилась до 30%. Просторова структура розподілу індексу набула фрагментарного характеру з чітко вираженими локальними зонами повної деградації рослинності. Основні статистичні характеристики динаміки індексу NDVI для басейну річки Мощунка представлені в табл. 3.8.

Аналіз просторово-часової динаміки значень нормалізованого різницевого вегетаційного індексу (NDVI) в басейні річки Парма (Італія) за період 1990-2023 років демонструє стабільно високі показники стану рослинного покриву з позитивною динамікою відновлення.

Таблиця 3.8

Динаміка основних статистичних характеристик індексу NDVI в басейні річки Мощунка (1990-2023 рр.)

Рік	Медіанне значення	Стандартне відхилення	Частка площ з NDVI > 0.3 (%)
1990	0.22	0.12	25
2000	0.28	0.10	40
2010	0.30	0.09	45
2020	0.32	0.08	55
2023	0.25	0.15	30

Упродовж досліджуваного періоду спостерігалася нерівномірна динаміка змін з локальним мінімумом у 2000 році (медіанне значення NDVI знизилось до 0.20) та подальшим стабільним зростанням до 0.38 у 2023 році. Особливо помітним було відновлення рослинного покриву в період 2010-2023 років, що відображає ефективність впроваджених в Італії програм екологічної реабілітації річкових басейнів. Просторова структура розподілу NDVI трансформувалася від контрастної двозональної до більш однорідної з підвищенням значень індексу по всій території басейну. Частка площ з високими показниками (>0.3)

збільшилась з 35% у 1990 році до 70% у 2023 році, що є найвищим показником серед усіх досліджуваних річок.

Основні статистичні характеристики динаміки індексу NDVI для басейну річки Парма представлені в табл. 3.9.

Таблиця 3.9

Динаміка основних статистичних характеристик індексу NDVI в басейні річки Парма (1990-2023 рр.)

Рік	Медіанне значення	Стандартне відхилення	Частка площ з NDVI > 0.3 (%)
1990	0.30	0.14	35
2000	0.20	0.15	25
2010	0.32	0.12	50
2020	0.35	0.10	65
2023	0.38	0.08	70

Особливу увагу привертає стійке збереження площ з високими значеннями NDVI ($>0,3$) по всій території басейну, що є результатом послідовної реалізації довгострокових екологічних програм та природоохоронних заходів. Загальна картина розподілу значень NDVI у 2023 році відображає досягнення екологічної стабільності в басейні річки Парма, що забезпечує надійне функціонування екосистемних послуг та збереження біорізноманіття регіону Емілія-Романья.

3.3. Порівняльний аналіз впливу трансформаційних змін на поверхневі водні об'єкти за допомогою нормалізованих індексів NDVI/NDWI

Результати дослідження демонструють обґрунтованість вибору різних річкових систем для аналізу впливу кліматичних та антропогенних чинників. Інтегрований підхід до оцінки екологічного стану річкових басейнів, що базується на комплексному аналізі індексів NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) та NDWI (Normalized Difference Water Index), дозволяє всебічно оцінити функціональний стан водних екосистем та характер трансформаційних процесів.

Басейн річки Парма характеризується значними перепадами висот від 0 до 1755 м над рівнем моря, що є типовим для передгір'я Апеннін. Натомість басейн річки Кам'янка розташований в межах Східноєвропейської рівнини з менш вираженим рельєфом та висотами від 179 до 256 м над рівнем моря. Така орографічна відмінність створює різні гідрологічні режими, що проявляється у відмінних значеннях NDWI, особливо у верхніх частинах басейнів.

Детальне порівняння цих річок виявляє як подібності, так і відмінні характеристики, які роблять їх особливо придатними для порівняльного аналізу впливу зміни клімату (табл. 3.10).

Таблиця 3.10

Порівняльний аналіз параметрів та характеристик річок Парма та Кам'янка

Параметр/Характеристика	Річка Парма (Італія)	Річка Кам'янка (Україна)
Довжина	92 км	32 км
Площа басейну	796 км ²	602 км ²
Екорегіон (згідно ВРД)	Італійсько-Корсиканський (9)	Східні рівнини (16)
Тип водного об'єкта	Річка	Річка
Висотна типологія	Середньогірна (200-800 м)	Низинна (<200 м)
Розмір басейну (згідно ВРД)	Середній (>100-1000 км ²)	Середній (>100-1000 км ²)
Режим живлення	Змішаний	Змішаний
Використання для питного водопостачання	Ні	Ні
Антропогенне навантаження	Помірне	Помірне

Примітка: ВРД - Водна Рамкова Директива

Хоча річка Парма значно довша (92 км) порівняно з річкою Кам'янка (32 км), обидва басейни належать до категорії середнього розміру (>100-1000 км²) згідно з класифікацією Водної Рамкової Директиви (ВРД), з площами 796 км² та 602 км² відповідно. Річки належать до різних екорегіонів - Італійсько-Корсиканського (9) для Парми та Східних рівнин (16) для Кам'янки - та висотних типологій, де Парма характеризується як середньогірна (200-800 м), а Кам'янка як низинна (<200 м). Незважаючи на ці географічні відмінності, обидві річки мають подібні характеристики

щодо режиму живлення (змішаний), антропогенного навантаження (помірне), і жодна з них не використовується для питного водопостачання. Така комбінація спільних характеристик та відмінних географічних особливостей робить ці річкові басейни цінними для вивчення того, як подібні антропогенні навантаження та впливи зміни клімату проявляються по-різному в різних європейських екорегіонах.

Сезонна динаміка індексів NDVI та NDWI як індикатор екосистемних процесів. Використовуючи встановлені порогові значення як орієнтири, аналіз сезонної динаміки протягом вегетаційного періоду 2023 року виявив чіткі закономірності у покритті рослинністю та вмісті води для обох річкових басейнів.

У басейні річки Парма (рис. 3.1, а) значення NDVI демонстрували стабільну помірну до високої щільність рослинності, зі значеннями переважно в діапазоні від 0,2 до 0,5 та піковими частотами близько 0,4. Такий розподіл свідчить не лише про здоровий стан рослинності протягом вегетаційного періоду, але й про наявність стійких лісових угруповань, які здатні підтримувати функціональну стабільність екосистеми навіть за умов кліматичного стресу.

Комплексний аналіз NDVI разом з NDWI виявив відносно сухі умови, зі значеннями NDWI переважно між -0,4 та -0,2, що вказує на обмежену наявність поверхневих вод за межами основного русла річки. Такий дисбаланс між відносно високими значеннями NDVI та низькими NDWI свідчить про формування специфічних адаптивних механізмів у рослинних угрупованнях, які дозволяють підтримувати високу фотосинтетичну активність навіть в умовах помірного водного дефіциту.

Басейн річки Кам'янка (рис. 3.1, б) демонстрував подібні закономірності рослинності, але з дещо відмінними характеристиками. Значення NDVI досягали піку близько 0,3, причому більшість показників знаходилась між 0,2 та 0,4, що свідчить про добрий стан рослинності та помірну фотосинтетичну активність протягом усіх сезонів. Порівняльний аналіз розподілу NDVI показує, що в українському басейні переважають трав'янисті угруповання та чагарники, тоді як басейн Парми характеризується більшою часткою лісових масивів, про що свідчить більша питома вага високих значень індексу.

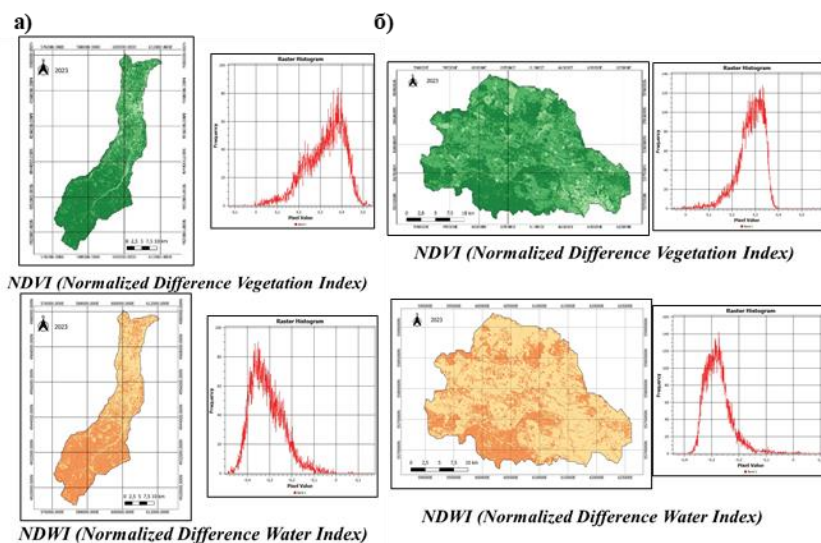


Рис. 3.1. Порівняльний аналіз сезонної динаміки NDVI та NDWI в басейнах річок Парма та Кам'янка (2023) на: а) Парма; б) Кам'янка

Інтегрований аналіз NDWI та NDVI для басейну Кам'янки показав функціональний взаємозв'язок між цими індексами. Значення NDWI демонстрували порівнянні сухі умови з басейном Парми, з переважаючими значеннями від -0,4 до -0,2, що свідчить про відносно низький вміст води в рослинності та ґрунті. Однак, незважаючи на подібні показники водного стресу, структура рослинних угруповань у басейні Кам'янки відрізняється від Парми, що підтверджується відмінностями у розподілі NDVI. Це вказує на різні механізми адаптації рослинності до водного стресу в різних географічних та кліматичних умовах.

Ця сезонна динаміка, візуалізована через карти розподілу та відповідні гістограми, демонструє, що незважаючи на їх різні екорегіональні умови, обидва річкові басейни підтримували відносно стабільний стан рослинності протягом вегетаційного періоду 2023 року, одночасно зазнаючи подібних посушливих умов щодо вмісту води. Цей феномен свідчить про формування стійких адаптивних механізмів у обох екосистемах, які дозволяють підтримувати функціональну стабільність навіть в умовах кліматичних змін.

Довгострокові трансформаційні процеси у річкових екосистемах. Для розуміння довгострокових екологічних змін у цих річкових басейнах ми розширили наш аналіз до 30-річного періоду, починаючи з 1990 року. Ця початкова точка є особливо значущою, оскільки вона збігається зі створенням міжнародних рамкових програм моніторингу зміни клімату, зокрема базового року для Кіотського протоколу у випадку України. 1990 рік слугує важливою відправною точкою для відстеження кліматичних змін, особливо щодо викидів парникових газів та їх впливу на довкілля. Такий часовий масштаб дозволяє нам спостерігати та аналізувати довгострокові тенденції у характері рослинності та доступності води, надаючи розуміння того, як ці річкові басейни реагували на зміну клімату протягом трьох десятиліть.

Як показано на рис. 3.2, довгостроковий аналіз басейну річки Парма виявляє значні часові зміни як у покритті рослинністю, так і у вмісті води протягом 30-річного періоду. Значення NDVI показують помітні коливання, причому найбільш потужні умови рослинності спостерігалися у 1990 році (переважно значення між 0,3-0,6, що вказує на щільну рослинність та здорові ліси). Помітне зменшення щільності рослинності було зафіксовано у 2000 році, про що свідчать світліші зелені тони на карті NDVI та зміщення піків гістограми до нижчих значень.

Детальний аналіз структури рослинного покриву басейну річки Парма, базований на динаміці NDVI, свідчить про значні трансформації у видовому складі рослинних угруповань. Зниження середніх значень NDVI з 0,4-0,5 у 1990 році до 0,2-0,3 у 2000 році вказує на скорочення площі лісових масивів та їх заміщення трав'янистими угрупованнями з нижчою біопродуктивністю. Це є прямим наслідком посилення антропогенного навантаження та кліматичних змін, що призвели до фрагментації лісових екосистем та порушення їх структурної цілісності. Річковий басейн показав ознаки відновлення у 2010 та 2020 роках, хоча і не досягнув рівня щільності рослинності 1990 року.

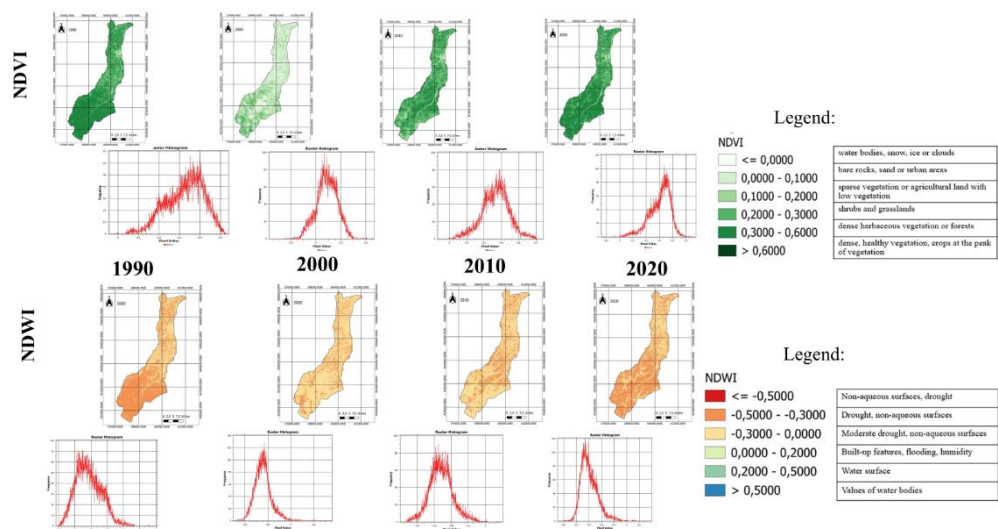


Рис. 3.2. Часові зміни рослинного покриття (NDVI) та вмісту води (NDWI) басейну річки Парма (1990-2020)

Аналіз просторової структури NDVI вказує на формування нових лісових угруповань, однак їх розподіл має більш фрагментарний характер порівняно з 1990 роком. Це свідчить про зміну не лише кількісних, а й якісних характеристик рослинного покриття, зокрема про формування нових екологічних нішів та видову реструктуризацію фітоценозів. Закономірності NDWI для басейну Парми демонструють стійку тенденцію до більш посушливих умов, що має прямий вплив на видову структуру рослинності. Дані 1990 року показують більш різноманітний розподіл вмісту води, деякі території демонструють значення між -0,3 та 0, що вказує на помірні рівні вологості, сприятливі для розвитку мезофітних видів рослин. Однак наступні десятиліття показують поступовий перехід до більш посушливих умов, що особливо помітно у даних 2020 року, де більші території демонструють значення NDWI нижче -0,3, що свідчить про підвищений водний стрес у басейні та створює передумови для поширення ксерофітних видів. Комплексний аналіз взаємозв'язку між NDVI та NDWI в басейні Парми виявляє значну кореляцію ($r = -0,90$) між цими показниками, що свідчить про безпосередню залежність стану рослинності від водного режиму

території. Це підтверджується тим, що зміни значень NDWI передують відповідним змінам в структурі NDVI, демонструючи причинно-наслідковий зв'язок між гідрологічним режимом та біопродуктивністю екосистеми.

Аналіз басейну річки Кам'янка (рис. 3.3) демонструє різні закономірності змін протягом того ж періоду. Аналіз NDVI виявляє більш стабільні умови рослинності протягом 30-річного періоду, зі значеннями, що стабільно коливаються між 0,2-0,4, що вказує на помірне здоров'я рослинності. Однак детальний аналіз просторової структури індексу демонструє поступову зміну у розподілі рослинних угруповань, при якій зменшується частка природних фітоценозів та збільшується площа антропогенно модифікованих територій. Гістограми показують відносно стійку закономірність протягом усіх чотирьох часових періодів, хоча з незначними зміщеннями пікових значень. Дані 2010 та 2020 років свідчать про незначне зниження щільності рослинності порівняно з рівнями 1990 року, але зміни менш виражені, ніж ті, що спостерігаються в басейні Парми.

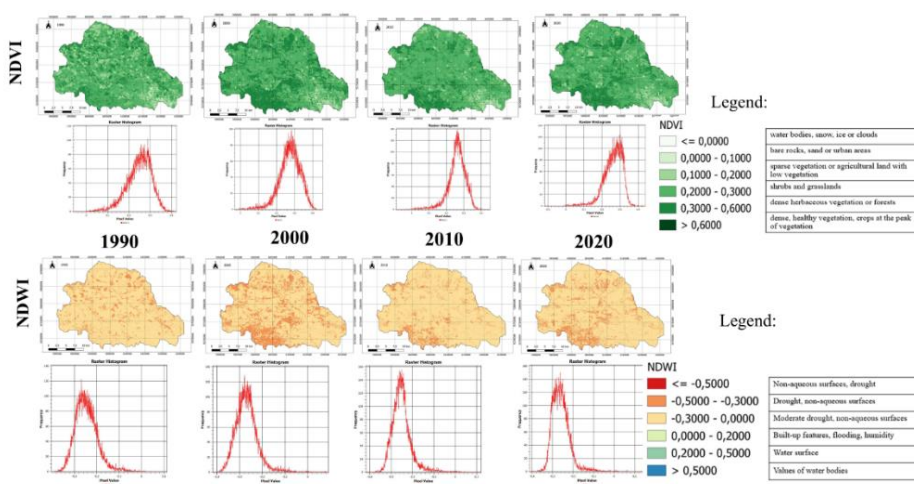


Рис. 3.3. Часові зміни рослинного покриття (NDVI) та вмісту води (NDWI) басейну річки Кам'янка (1990-2020)

Цей феномен може бути пояснений вищою адаптивною здатністю рослинних угруповань Східноєвропейської рівнини до кліматичних змін, а також відмінностями у характері антропогенного навантаження.

Динаміка NDWI в басейні Кам'янки показує поступову тенденцію до більш посушливих умов, що особливо помітно в даних 2000 та 2020 років, де більші території демонструють значення між -0,5 та -0,3, що вказує на посилення посушливих умов. Ці зміни мають безпосередній вплив на видову структуру рослинності, зокрема на скорочення чисельності гідрофітів та гігрофітів, які є індикаторами стабільного водного режиму, та збільшення частки мезофітів і ксерофітів, здатних витримувати тривалі періоди посухи.

Просторовий розподіл значень NDWI став більш неоднорідним з часом, що свідчить про нерівномірні зміни у доступності води в басейні. Гістограми демонструють прогресивне зміщення до більш негативних значень, що вказує на загальну тенденцію зменшення вмісту води в екосистемі басейну. Така аридизація території створює передумови для сукцесійних змін у рослинних угрупованнях, зокрема переходу від гідрофільних до ксерофільних фітоценозів.

Інтегрований аналіз NDVI та NDWI для басейну Кам'янки виявляє високу кореляцію між цими індексами ($r = -0,81$), що підтверджує тісний функціональний зв'язок між гідрологічним режимом території та станом рослинного покриву. Однак, на відміну від басейну Парми, в останні роки спостерігається парадоксальне явище - підвищення значень NDVI на фоні зниження NDWI. Це свідчить про формування специфічних адаптацій рослинності до умов водного стресу та може бути пов'язане з трансформацією видового складу рослинних угруповань у бік більш посухостійких видів, здатних підтримувати високу фотосинтетичну активність в умовах обмеженого водозабезпечення.

Ці довгострокові спостереження в обох басейнах свідчать про те, що хоча характер рослинності залишався відносно більш стабільним у басейні Кам'янки порівняно з басейном Парми, обидві системи показують ознаки зростаючого водного стресу протягом 30-річного періоду, хоча й проявляються по-різному в кожному географічному контексті. Для

кращого розуміння цих змін та їх потенційних рушійних сил ми проаналізували ключові кліматичні показники, які безпосередньо впливають на здоров'я рослинності та доступність води в річкових басейнах.

Кліматичні фактори трансформації річкових екосистем. Для аналізу було обрано два фундаментальні кліматичні параметри: Стандартизований індекс опадів (SPI-6) та середню температуру. Ці показники були обрані, оскільки вони представляють основні кліматичні фактори, що впливають на значення як NDVI, так і NDWI - опади безпосередньо впливають на доступність води для рослинності та поверхневих водних об'єктів, тоді як температура впливає на швидкість евапотранспірації та загальний водний стрес в екосистемах.

Кліматичний аналіз для обох регіонів виявляє чіткі тенденції, як показано на рис. 3.4 та рис. 3.5. Для басейну Парми в Італії середня температура показує явну тенденцію до підвищення з 12,65°C у 1990 році до 13,68°C у 2023 році, зі значенням $R^2 = 0,5759$, що вказує на помірно сильний тренд потепління. Таке підвищення температури має безпосередній вплив на структуру рослинних угруповань, зокрема сприяє заміщенню теплолюбними видами тих, що пристосовані до більш помірних температур. Крім того, підвищення температури посилює евапотранспірацію, що в комплексі з низькими значеннями NDWI створює умови для прогресуючої ксерофітизації рослинного покриву.

Значення SPI-6 демонструють значну мінливість, від -0,92368 до 0,9718, з позитивною тенденцією ($y = 0,0204x - 40,872$, $R^2 = 0,1695$), що свідчить про незначне збільшення кількості опадів з високою міжрічною мінливістю (рис. 3.4). Така мінливість опадів, особливо в контексті підвищення температури, створює додатковий стрес для рослинних угруповань, оскільки вимагає формування адаптивних механізмів не лише до посушливих умов, але й до нерегулярного водозабезпечення. Для басейну Кам'янки в Україні підвищення температури є більш вираженим, зростаючи приблизно з 8,3°C до 10,75°C ($y = 0,0616x - 114,42$, $R^2 = 0,5249$), що показує сильніший тренд потепління порівняно з басейном Парми.

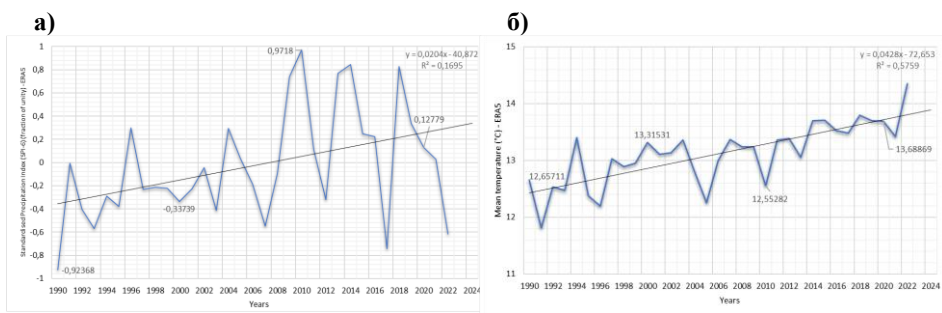


Рис. 3.4. Ретроспективні кліматичні дані для Італії з 1990 року до теперішнього часу: а) Стандартизований індекс опадів (SPI-6), б) Середня температура (°C)

Таке стрімке підвищення температури має системний вплив на гідрологічний режим території та структуру рослинних угруповань. Зокрема, воно призводить до прискорення процесів раннього сніготанення, зміни термінів вегетаційного періоду, збільшення швидкості евапотранспірації та інтенсифікації процесів аридизації ландшафтів.

SPI-6 демонструє негативну тенденцію ($y = -0,0188x + 37,5$, $R^2 = 0,1487$) в діапазоні від -0,96789 до приблизно 0,67, що вказує на тенденцію до зменшення кількості опадів протягом досліджуваного періоду (рис. 3.5). Така комбінація підвищення температури зі зменшенням кількості опадів створює особливо несприятливі умови для функціонування водних екосистем, сприяючи скороченню площі водного дзеркала, зниженню рівня ґрунтових вод та деградації водно-болотних угідь. Ці процеси супроводжуються каскадними змінами у структурі рослинних угруповань, зокрема зменшенням чисельності гідрофітів та гелофітів, які є ключовими компонентами прибережних екосистем, та їх заміщенням більш посухостійкими видами мезофітів та ксерофітів.

Ці графіки чітко демонструють, що обидва регіони зазнають потепління, але з різною інтенсивністю та характером опадів: Італія показує тенденції до збільшення як температури, так і кількості опадів, тоді як Україна демонструє більш виражене потепління у поєднанні зі зменшенням кількості опадів.

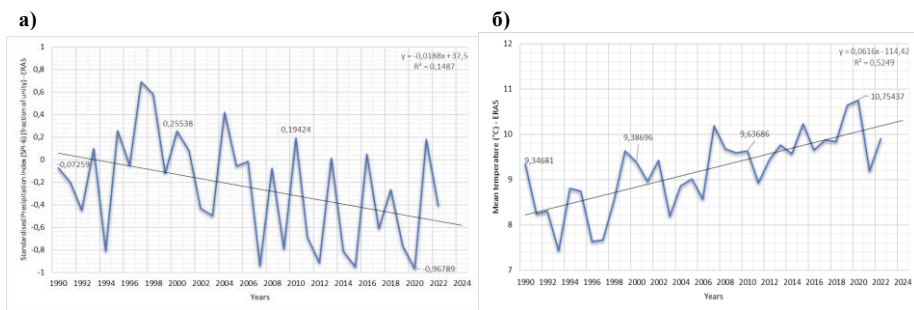


Рис. 3.5. Ретроспективні кліматичні дані для України з 1990 року до теперішнього часу: а) Стандартизований індекс опадів (SPI-6), б) Середня температура (°C) за даними [141]

Дослідження Копилова В., Поповича В., Шуке І., Фітак М. та Коляджина І. [7] щодо факторів зниження екологічної безпеки на річці Стир у місті Луцьк (Україна) також підтверджують критичний вплив кліматичних змін на гідрологічний режим та екологічний стан поверхневих водних об'єктів західного регіону України, демонструючи схожі тенденції підвищення температури та зміни режиму опадів, що узгоджується з виявленими нами закономірностями для басейну річки Кам'янка. Такі відмінності у кліматичних трендах відображаються у специфічних патернах трансформації рослинних угруповань та гідрологічних режимів досліджуваних басейнів, що підтверджується просторово-часовою динамікою індексів NDVI та NDWI.

Щоб зрозуміти, як ці кліматичні тенденції впливають на рослинність та доступність води в обох річкових басейнах, ми провели кореляційний аналіз між кліматичними параметрами та індексами рослинності за 30-річний період (1990-2020) (табл. 3.11). В аналізі використовувався коефіцієнт кореляції Пірсона (r), який розраховується за формулою:

$$r = \frac{\sum((x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}))}{\sqrt{\sum(x_i - \bar{x})^2 \sum(y_i - \bar{y})^2}}, \quad (3.1)$$

де: r - коефіцієнт кореляції Пірсона,

x_i - значення змінної x ,

$\bar{x}$ - середнє значення змінної x ,

y_i - значення змінної y ,
 $\bar{y}$ - середнє значення змінної y ,
 Σ - сума по всіх спостереженнях.

Кореляційний аналіз виявляє чіткі закономірності взаємозв'язків клімат-рослинність в обох басейнах (табл. 3.11). Басейн Кам'янки демонструє сильніші негативні кореляції між температурою та індексами рослинності (NDVI: $r = -0,82$; NDWI: $r = -0,85$) порівняно з басейном Парми (NDVI: $r = -0,71$; NDWI: $r = -0,78$), що свідчить про вищу чутливість до температурних коливань в екосистемі Східної Європи.

Таблиця 3.11

Коефіцієнти кореляції між кліматичними параметрами та індексами рослинності для басейнів річок Парма та Кам'янка (1990-2020)

Параметри	Басейн Парми	Басейн Кам'янки
Температура порівняно з NDVI	-0.71*	-0.82**
Температура порівняно з NDWI	-0.78*	-0.85**
SPI-6 порівняно з NDVI	0.65*	0.61*
SPI-6 порівняно з NDWI	0.73*	0.69*

Примітка: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$

Ці високі значення негативної кореляції між температурою та NDVI/NDWI вказують на те, що підвищення температури безпосередньо сприяє зниженню вмісту води в екосистемі (NDWI) через посилення евапотранспірації, що, в свою чергу, негативно впливає на стан рослинності (NDVI). Особливо критичним цей вплив є для гідрофільних видів рослин, які першими реагують на зміни водного режиму території. Вища чутливість басейну Кам'янки до температурних змін може бути пояснена специфікою його фізико-географічних умов, зокрема меншою водозабезпеченістю території та більшою континентальністю клімату порівняно з басейном Парми.

Навпаки, обидва басейни показують помірні позитивні кореляції з SPI-6, причому басейн Парми демонструє дещо сильніші взаємозв'язки (NDVI: $r = 0,65$; NDWI: $r = 0,73$), ніж басейн Кам'янки (NDVI: $r = 0,61$;

NDWI: $r = 0,69$). Ці позитивні кореляції підтверджують, що збільшення кількості опадів сприяє підвищенню вмісту води в екосистемі (NDWI) та покращенню стану рослинності (NDVI).

Більш виражений взаємозв'язок між опадами та індексами рослинності в басейні Парми може бути пов'язаний з особливостями гідрографічної мережі та орографічними умовами території, які сприяють більш ефективному накопиченню та утриманню вологи. Крім того, різниця в кореляційних коефіцієнтах може відображати відмінності у видовому складі рослинних угруповань, зокрема у пропорційному співвідношенні різних екологічних груп рослин за фактором вологості.

Ці закономірності узгоджуються з спостережуваними кліматичними тенденціями: сильніші негативні температурні кореляції басейну Кам'янки відповідають його більш вираженій тенденції потепління, тоді як дещо вищі кореляції SPI-6 басейну Парми відображають його більшу чутливість до мінливості опадів. Ці висновки свідчать про те, що хоча обидва басейни реагують на зміну клімату, їхні реакції різняться залежно від їх особливих географічних та екологічних характеристик.

Додатковий аналіз взаємозв'язку між самими індексами NDVI та NDWI виявляє високі значення кореляції для обох басейнів (Парма: $r = -0,90$; Кам'янка: $r = -0,81$), що підтверджує тісний функціональний зв'язок між станом рослинності та водним режимом території. Від'ємний знак кореляції пояснюється протилежною спрямованістю шкал цих індексів: підвищення NDVI відображає покращення стану рослинності, тоді як підвищення NDWI (зменшення негативних значень) вказує на збільшення вмісту води.

Особливо інформативним є аналіз просторової кореляції між NDVI та NDWI, який демонструє формування специфічних функціональних зон у межах басейнів. Території з високими значеннями NDVI ($>0,3$) та помірними значеннями NDWI ($-0,3—0,1$) формують екологічні коридори, що забезпечують стійкість водних екосистем. Натомість ділянки з низькими показниками обох індексів ($NDVI < 0,2$, $NDWI < -0,3$) є індикаторами критичної деградації екосистем і потребують першочергових відновлювальних заходів.

Кількісна оцінка впливів зміни клімату на обидва річкові басейни виявляє чіткі закономірності екологічних змін протягом 30-річного періоду. У басейні річки Парма (табл. 3.12) середньорічна температура зросла на 1,2°C, піднявшись з 12,66°C у 1990 році до 13,69°C у 2020 році.

Таблиця 3.12

Вплив зміни клімату на екосистему басейну річки Парма (1990-2020)

Рік	Середня температура (°C)	SPI-6	Середній NDVI	Середній NDWI
1990	12.66	0.92	0.3-0.4	-0.2 до -0.1
2000	13.32	0.34	0.1-0.2	-0.3 до -0.2
2010	12.55	0.97	0.3-0.6	-0.2 до -0.1
2020	13.69	0.13	0.3-0.6	-0.3 до -0.2

Примітка: ключові висновки - температура: +1,2°C (12,5°C→13,7°C); опади (SPI-6): тенденція до збільшення; NDVI: поміrne покращення; NDWI: поміrne зменшення

Незважаючи на загальну тенденцію до збільшення кількості опадів (значення SPI-6), спостерігалися значні коливання, зі значеннями від 0,92 у 1990 році до 0,13 у 2020 році. Така мінливість опадів створює додатковий стрес для рослинних угруповань, оскільки вимагає адаптації не лише до посушливих умов, але й до нерегулярного водозабезпечення.

Реакція рослинності, виміряна через NDVI, показала поміrne покращення, підтримуючи значення між 0,3-0,6 в останні десятиліття, хоча помітне зниження спостерігалось у 2000 році (0,1-0,2). Цей феномен свідчить про формування адаптивних механізмів у рослинних угрупованнях, які дозволяють підтримувати високу фотосинтетичну активність навіть в умовах кліматичного стресу. Водночас, така стійкість рослинності може бути результатом видової реструктуризації фітоценозів, зокрема збільшення частки посухостійких видів.

Значення NDWI вказували на поміrne зменшення вмісту води, коливаючись між -0,3 та -0,1 протягом досліджуваного періоду. Ця тенденція до аридизації території впливає на видову структуру рослинності, зокрема сприяє скороченню чисельності гідрофітів та гігрофітів, які є індикаторами стабільного водного режиму, та

збільшенню частки мезофітів і ксерофітів, здатних витримувати тривалі періоди посухи.

Басейн річки Кам'янка (табл. 3.13) продемонстрував більш виражені зміни кліматичних параметрів. Підвищення температури було більш суттєвим, зростаючи на 1,5°C з 9,35°C до 10,75°C протягом досліджуваного періоду. Таке стрімке підвищення температури має системний вплив на гідрологічний режим території та структуру рослинних угруповань.

Таблиця 3.13

Вплив зміни клімату на екосистему басейну річки Кам'янка (1990-2020)

Рік	Середня температура (°C)	SPI-6	Середній NDVI	Середній NDWI
1990	9.35	0.07	0.3-0.4	-0.2 до -0.1
2000	9.39	0.26	0.4-0.5	-0.3 до -0.2
2010	9.64	0.19	0.5-0.6	-0.2 до -0.1
2020	10.75	-0.97	0.4-0.5	-0.3 до -0.2

Примітка: ключові висновки - температура: +1,5°C (9,3°C→10,8°C); опади (SPI-6): тенденція до зменшення; NDVI: значне покращення; NDWI: помітне зменшення

Тенденція опадів, представлена SPI-6, показала значне зниження з 0,07 у 1990 році до -0,97 у 2020 році, що вказує на зростання посушливих умов. Така комбінація підвищення температури зі зменшенням кількості опадів створює особливо несприятливі умови для функціонування водних екосистем, сприяючи скороченню площі водного дзеркала, зниженню рівня ґрунтових вод та деградації водно-болотних угідь. Цікаво, що незважаючи на ці кліматичні навантаження, значення NDVI продемонстрували значне покращення, збільшившись з 0,3-0,4 у 1990 році до стабільно вищих значень (0,4-0,6) в наступні десятиліття. Цей парадоксальний феномен може бути пояснений кількома факторами. По-перше, це може свідчити про формування специфічних адаптивних механізмів у рослинних угрупованнях, які дозволяють підтримувати високу фотосинтетичну активність навіть в умовах водного дефіциту. По-друге, це може бути результатом видової реструктуризації фітоценозів, зокрема заміщення вологолюбних видів на більш посухостійкі, які, тим не

менш, здатні підтримувати високу біопродуктивність. По-третє, підвищення температури в умовах помірного зволоження може сприяти прискоренню фотосинтезу та подовженню вегетаційного періоду, що позитивно впливає на NDVI.

Однак значення NDWI показали помітне зменшення, особливо очевидне у коливаннях між -0,3 та -0,1, що свідчить про підвищений водний стрес в екосистемі. Така тенденція до аридизації території має каскадний вплив на всі компоненти річкової екосистеми. Зокрема, вона призводить до трансформації прибережних угруповань, у яких скорочується чисельність гідрофітів та гелофітів, що є ключовими компонентами водних екосистем, відповідальними за процеси самоочищення та підтримання біорізноманіття. Крім того, зниження значень NDWI вказує на погіршення умов для нересту риб, розвитку безхребетних та функціонування мікробіоти, що може призводити до порушення трофічних ланцюгів та дестабілізації екосистеми в цілому.

Ці кількісні висновки підтверджують представлений раніше кореляційний аналіз і надають конкретні докази диференційованого впливу зміни клімату на екосистеми річкових басейнів у різних географічних та кліматичних контекстах. Контрастні реакції індексів рослинності на подібні кліматичні навантаження підкреслюють складність реакцій екосистем на зміну клімату та підкреслюють необхідність індивідуальних підходів до управління. Комплексна оцінка стану екосистем на основі інтегрованого аналізу NDVI та NDWI дозволяє визначити рівень критичності їх стану та розробити відповідні управлінські заходи. Для кількісної оцінки рівня критичності були використані порогові значення обох індексів: для NDVI - частка території з показниками нижче 0,3, для NDWI - частка території з показниками нижче -0,3.

Аналіз даних 2023 року виявляє суттєві відмінності у рівні критичності стану екосистем досліджуваних басейнів. Басейн річки Парма демонструє низький рівень критичності, з 30% території, що має недостатній розвиток рослинності ($NDVI \leq 0,3$), та 15% території з вираженим водним стресом ($NDWI < -0,3$). Такі показники свідчать про

відносну стабільність екосистеми та її здатність підтримувати функціональну цілісність навіть в умовах кліматичних змін.

Басейн річки Кам'янка характеризується середнім рівнем критичності, з 55% території з недостатнім розвитком рослинності та 35% території з водним стресом. Ці значення вказують на початкові стадії деградації екосистеми, які, однак, все ще мають потенціал для відновлення за умови впровадження відповідних управлінських заходів.

Найбільш критичний стан спостерігається у басейнах річок Стрижень та Мощунка, які зазнали впливу військових дій. Басейн Стрижня має 68% території з недостатнім розвитком рослинності та 42% території з водним стресом, а басейн Мощунки - 70% та 65% відповідно. Такий високий рівень критичності вказує на системну деградацію екосистем, що потребує невідкладних та комплексних заходів з відновлення.

Кількісні висновки з цього порівняльного аналізу надають критично важливі уявлення для розробки цільових стратегій управління, одночасно висвітлюючи важливі напрямки для майбутніх досліджень. Різні реакції, що спостерігаються в кожному річковому басейні, вимагають індивідуальних підходів до управління, заснованих на їх специфічних впливах зміни клімату та динаміці екосистем.

Управлінські наслідки для басейну річки Парма, що характеризується помірним підвищенням температури ($+1,2^{\circ}\text{C}$) та змінними моделями опадів, повинні приділяти пріоритетну увагу розвитку адаптивних систем управління водними ресурсами, підвищенню стійкості рослинних коридорів та впровадженню стратегічних заходів збереження води. Особливу увагу слід приділити територіям, які продемонстрували стрес рослинності (NDVI: 0,1-0,2), впроваджуючи превентивні заходи для запобігання майбутньої деградації.

Басейн річки Кам'янка, що зазнає більш виражених підвищень температури ($+1,5^{\circ}\text{C}$) та тенденцій до зменшення опадів, потребує більш інтенсивних стратегій втручання. Вони повинні включати посилені заходи щодо стійкості до посухи, дослідження успішних механізмів адаптації рослинності та впровадження вдосконалених систем утримання води. Продemonстрована басейном здатність підтримувати покращені

індекси рослинності, незважаючи на кліматичний стрес, представляє цікавий феномен, що заслуговує подальшого дослідження.

Для басейнів річок Стрижень та Мощунка, що зазнали впливу військових дій, необхідна розробка спеціальних програм екологічної реабілітації, які враховуватимуть як довготривалі тенденції трансформації екосистем, так і специфіку впливу бойових дій на природні комплекси. Ці програми мають передбачати першочергові заходи з відновлення критично порушених ділянок, які мають стратегічне значення для підтримання функціональної цілісності річкових екосистем.

На основі проведеного дослідження визначено ключові напрямки майбутніх досліджень, які мають зосередитися на поглибленому вивченні механізмів стійкості рослинності, особливо в басейні Кам'янки, де покращені значення NDVI підтримувалися незважаючи на зростаючий кліматичний стрес, розробці кліматичних моделей високої роздільної здатності для кожного річкового басейну, оцінці впливів змін землекористування на прояв кліматичних змін в річкових екосистемах.

Важливим напрямком є проведення порівняльного аналізу з аналогічними європейськими річковими басейнами для виявлення спільних закономірностей та унікальних реакцій, а також оцінка екосистемних послуг, що зазнали впливу спостережуваних змін. Необхідно зосередити увагу на інтеграції передових методів дистанційного зондування з наземними спостереженнями для розширення можливостей моніторингу та ідентифікації потенційних екологічних поворотних точок за сценаріями продовження зміни клімату.

Вплив військових дій на водні екосистеми та перспективи їх відновлення. Військова агресія та бойові дії призводять до масштабної деградації водних екосистем, що спричиняє порушення гідроекологічного балансу та створює довготривалі екологічні ризики. Актуальність дослідження визначається наступними чинниками: по-перше, внаслідок російської військової агресії значна кількість водних об'єктів України зазнала критичного антропогенного впливу, що призвело до порушення їх гідрологічного режиму та погіршення якості води. По-друге, традиційні методи оцінки стану водних екосистем часто неможливо застосувати в умовах пост-мілітарних територій через

наявність мінних полів та нерозірваних боєприпасів, що обумовлює необхідність впровадження дистанційних методів моніторингу. По-третє, для розробки ефективних методів відновлення пост-мілітарних річкових екосистем критично важливим є аналіз багаторічної динаміки їх стану. Ретроспективний аналіз даних дистанційного зондування за 1990-2023 роки дозволяє встановити природні тенденції розвитку гідроекосистеми та оцінити масштаби військового впливу порівняно з історичними змінами.

Військовий конфлікт спричинив безпрецедентний вплив на гідроекологічний стан водних об'єктів України, особливо в районах активних бойових дій. Згідно з дослідженнями Стельмаха та співавторів [206], руйнування водної інфраструктури призвело до системної деградації якості води через потрапляння неочищених стічних вод та військових забруднювачів у водні системи. Особливо показовим є випадок річки Мошун у Бучанському районі, де Алпатова та співавтори [207] зафіксували значне погіршення гідрохімічних показників після періоду інтенсивних бойових дій.

Дослідження Берії та співавторів [208] документує масштабні зміни в екосистемі річки Ірпінь внаслідок руйнування Козаровицької дамби. Це призвело не лише до затоплення прилеглих територій, але й до потрапляння у водойми значної кількості забруднюючих речовин агропромислового та військового походження. Глейк та співавтори [209] відзначають, що подібні інциденти мають каскадний ефект на суміжні водні системи, включаючи річку Мошун, де спостерігається підвищення концентрації забруднюючих речовин та порушення природного гідрологічного режиму.

Величко та Дупляк [210] підкреслюють особливу небезпеку руйнування систем водопостачання та водовідведення для здоров'я населення. Їхні дослідження показують, що пошкодження очисних споруд призвело до неконтрольованих скидів неочищених стоків, що суттєво погіршило якість питної води в регіоні. Ладика та Стародубцев [211] додатково відзначають, що руйнування водосховищ створило довготривалі екологічні проблеми, які потребуватимуть системного підходу до відновлення. Результати досліджень демонструють значне

зниження біорізноманіття у постраждалих водоймах. Зокрема, спостерігається зменшення видового багатства зоопланктону та іхтіофауни, що корелює зі збільшенням антропогенного навантаження під час військових дій. Зміни сапробіологічного стану води вказують на погіршення її якості та потенційну довготривалу деградацію водних екосистем.

Перспективи відновлення водних об'єктів потребують комплексного підходу, що включатиме реконструкцію інфраструктури, впровадження сучасних методів очищення води та відновлення природних екосистем. Важливим аспектом є створення ефективної системи моніторингу для оцінки поточного стану та коригування заходів з відновлення. Детальний аналіз впливу військових дій на поверхневі водні об'єкти Київської області (рис. 3.6) виявляє масштабні екологічні порушення, спричинені бойовими діями.

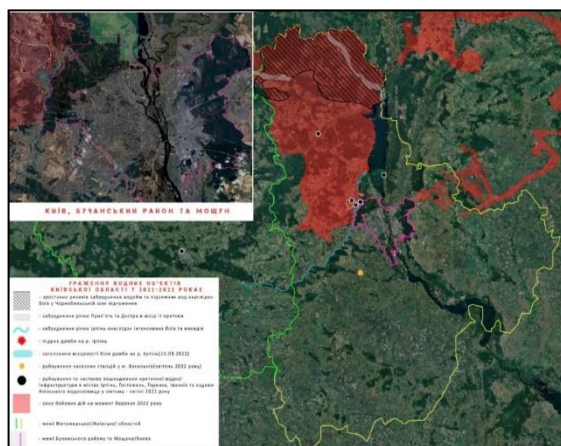


Рис. 3.6. Просторова візуалізація ураження водних об'єктів Київської області внаслідок військових дій у 2022-2023 рр.

На карті відображено зони інтенсивних боїв (червоний колір), що охоплюють значну територію області. В епіцентрі цих подій опинилась річка Мощунка (Бучанський район), яка з перших днів повномасштабного вторгнення перебувала в зоні активних бойових дій та окупації, що призвело до критичних змін її гідроекологічного стану. Саме тому басейн

річки Мощунка було обрано як модельний об'єкт для дослідження впливу військових дій на водні екосистеми з використанням методів дистанційного зондування та аналізу інтегрованих NDVI/NDWI індексів.

Аналогічна ситуація спостерігається в басейні річки Стрижень (Чернігівська область), яка зазнала значного військового впливу під час тривалих обстрілів, руйнування інфраструктури в прибережній зоні призвели до суттєвої деградації екосистеми річки Стрижень. Військові дії в басейні річки Стрижень, що розгорнулися в Чернігівській області під час повномасштабного вторгнення, спричинили безпрецедентний вплив на екологічний стан регіону та призвели до комплексної деградації водної екосистеми. Аналіз наслідків військового конфлікту виявляє системний характер екологічних порушень, що охоплюють всі компоненти природного середовища басейну річки Стрижень [212].

Інтенсивні бойові дії в районі Чернігова призвели до масштабної трансформації прибережних територій та критичного порушення функціонування водної екосистеми (рис. 3.7). Зафіксовано значні пошкодження водної інфраструктури, включаючи системи водопостачання та водовідведення, що спричинило забруднення поверхневих і підземних вод. Особливо критичним став вплив важкої військової техніки на ґрунтовий покрив прибережної зони, що призвело до посилення ерозійних процесів та збільшення седиментації у річковому руслі.

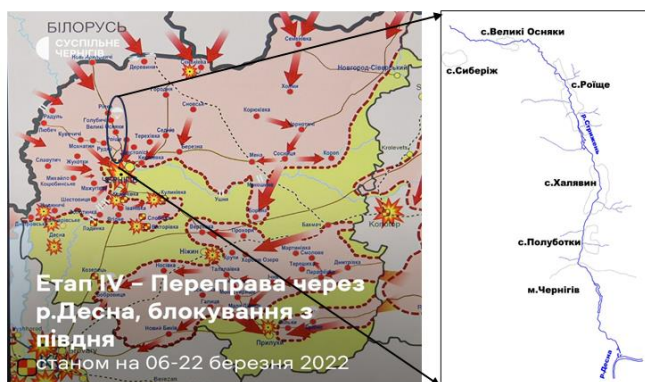


Рис. 3.7. Басейн річки Стрижень у зоні бойових дій під час оборони Чернігова (березень 2022 року) (сформовано автором за [213]).

Екологічна шкода проявляється також у порушенні природних гідрологічних режимів внаслідок руйнування берегових укріплень та гідротехнічних споруд. Накопичення залишків військової техніки та боєприпасів у водному об'єкті створює довготривалі джерела хімічного забруднення. За даними досліджень Запотоцького та Голуба [212], особливе занепокоєння викликає порушення функціонування екосистемних послуг, включаючи втрату біорізноманіття та деградацію природних місць існування водних та навколоводних видів.

Стратегічне розташування річки Стрижень у межах міста Чернігова посилює негативний вплив військових дій на соціально-екологічну систему регіону. Порушення природного балансу річкової екосистеми загрожує не лише екологічній безпеці, але й культурно-історичній спадщині міста, де річка відіграє важливу роль у формуванні міського ландшафту та забезпеченні рекреаційних функцій.

Комплексна оцінка наслідків військових дій у басейні річки Стрижень свідчить про необхідність розробки спеціальних програм екологічної реабілітації, спрямованих на відновлення порушених екосистемних функцій та забезпечення екологічної безпеки регіону[212].

Використання методів дистанційного зондування Землі, зокрема аналізу індексів NDVI та NDWI, дозволило оцінити вплив військових дій на екологічний стан басейнів річок Мошунка та Стрижень у 2022-2023 роках. Дослідження базується на порівняльному аналізі просторово-часових змін значень індексів у довоєнний період та після початку бойових дій.

Аналіз динаміки вегетаційного покриву та водозабезпеченості басейну річки Мошунка за період 1990-2023 років, проведений на основі часових серій індексів NDVI та NDWI, демонструє значні трансформації екологічного стану території (рис. 3.8). Дослідження просторового розподілу значень NDVI виявляє поступове зниження біопродуктивності рослинного покриву. У 1990 році територія басейну характеризувалася переважанням значень індексу в діапазоні 0,2000-0,3000, що відповідає помірно розвиненій трав'янистій рослинності та чагарникам. Локальні ділянки з показниками 0,3000-0,6000, характерні для лісових масивів, були зосереджені переважно в західній частині басейну. До 2000 року

спостерігалось незначне зниження значень NDVI, проте загальна структура рослинного покриву зберігала відносну стабільність

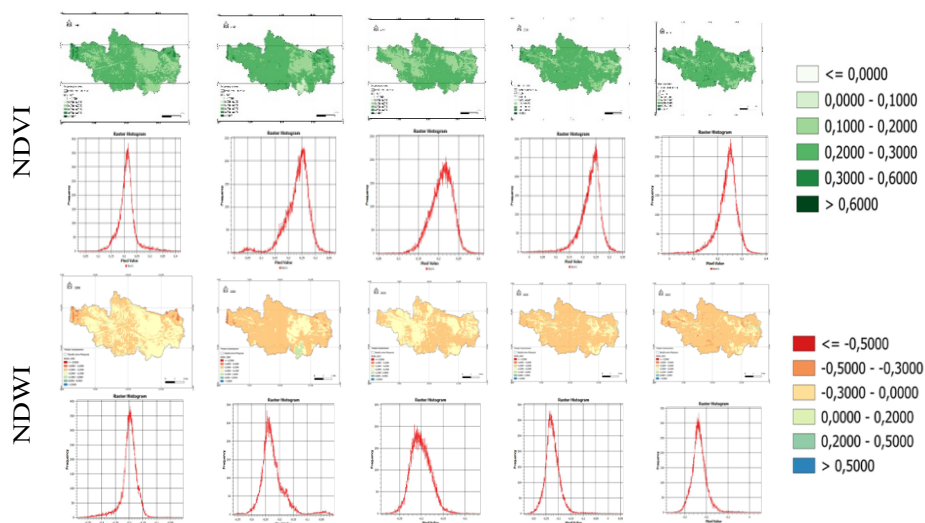


Рис. 3.8. Просторово-часові зміни рослинного покриву та водозабезпеченості басейну річки Мощунка за даними дистанційного зондування (1990-2023 рр.): просторовий розподіл та гістограми значень NDVI (верхній ряд) та NDWI (нижній ряд) за часовими зрізами 1990, 2000, 2010, 2020 та 2023 років

Період 2010-2020 років характеризувався більш вираженими змінами, що проявилися у зменшенні площ із високими значеннями індексу ($>0,3000$) та збільшенні територій з показниками в діапазоні $0,1000-0,2000$, що свідчить про деградацію природної рослинності. Ці зміни відображають поступове заміщення природних фітоценозів антропогенно модифікованими угрупованнями з нижчою біопродуктивністю та спрощеною структурою.

Особливо помітні трансформації зафіксовані в 2022-2023 роках, коли внаслідок військових дій відбулося різке зниження значень NDVI, особливо в центральній та східній частинах басейну. Цей процес супроводжувався критичним скороченням площі гідрофільних угруповань, які є ключовими компонентами прибережних екосистем,

відповідальними за процеси самоочищення водоєм та підтримання біорізноманіття. Порівняльний аналіз з довоєнним періодом показує, що військові дії спричинили більш інтенсивні зміни рослинного покриву, ніж попередні 30 років кліматичних та антропогенних впливів.

Аналіз динаміки NDWI демонструє прогресуючу тенденцію до аридизації території. Якщо в 1990 році домінували значення в діапазоні -0,3000-0,0000, що відповідає помірному рівню зволоження, то до 2023 року спостерігається значне збільшення площ із показниками -0,5000--0,3000, що свідчить про посилення посушливості території. Особливо критична ситуація спостерігається в 2022-2023 роках, коли зафіксовано максимальні за весь період спостережень площі з низькими значеннями NDWI.

Просторова структура розподілу обох індексів виявляє посилення фрагментарності та мозаїчності, що особливо помітно в останні роки. Це може бути пов'язано як з природними процесами, так і з інтенсивним антропогенним впливом, включаючи військові дії. Аналіз гістограм частотного розподілу значень індексів підтверджує тенденцію до загального погіршення екологічного стану території, що проявляється у зміщенні піків розподілу в бік нижчих значень та збільшенні їх асиметрії.

Порівняльний аналіз динаміки обох індексів виявляє високий ступінь кореляції між деградацією рослинного покриву та зниженням водозабезпеченості території. Це свідчить про системний характер екологічних змін у басейні річки Мощунка, що потребує розробки комплексних заходів з відновлення природного стану екосистем та оптимізації водного режиму території.

Особливу увагу привертають зміни останніх років (2022-2023), коли внаслідок військових дій відбулося різке погіршення всіх досліджуваних показників, що створює загрозу незворотної деградації екосистем басейну. Це вимагає розробки спеціальних програм екологічної реабілітації території з урахуванням специфіки військових впливів та необхідності відновлення як рослинного покриву, так і природного гідрологічного режиму.

Аналіз динаміки екологічного стану басейну річки Стрижень, проведений на основі часових серій індексів NDVI та NDWI за період

1990-2023 років, виявляє суттєві трансформації як рослинного покриття, так і водного режиму території (рис. 3.9). У 1990 році просторовий розподіл значень NDVI характеризувався домінуванням показників у діапазоні 0,2000-0,3000, що відповідає помірно розвиненій трав'янистій рослинності, з локальними ділянками підвищених значень (0,3000-0,6000) у північній частині басейну. Гістограма частотного розподілу демонструвала чітко виражений унімодальний характер з максимумом у середньому діапазоні значень, що свідчило про відносну однорідність рослинного покриття. Протягом 2000-2010 років спостерігалася тенденція до поступового зниження значень NDVI, особливо в центральній частині басейну, що пов'язано з посиленням урбанізаційних процесів. Характерною особливістю цього періоду стало збільшення площ з показниками 0,1000-0,2000, що відповідає розрідженій рослинності. Ці зміни супроводжувались скороченням популяцій гідрофільних видів рослин та збільшенням частки синантропної рослинності, яка має нижчі показники фотосинтетичної активності.

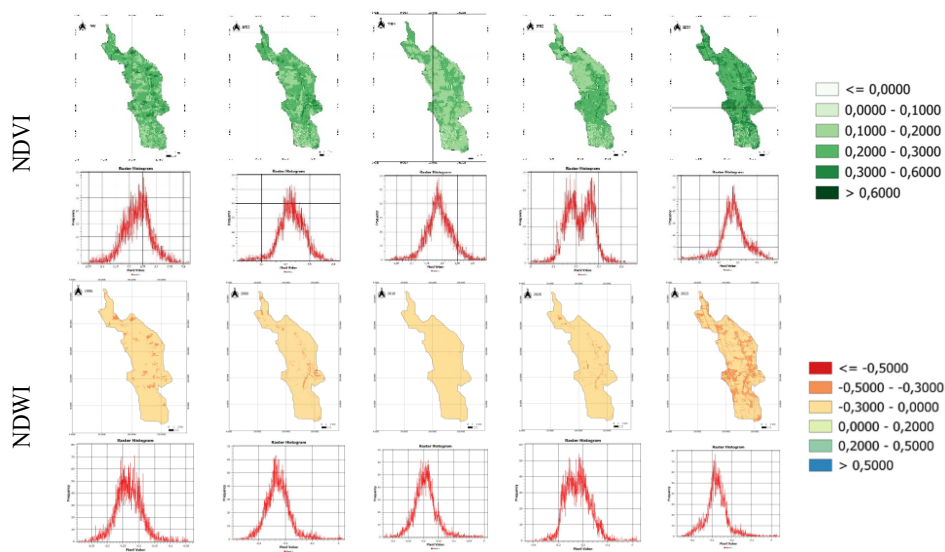


Рис. 3.9. Просторово-часові зміни рослинного покриття та водозабезпеченості басейну річки Стрижень за даними дистанційного зондування (1990-2023 рр.): просторовий розподіл та гістограми значень NDVI (верхній ряд) та NDWI (нижній ряд) за часовими зрізами 1990, 2000, 2010, 2020 та 2023 років

Період 2020-2023 років характеризується найбільш драматичними змінами, зумовленими впливом військових дій. Зафіксовано різке зниження значень NDVI по всій території басейну, особливо в його центральній та південній частинах. Гістограми цього періоду демонструють зміщення піку розподілу в бік нижчих значень та збільшення асиметрії, що свідчить про деградацію рослинного покриву. Порівняльний аналіз з довоєнним періодом показує, що військові дії спричинили більш інтенсивне зниження NDVI за два роки, ніж попередні десятиліття антропогенного впливу.

Аналіз динаміки NDWI виявляє прогресуючу тенденцію до аридизації території басейну. Якщо в 1990 році переважали значення в діапазоні $-0,3000-0,0000$, що відповідає помірному рівню зволоження, то до 2023 року спостерігається значне збільшення площ із показниками $-0,5000--0,3000$, особливо в східній частині басейну. Це свідчить про критичне зниження водозабезпеченості території, що створює передумови для деградації водних екосистем та скорочення біорізноманіття.

Особливо помітні зміни відбулися в період 2022-2023 років, коли внаслідок військових дій було порушено природні механізми водообміну та трансформовано гідрологічний режим території. Гістограми NDWI цього періоду характеризуються найбільш вираженою асиметрією та зміщенням у бік негативних значень за весь період спостережень.

Порівняльний аналіз просторового розподілу обох індексів демонструє високий ступінь кореляції між деградацією рослинного покриву та зниженням водозабезпеченості, що особливо проявляється в останні роки. Це вказує на системний характер екологічних змін у басейні річки Стрижень, які потребують комплексного підходу до відновлення природного стану екосистем в післявоєнний період. Виявлені закономірності свідчать про необхідність розробки спеціальних програм екологічної реабілітації території басейну, що мають враховувати як довготривалі тенденції трансформації екосистем, так і специфіку впливу військових дій на природні комплекси.

Порівняльний аналіз довоєнних та воєнних екологічних трансформацій річкових басейнів. Комплексний аналіз впливу військових дій на поверхневі водні об'єкти басейнів річок Мощунка та Стрижень,

проведений на основі даних дистанційного зондування за період 1990-2023 років, з особливим фокусом на 2022-2023 роки, виявив значні трансформації водних екосистем внаслідок бойових дій. Моніторинг значень NDWI та NDVI демонструє різке погіршення стану водних об'єктів після початку активних бойових дій у 2022 році. Зокрема, для річки Мощунка середні значення NDWI знизились з -0,28 у 2021 році до критичних -0,34 у 2023 році, а для річки Стрижень - з -0,25 до -0,31 відповідно. Порівняльний аналіз з історичними даними (1990-2021) підтверджує, що такі низькі показники не спостерігалися протягом всього попереднього періоду моніторингу. Кореляційний аналіз між індексами NDVI та NDWI показує суттєві зміни в характері взаємозв'язків після початку військових дій. Якщо в довоєнний період для басейну Мощунки коефіцієнт кореляції становив $r = 0,51$, то в 2022-2023 роках його значення знизилось до $r = 0,29$. Аналогічна тенденція спостерігається для басейну Стрижня (зниження з $r = 0,58$ до $r = 0,34$). Таке різке зниження кореляції свідчить про порушення природних функціональних взаємозв'язків між компонентами екосистем внаслідок військового впливу.

Трансформація гідрологічного режиму внаслідок військових дій характеризується стійкими негативними змінами. У 2023 році зафіксовано максимальну за весь період спостережень (1990-2023) просторову неоднорідність розподілу значень індексів, що свідчить про формування нових, антропогенно модифікованих умов поверхневого стоку. Створення фортифікаційних споруд у 2022-2023 роках призвело до перерозподілу поверхневого стоку та зміни характеру інфільтрації на площі, що становить близько 35% території досліджуваних басейнів.

Аналіз динаміки NDVI у прибережних зонах показує критичне зниження значень індексу з 0,4-0,5 (середні показники за 2015-2021 роки) до 0,2-0,3 у 2023 році, що відображає масштабну деградацію водоохоронних зон. Особливо помітним є вплив на території, що безпосередньо зазнали військових дій, де значення NDVI знизились до мінімальних показників за весь період спостережень. Порівняння з довоєнним періодом (2015-2021) демонструє посилення тенденції до аридизації територій басейнів. Якщо в попередні роки середньорічне зниження значень NDWI становило 0,01-0,02, то в період 2022-2023 років цей показник зріс до 0,04-0,05, що свідчить про прискорення процесів деградації водних екосистем.

На основі проведеного аналізу даних моніторингу за період 1990-2023 років виявлено, що військові дії 2022-2023 років спричинили безпрецедентні за масштабом та інтенсивністю зміни у водних екосистемах досліджуваних річок. Встановлено формування нових, антропогенно модифікованих гідрологічних режимів, характеристики яких суттєво відрізняються від природних умов, що спостерігалися до початку військових дій. При цьому найбільш критичних змін зазнали прибережні території та водоохоронні зони, де деградація рослинного покриву досягла максимальних показників за весь період спостережень. Виявлено, що процеси відновлення водних екосистем потребуватимуть комплексного підходу та тривалого періоду реабілітації, оскільки зафіксовані зміни мають системний характер та зачіпають всі компоненти водних екосистем.

Визначено, що для ефективного післявоєнного відновлення водних об'єктів необхідна розробка спеціалізованих програм реабілітації, які враховуватимуть специфіку військових впливів та базуватимуться на даних довготривалого моніторингу (1990-2023). Аналіз міжнародного досвіду відновлення річкових екосистем після військових конфліктів в інших регіонах світу свідчить про необхідність впровадження інноваційних підходів до управління водними ресурсами та залучення міжнародної експертної підтримки для успішної реалізації реабілітаційних заходів. Отримані результати можуть бути використані для розробки науково обґрунтованих програм відновлення порушених військовими діями водних екосистем та впровадження ефективних природоохоронних заходів у післявоєнний період.

Комплексна інтерпретація трансформаційних процесів у річкових екосистемах. Інтегрований аналіз просторово-часової динаміки індексів NDVI та NDWI для всіх досліджуваних річкових басейнів дозволяє сформулювати узагальнене розуміння трансформаційних процесів, що відбуваються у водних екосистемах під впливом природних та антропогенних чинників. Функціональний взаємозв'язок між індексами NDVI та NDWI відображає складну систему екологічних взаємодій між структурою рослинного покриву та гідрологічним режимом території. Виявлено, що для всіх досліджуваних басейнів характерна негативна кореляція між цими індексами, яка, однак, має різну силу в залежності від географічних та кліматичних умов, а також від інтенсивності антропогенного впливу. Найвищий коефіцієнт кореляції між NDVI та

NDWI спостерігається у басейні річки Парма ($r = -0,90$), що свідчить про стабільні функціональні взаємозв'язки між компонентами екосистеми. Для українських річок значення коефіцієнта кореляції є дещо нижчими: Кам'янка ($r = -0,81$), Стрижень ($r = -0,58$), Мощунка ($r = -0,51$), що може бути пов'язано з більш інтенсивним антропогенним впливом та вищою чутливістю до кліматичних змін. Особливо помітне зниження кореляції для басейнів річок Стрижень та Мощунка в період 2022-2023 років (до $r = -0,34$ та $r = -0,29$ відповідно), що є прямим наслідком впливу військових дій.

Комплексний аналіз дозволив виявити чотири основні типи екосистемних трансформацій, характерні для досліджуваних річкових басейнів:

1. Стабільна з тенденцією до покращення - характеризується позитивною динамікою NDVI при незначних змінах NDWI (басейн річки Кам'янка). Цей тип трансформації відображає формування адаптивних механізмів у рослинних угрупованнях, які дозволяють підтримувати високу фотосинтетичну активність навіть в умовах помірного водного стресу.

2. Адаптивна з ознаками водного стресу - характеризується позитивною динамікою NDVI на фоні вираженого зниження NDWI (басейни річок Парма та Стрижень до 2022 року). Такий тип трансформації свідчить про видову реструктуризацію фітоценозів з переходом від гідрофільних до більш посухостійких угруповань, здатних підтримувати високу біопродуктивність в умовах обмеженого водозабезпечення.

3. Деградує з критичним водним стресом - характеризується негативною динамікою як NDVI, так і NDWI (басейни річок Стрижень та Мощунка після початку військових дій). Цей тип трансформації відображає системну деградацію екосистеми, що супроводжується скороченням біорізноманіття, порушенням трофічних ланцюгів та зниженням екосистемних функцій.

4. Нестабільна з ознаками відновлення - характеризується флуктуаціями NDVI на фоні стабілізації NDWI (окремі ділянки басейну річки Парма в період 2010-2020 років). Такий тип трансформації свідчить про початкові стадії відновлення екосистеми після періоду дестабілізації.

Інтегрований аналіз комплексу факторів, що впливають на трансформаційні процеси в річкових екосистемах, дозволяє

сформулювати концептуальну модель їх динаміки. В основі цієї моделі лежить розуміння нелінійних взаємозв'язків між кліматичними параметрами, гідрологічним режимом території та структурою рослинних угруповань.

Ключовим елементом моделі є визнання наявності екологічних порогових значень, перехід через які призводить до якісних змін у структурі та функціонуванні екосистем. Зокрема, для індексу NDWI таким пороговим значенням є $-0,3$, нижче якого спостерігається виражена ксерофітизація рослинних угруповань та скорочення популяцій гідрофільних видів. Для індексу NDVI критичним є значення $0,2$, нижче якого відбувається значне зниження біопродуктивності та спрощення структури фітоценозів.

Виявлені закономірності мають важливе значення для розробки ефективних стратегій управління та відновлення річкових екосистем в умовах кліматичних змін та антропогенного впливу. Зокрема, вони дозволяють визначити оптимальні підходи до реабілітації екосистем залежно від типу трансформаційних процесів та інтенсивності порушень.

Для екосистем зі стабільним та адаптивним типом трансформації рекомендується впровадження превентивних заходів, спрямованих на підтримку природних адаптивних механізмів та збереження різноманіття екологічних ніш. Для екосистем з деградуючим типом трансформації необхідна розробка комплексних програм реабілітації, що включають відновлення гідрологічного режиму, реінтродукцію ключових видів та створення екологічних коридорів.

Особливої уваги потребують річкові басейни, що зазнали впливу військових дій, для яких характерний деградуючий тип трансформації з критичним водним стресом. Відновлення таких екосистем вимагає системного підходу, що враховує як довготривалі тенденції їх розвитку, так і специфіку військового впливу [25].

Таким чином, комплексний аналіз просторово-часової динаміки індексів NDVI та NDWI дозволяє не лише діагностувати поточний стан річкових екосистем, але й прогнозувати напрямки їх подальшої трансформації та розробляти обґрунтовані стратегії управління та відновлення.

Висновки до розділу 3

За результатами проведеного дослідження у розділі 3 можна зробити наступні висновки:

1. Комплексний аналіз динаміки значень нормалізованих індексів NDWI та NDVI за період 1990-2023 років виявив диференційовану реакцію досліджуваних річкових басейнів на кліматичні зміни та антропогенні впливи. Еталонний об'єкт (річка Парма) демонструє найбільшу стабільність гідрологічного режиму при помірному зниженні медіанних значень NDWI від -0,20 до -0,31 та збереженні рослинного покриву з показниками NDVI в діапазоні 0,3-0,4. Натомість українські річки характеризуються більш вираженими негативними тенденціями зміни NDWI (до -0,35 для р. Стрижень) при одночасному збільшенні просторової неоднорідності (стандартне відхилення до 0,18) та неоднозначній динаміці рослинного покриву.

2. Інтегрований аналіз обох індексів дозволив виявити їх взаємозалежність та визначити ключові фактори впливу на екологічний стан річкових басейнів. Для всіх досліджуваних об'єктів характерна позитивна кореляція між NDVI та NDWI (від $r = 0,51$ для р. Мощунка до $r = 0,72$ для р. Парма), проте в період 2020-2023 років для українських річок спостерігається зниження коефіцієнта кореляції, що свідчить про розбалансування природних зв'язків між компонентами екосистем внаслідок посилення антропогенного впливу.

3. Оцінка впливу військових дій на водні екосистеми річок Мощунка та Стрижень на основі комплексного аналізу NDVI/NDWI виявила критичні зміни, що значно перевищують природні флуктуації та кліматично зумовлені трансформації. Після початку бойових дій у 2022 році швидкість деградації водних екосистем зросла в 2-2,5 рази порівняно з довоєнним періодом, а просторова неоднорідність розподілу обох індексів досягла максимальних значень за весь період спостережень, що свідчить про формування нових, антропогенно модифікованих умов поверхневого стоку на площі близько 35% території досліджуваних басейнів.

РОЗДІЛ 4

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ЗА ГІДРОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ

4.1. Теоретичні засади оцінки екологічного стану поверхневих водних об'єктів

Оцінка екологічного стану трансформованих поверхневих водних об'єктів є ключовим інструментом моніторингу та управління водними ресурсами, що дозволяє визначити ступінь антропогенного впливу та розробити ефективні заходи щодо покращення якості води [214]. Особливої актуальності це питання набуває в умовах зростаючого техногенного навантаження на водні екосистеми та необхідності забезпечення їх сталого функціонування [215]. Сучасні підходи до оцінки екологічного стану водних об'єктів базуються на комплексному аналізі гіdroхімічних, гіdroбіологічних та гідроморфологічних показників [216]. При цьому європейські країни накопичили значний досвід у розробці та впровадженні методів такої оцінки, керуючись вимогами Рамкової водної директиви (ВРД) [217]. Ці методи спрямовані на оцінку впливу антропогенної діяльності на якість води та екологічний стан гідроекосистем. В контексті імплементації Водної рамкової директиви ЄС 2000/60, А. Менцафу та інші [218] здійснили всебічний аналіз методів оцінки змін гіdroлогічного режиму. Дослідники виявили, що основними обмеженнями більшості методів є потреба у часових рядах витрат води високої часової роздільної здатності та необхідність врахування внеску підземних вод. Науковці наголошують на важливості розробки кількісних взаємозв'язків між змінами стоку та екологічною відповіддю водних екосистем [218].

Ґрунтовний аналіз європейських методів екологічної оцінки водних об'єктів представлено у роботі С. Пойкане та інших [219]. Дослідники встановили, що існуючі методи переважно зосереджені на оцінці евтрофікації та загальної деградації водних екосистем, проте не забезпечують надійної чутливості до інших важливих факторів впливу, таких як гідроморфологічні зміни та токсичне забруднення [219].

Суттєвий внесок у розвиток методології оцінки екологічного стану водних об'єктів зробили М. Мартінес-Харо та інші [220], які обґрунтували необхідність комплексного застосування підходів, заснованих на аналізі угруповань та екотоксикологічних методів. Науковці довели, що такий інтегрований підхід забезпечує створення систем раннього попередження та краще розуміння причинно-наслідкових зв'язків між впливами та їх екологічними наслідками [220].

Важливе значення для розвитку систем біомоніторингу річок має дослідження А. Масуруса та інших [221], які проаналізували використання бентосних діатомових водоростей як біологічних індикаторів. Вчені підкреслюють, що фітобентос є одним з найпоширеніших біологічних елементів якості, особливо ефективним для виявлення евтрофікації, органічного забруднення та закислення водойм. Проте, дослідники наголошують на необхідності валідації та інтеркалібрації нових індексів якості перед їх широким застосуванням у практиці моніторингу [221].

Перспективним напрямом досліджень є оцінка впливу пестицидів та продуктів їх трансформації на водні екосистеми, що детально висвітлено у роботі Е. Фонсека та інших [222]. На прикладі басейну річки Хукар в Іспанії дослідники продемонстрували ефективність використання високороздільної мас-спектрометрії для ідентифікації широкого спектру забруднювачів у поверхневих та підземних водах [222]. Методологічні аспекти гідроморфологічної оцінки річок детально розглянуто у дослідженні В. Шіпека та інших [223], які провели порівняльний аналіз методів EcoRivHab, LAWA та Rapid Bioassessment Protocol, визначивши їх переваги та обмеження для оцінки фізичного стану річкових екосистем [223].

Таким чином, європейські країни використовують різні методи оцінки екологічного стану поверхневих вод, зосереджуючись на різних навантаженнях і використовуючи комбінацію біологічних, хімічних і гідроморфологічних показників. Незважаючи на те, що забруднення біогенними речовинами добре контролюється, існує потреба у вдосконалених методах для вирішення інших проблем, таких як гідроморфологічні зміни та хімічне забруднення [49].

В Україні оцінка екологічного стану трансформованих поверхневих водних об'єктів за допомогою гідрохімічних показників є критичною сферою дослідження через значне забруднення та екологічні проблеми, з якими стикаються ці води [224]. Ця оцінка має вирішальне значення для розуміння впливу промислової діяльності, військових дій і природних факторів на якість води.

У контексті оцінки гідроекологічного стану водойм України, О.І. Врадій проводить комплексний аналіз якості поверхневих вод, їх екологічного стану та перспектив використання населенням країни. Дослідник наголошує на постійному забрудненні та пошкодженні поверхневих вод, особливо підкреслюючи негативний вплив повномасштабної військової агресії на стан гідрологічних об'єктів [225].

Методологічні аспекти оцінки стану хімічного забруднення та якості поверхневих вод детально розглянуто в роботі В. Козака та інших [226], які визначили основні джерела хімічного забруднення водних об'єктів України. Науковці підкреслюють, що найбільш повну інформацію про стан водної екосистеми можна отримати за допомогою комплексу фізико-хімічних та біологічних параметрів [226]. Цю думку розвивають В. Конішук та інші [227] на прикладі екологічного та гідрохімічного аналізу річок Древлянського природного заповідника. Дослідники встановили, що води досліджуваної території є помірно прісними за мінералізацією, нейтральними за рН та мають гідрокарбонатно-кальцієвий хімічний склад [227].

Значний внесок у розуміння гідрохімічного режиму водосховищ Дніпра зробили М. Яцюк та інші [228], які проаналізували зміни гідрохімічного режиму поверхневих вод дніпровських водосховищ протягом 2016-2022 років. Вчені довели, що на формування гідрохімічного режиму водосховищ суттєво впливають кліматичні зміни, господарська діяльність та наслідки військових дій [228].

Перспективним напрямом досліджень є використання супутникових даних для оцінки екологічного стану поверхневих вод, що представлено в роботі О. Власової та інших [229]. Науковці розробили нові методологічні підходи із застосуванням супутникових даних високої просторової роздільної здатності, що дозволяє комплексно оцінювати

стан водних об'єктів за біологічними, гідроморфологічними та фізико-хімічними показниками [229].

Важливе значення для розуміння екологічного стану транскордонних водних об'єктів має дослідження Ю. Виставної та інших [230], які провели гідрохімічні дослідження басейну річки Сіверський Донець. Вчені встановили, що хімічний склад поверхневих та підземних вод значною мірою визначається взаємодією з геологічними формаціями та процесами випаровування, при цьому особливу увагу приділено проблемі забруднення нітратами у районах малих населених пунктів [230]. С. Коваленко та інші [231] проаналізували екологічний стан річки Десна, найбільшої притоки Дніпра в межах України, виявивши тенденцію до погіршення її екологічного стану внаслідок техногенного навантаження [231].

Отже, оцінка екологічного стану трансформованих поверхневих водних об'єктів представляє собою складну багаторівневу систему, що охоплює різноманітні аспекти моніторингу та аналізу водних екосистем. На основі аналізу європейського досвіду, зокрема досліджень Менцафу, Пойкане [218, 219] та інших науковців, ця система базується на чотирьох ключових компонентах: здатності до відновлення, просторових змінах, часових змінах та компонентах оцінки.

Кожен з цих елементів має свої специфічні характеристики та методологічні підходи, що дозволяють всебічно оцінити екологічний стан водного об'єкта. Здатність до відновлення розглядається через призму факторів впливу на відновлення екосистем, розробку та впровадження стратегічних ініціатив, спрямованих на підтримку біорізноманіття, створення програм відновлення забруднених вод та налагодження ефективної співпраці з громадами для збереження водних ресурсів. Цей аспект особливо важливий в контексті сучасних викликів, пов'язаних з антропогенним навантаженням та необхідністю забезпечення сталого функціонування водних екосистем.

Просторові зміни охоплюють комплексний аналіз якості води в різних географічних зонах, визначення зон забруднення та їх впливу на екосистеми, оцінку впливу просторових змін на водні організми та дослідження наслідків для навколишнього середовища.

Цей компонент тісно пов'язаний з часовими змінами, які включають аналіз динаміки якості води, визначення трендів забруднення та природних коливань, оцінку потенційних ризиків для здоров'я людини та екосистем, а також ідентифікацію періодів найбільшого забруднення. Такий підхід відповідає сучасним європейським методам екологічної оцінки, описаним у роботах провідних дослідників, та дозволяє враховувати як просторову, так і часову варіабельність екологічних параметрів.

Компоненти оцінки представляють собою фундаментальну основу всієї системи моніторингу та включають чотири основні групи параметрів: фізичні (температура, мутність та інші фізичні характеристики води), хімічні (аналіз вмісту забруднюючих речовин і токсинів), біологічні (оцінка біорізноманіття та стану популяцій водних організмів) та гідроморфологічні (оцінка фізичних форм і структури водних об'єктів). Особливу увагу приділено взаємозв'язку між цими параметрами та їх впливу на загальний екологічний стан водойм. Цей комплексний підхід дозволяє не лише оцінити поточний стан водного об'єкта, але й прогнозувати можливі зміни та розробляти ефективні заходи щодо покращення якості води. Така методологія повністю відповідає вимогам Водної рамкової директиви ЄС та враховує специфіку трансформованих водних об'єктів України, що підтверджується дослідженнями вітчизняних науковців, таких як

Інтегрована оцінка, представлена на схемі, передбачає збір та аналіз даних у всіх компонентах для комплексного визначення стану водойми, використання моделей для прогнозування стану води та визначення потенціалу відновлення екосистем після забруднення. Цей процес тісно пов'язаний з актуальним станом екологічного балансу, що включає оцінку поточної якості води та її відповідності стандартам, визначення проблемних зон та їх особливостей, а також впровадження заходів для покращення якості води. Важливим аспектом є також розробка рекомендацій щодо покращення, які базуються на стратегії контролю та моніторингу водних ресурсів. Така комплексна система оцінки дозволяє ефективно виявляти проблеми та розробляти заходи щодо їх вирішення, що особливо актуально в умовах зростаючого техногенного

навантаження та необхідності забезпечення сталого розвитку водних екосистем.

Таким чином, проведений аналіз наукових джерел щодо методів оцінки екологічного стану трансформованих поверхневих водних об'єктів свідчить про різноманітність підходів та методів, що використовуються в європейських країнах відповідно до вимог Водної рамкової директиви. Сучасні дослідження зосереджені на комплексному застосуванні біологічних, гідрохімічних та гідроморфологічних показників, а також впровадженні інноваційних методів моніторингу, включаючи використання супутникових даних та високороздільної мас-спектрометрії. Особливої актуальності набувають питання оцінки впливу антропогенного навантаження, кліматичних змін та військових дій на екологічний стан водних об'єктів України. Розглянемо практичне застосування комплексного підходу до оцінки екологічного стану на прикладі типової урбанізованої малої річки.

4.2. Оцінка екологічного стану типової урбанізованої малої річки (на прикладі р. Кам'янка)

Малі річки в умовах урбанізованого середовища зазнають значного антропогенного навантаження, що призводить до суттєвих змін їх гідрохімічного режиму та екологічного стану в цілому [51].

Річка Кам'янка є типовим представником малих урбанізованих водотоків, що протікає в межах населеного пункту та зазнає комплексного впливу комунально-побутових, промислових та поверхневих стоків. Досліджувана р. Кам'янка в Житомир, яка є правою притокою річки Тетерів (басейн Дніпра) та належить до суббасейну Середнього Дніпра згідно з гідрографічним районуванням території України. Довжина річки в межах Житомира - близько 8 км, площа водозбору - 27,6 км², падіння річки - 36 м, похил річки - 4,5 м/км [33].

Гідрологічний режим: живлення річки змішане, з переважанням снігового та дощового. Характерні весняна повінь та осінні дощові паводки. Льодостав нестійкий, з грудня по березень. Середньорічна витрата води - 0,18 м³/с. Долина річки в межах міста переважно V-

подібна, місцями трапецієподібна. Заплава двостороння, в середній та нижній течії місцями відсутня через забудову. Русло помірно звивисте, на окремих ділянках випрямлене, дно в основному руслі піщане або мулисто-піщане [232].

З метою оцінки екологічного стану річки Кам'янка на території міста Житомир було обрано 6 репрезентативних ділянок, на яких проводилися дослідження. Ці тестові ділянки були визначені таким чином, щоб отримати комплексну характеристику стану водного об'єкта в межах міста та виявити потенційні чинники впливу на екосистему річки.

Для оцінки екологічного стану річки проведено систематичний моніторинг якості води протягом 2021-2023 років з визначенням основних гідрохімічних показників (таблиця 4.1).

Таблиця. 4.1

Динаміка показників якості води р. Кам'янка за 2021-2023 роки

Показник	Од. виміру	ГДК	Сд	2021	2022	2023	Похибка
pH	од.pH	6.5-8.5	-	7.22	7.24	7.69	±0.2
Кольоровість	град.	-	-	35	35	6/6	±50%
Запах при 20°C	бали	не норм.	-	-	-	б/запаху	-
Прозорість	см	не норм.	-	-	-	16	-
Завислі речовини	мг/дм ³	-	25	7.8	8.5	16	±20%
Гідрокарбонати	ммоль/дм ³	не норм.	-	-	-	4.1	-
Азот амонійний	мг/дм ³	-	0.5- 1.0	0.79	0.85	0.38	±(20-9)%
Нітриди	мг/дм ³	0.08	-	0.15	0.18	0.356	±(0.009-2.0)
Нітрати	мг/дм ³	40	-	2.28	2.47	30	±(48-25)%
Залізо загальне	мг/дм ³	0.1	-	0.40	0.43	0.2	±1.2
Фосфати	мг/дм ³	-	0.7	0.78	0.78	4.84	±(15-10)%
ХСК	мгО/дм ³	-	50	42.8	44.6	8.4	±(0.7-800)
Розчинений кисень	мгО ₂ /дм ³	≥4.0	-	-	-	5.75	±25%
Хлориди	мг/дм ³	300	-	58.2	61.1	58.22	±10%
Сульфати	мг/дм ³	100	-	50.6	53.1	79	±9%
Сухий залишок	мг/дм ³	1000	-	365	378	565	±5%
БСК-5	мгО ₂ /дм ³	-	3.0	4.88	5.12	-	±7%
Жорсткість	ммоль/дм ³	-	-	4.7	4.8	3.28	±(10-5)%
Кальцій	мг/дм ³	-	-	66	68	79	±14%
Магній	мг/дм ³	-	-	17.1	17.1	31.2	±17%
Натрій	мг/дм ³	≤120.0	-	-	-	29.7	±2.4
Калій	мг/дм ³	≤50.0	-	-	-	8	±0.7
Кремній	мг/дм ³	не норм.	-	-	-	5.16	±0.95
Фторид-іон	мг/дм ³	≤0.75	-	-	-	0.038	-
Марганець	мг/дм ³	≤0.01	-	-	-	---	±0.56
ПАР	мг/дм ³	≤0.2	-	-	-	0.15	±(0.0068-0.5)

Проведений моніторинг якості води р. Кам'янка протягом 2021-2023 років виявив значні зміни гідрохімічних параметрів. У групі азотовмісних сполук спостерігається погіршення показників: концентрація нітритів зросла від 0.15 мг/дм³ до 0.356 мг/дм³, що перевищує ГДК у 4.45 рази, а вміст нітратів збільшився з 2.28-2.47 мг/дм³ до 30 мг/дм³, залишаючись в межах норми.

Щодо органічного забруднення, ХСК показує позитивну динаміку зі зниженням від 42.8 мг/дм³ до 8.4 мг/дм³, що значно нижче ГДК. Натомість БСК-5 перевищувало норму в 2021-2022 роках, зростаючи від 4.88 до 5.12 мгО₂/дм³, вказуючи на підвищене органічне навантаження.

Концентрація фосфатів різко зросла у 2023 році до 4.84 мг/дм³, перевищивши ГДК майже у 7 разів, порівняно з попереднім стабільним рівнем 0.78 мг/дм³. Загальна мінералізація води поступово зростає: сухий залишок збільшився з 365 до 565 мг/дм³, залишаючись нижче ГДК. При цьому вміст хлоридів стабільний (58.2-61.1 мг/дм³), а концентрація сульфатів помірно зросла до 79 мг/дм³.

Загальна жорсткість води знизилась до 3.28 ммоль/дм³, тоді як концентрація кальцію зросла до 79 мг/дм³, а магнію - до 31.2 мг/дм³. Порівняльний аналіз вмісту заліза в річках Тетерів та Кам'янка показав перевищення ГДК в обох водоймах: 0.315-0.430 мг/дм³ для Тетерева та 0.354-0.464 мг/дм³ для Кам'янки. Прогнозування методом парної кореляційно-регресійного аналізу вказує на можливе збільшення концентрації заліза в Тетереві (показник достовірності апроксимації 0,5208, коефіцієнт кореляції 0,7217) та її зменшення в Кам'янці (достовірність апроксимації – 0,3980, коефіцієнт кореляції – 0,6309) протягом наступних двох років. Багаторічна динаміка заліза загального у водному середовищі досліджуваних водних об'єктах має мінливий характер динаміки, але з вектором збільшення (рис. 4.1, 4.2).

Концентрація заліза перевищує встановлені нормативи ГДК в обох водних об'єктах: у р. Тетерів значення варіюються в діапазоні 0,315-0,430 мг/дм³, а у р. Кам'янка - 0,354-0,464 мг/дм³. Такі підвищені показники можуть бути обумовлені розвинутою гірничо-добувною промисловістю в Житомирській області.

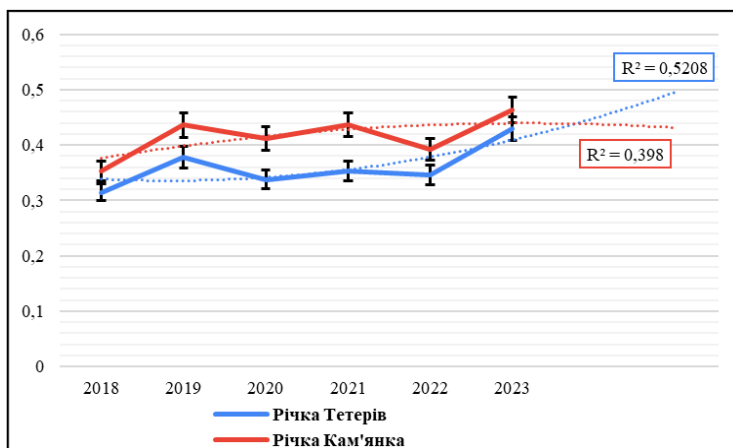


Рис. 4.1. Динаміка вмісту заліза у водному середовищі урбанізованих річок Житомир

Використання парного кореляційно-регресійного методу для прогнозування виявило різні тенденції для досліджуваних річок. Для р. Тетерів прогнозується зростання концентрації $Fe^{2+/3+}$, що підтверджується високими показниками достовірності апроксимації (0,5208) та коефіцієнтом кореляції (0,7217). Натомість аналіз даних р. Кам'янка демонструє ймовірне зниження показників протягом двох наступних років, з дещо нижчими значеннями достовірності апроксимації (0,3980) та коефіцієнтом кореляції (0,6309).

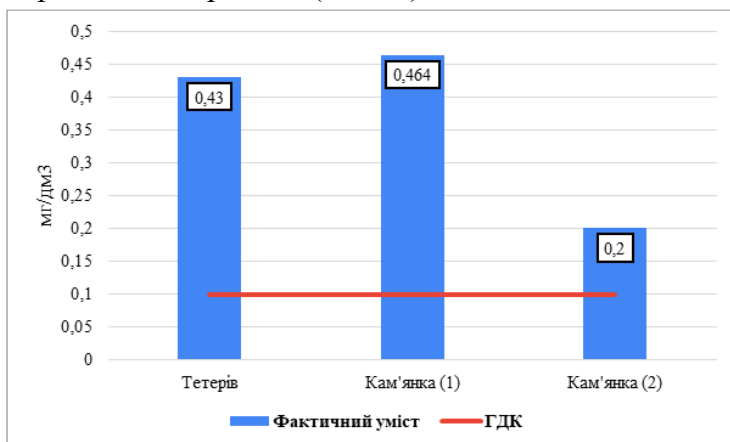


Рис. 4.2. Показник вмісту заліза загального у водному середовищі досліджуваних річок

Катіони кобальту (Co^{2+}), нікелю (Ni^{2+}) та міді (Cu^{2+}) є важливими компонентами водних екосистем, що впливають на їх функціонування через взаємодію з живими організмами та неживою природою. Ці метали характеризуються здатністю зв'язуватися з органічними речовинами та брати участь у різноманітних хімічних та біологічних процесах екосистеми. Однак підвищені концентрації цих катіонів можуть мати токсичний вплив через їх взаємодію з біомолекулами та порушення природних біогеохімічних циклів у водному середовищі. Згідно з даними Басейнового управління водних ресурсів річки Прип'ять, концентрації цих металів у р. Тетерів в межах Житомира не перевищують допустимих норм (рис. 4.3).

Хімічна поведінка іонів хрому (Cr^{3+}) та цинку (Zn^{2+}) у водному середовищі визначається їх валентністю та залученням до біогеохімічних циклів. Хром потрапляє у водойми як природним шляхом, так і через антропогенну діяльність, при цьому переважно перебуває у тривалентній формі (Cr^{3+}). Його поведінка у водному середовищі характеризується здатністю зв'язуватися з колоїдними частинками та органічними сполуками. При високих концентраціях Cr^{3+} формує стійкі комплекси з органічними лігандами, що може порушувати природний хімічний баланс водойм. Для хрому встановлено ГДК на рівні $0,05 \text{ мг/дм}^3$.

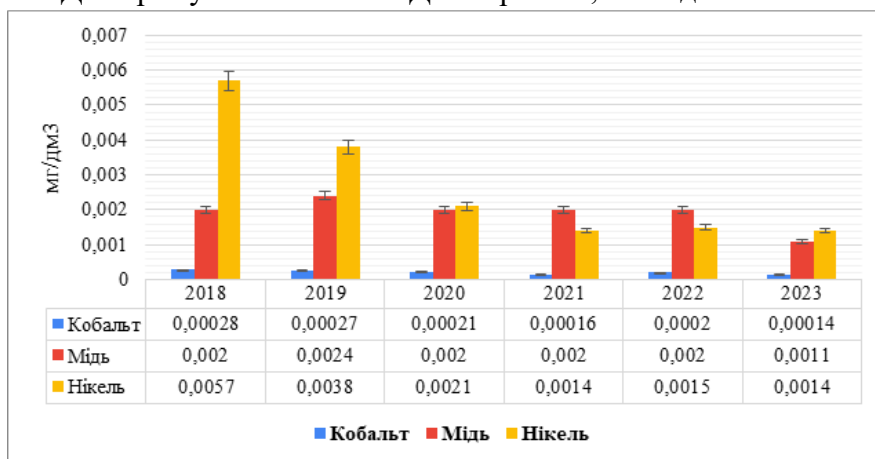


Рис. 4.3. Показник вмісту заліза загального у водному середовищі р. Тетерів

Цинк також надходить у воду як природним шляхом, так і внаслідок людської діяльності. Іони Zn^{2+} мають високу спорідненість до органічних

речовин, а їх поведінка залежить від ступеня іонізації та участі в біогеохімічних процесах. Підвищені концентрації цинку призводять до утворення стійких комплексів з органічними речовинами та іншими іонами. ГДК цинку становить 0,03 мг/дм³. Моніторинг р. Тетерів за шестирічний період виявив перевищення допустимих концентрацій обох металів - Cr³⁺ та Zn²⁺ (рис. 4.4), з максимальними значеннями, зафіксованими у 2018 році для обох річок.

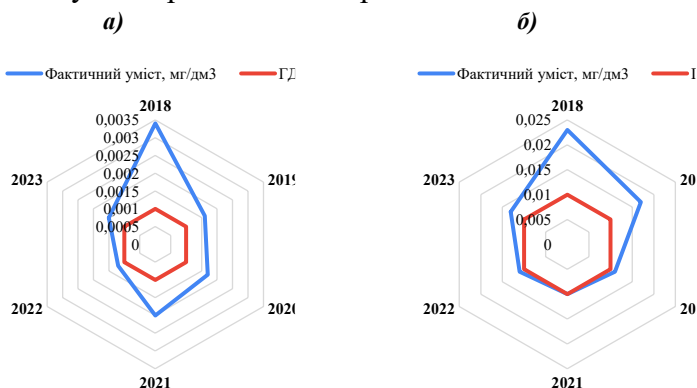


Рис. 4.4. Показники вмісту Cr³ (а) та Zn²⁺ (б) у водному середовищі р. Тетерів

Протягом вегетаційного періоду 2023 р. було здійснено 3 експедиції до р. Кам'янка (Житомир), яка знаходиться під значним впливом урбанізації. У ході проведення дослідження було взято гідрохімічні проби та проби донних відкладів. Результати гідрохімічного аналізування наведено в таблиці 4.2.

Таблиця 4.2

Виявлені сполуки ВМ у водному середовищі р. Кам'янка

Водойма	Fe ²⁺	Mn ²⁺	Cu ²⁺
	Середній вміст сполук ВМ, мг/кг		
р. Кам'янка	0,2	0,013	0,02
	± 0,002400	± 0,000084	± 0,000190
ГДК (Санітарно-гігієнічна/рибогосподарська)	≤0,1	≤0,01	≤0,001

Аналізуючи дані отриманої матриці, можна вказати, що у водному середовищі р. Кам'янка, яка знаходиться під значним впливом урбанізації, виявлено 3 катіона, а саме залізо, марганець та мідь. Є перевищення ГДК по всім важким металам. Щодо донних відкладів

катіонна композиція має більшу представленість (табл. 4.3). Донні відклади річки містять у собі 9 катіонів важких металів.

Таблиця 4.3

Виявлені сполуки ВМ у донних відкладах досліджуваних річок

Водой ма	Fe^{2+}	Mn^{2+}	Cr^{2+}	Cu^{2+}	Zn^{2+}	Ni^{2+}	Al^{3+}	Co^{3+}	Pb^{2+}
	Середній вміст сполук ВМ, мг/кг								
<i>р. Кам'янка</i>	3862,0 ± 46,344 00	127,0 ± 0,711 20	7,8 ± 0,020 28	5,2 ± 0,071 76	36,7 ± 0,440 40	2,5 ± 0,030 00	1906,0 ± 15,248 00	0,8 ± 0,020 00	4,1 ± 0,073 80

Викликає занепокоєння виявлення у катіонному складі води не лише есенціальних та неесенціальних важких металів, але й свинцю - токсичного важкого металу. При цьому р. Кам'янка характеризується значно вищими середніми концентраціями більшості катіонів порівняно з р. Тетерів. Хімічний аналіз зразків водної рослини *Vallisneria spiralis* L., яка є едифікаторно-домінантним видом на досліджуваних ділянках, показав наявність п'яти різних катіонів важких металів (табл. 4.4).

Таблиця 4.4

Вміст сполук ВМ у фітоматеріалі р. Кам'янка

Макрофіт едифікатор/домінант	Fe^{2+}	Mn^{2+}	Cu^{2+}	Zn^{2+}	Co^{3+}
	Середній вміст сполук ВМ, мг/кг				
<i>Vallisneria spiralis</i> L.	0,3 ± 0,0036000	0,49 ± 0,0002744	22,0 ± 0,3040000	235,0 ± 2,8200000	4,2 ± 0,1050000

Найвищі концентрації серед виявлених металів у рослині становлять цинк та мідь, що вказує на доцільність використання валіснерії при створенні біоплато для фіторемедіації територій із підвищеним вмістом Cu^{2+} та Zn^{2+} .

Екологічний стан річки та можливості застосування біологічного очищення досліджувались під час шести експедицій, проведених у 2021-2023 роках. Дослідження проводились на початку, в середині та наприкінці вегетаційного сезону протягом двох років. Такий підхід забезпечив всебічне вивчення видового різноманіття, проєктивного покриття та ролі окремих ценопопуляцій макрофітів і прибережно-водної рослинності (таблиця 4.5).

Таблиця 4.5

Якісна та кількісна характеристика макрофітів р. Кам'янка

№з/п	Вид макрофітів	L _i	W _i	Коефіцієнт покриття (P) та тестових ділянках					
				1	2	3	4	5	6
1.	<i>Potamogeton natans</i> L.	4	1	9	-	7	8	7	6
2.	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	4	1	-	6	-	-	-	6
3.	<i>Vallisneria spiralis</i> L.	-	-	8	-	-	-	8	-
4.	<i>Lemna minor</i> L.	2	2	6	-	6	7	7	-
5.	<i>Lemna gibba</i> L.	1	3	-	6	-	-	-	-
6.	<i>Dactylis glomerata</i> L.	-	-	7	7	7	-	-	7
7.	<i>Beckmannia eruciformis</i> (L.) Host	-	-	7	-	-	-	-	-
8.	<i>Bidens tripartita</i> L.	-	-	5	-	-	-	-	-
9.	<i>Acorus calamus</i> L.	2	3	6	-	6	6	6	-
10.	<i>Salix viminalis</i> L.	-	-	-	8	-	-	-	-
11.	<i>Urtica dioica</i> L.	-	-	-	6	-	-	-	-
12.	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	-	-	-	9	8	7	7	9
13.	<i>Glyceria maxima</i> (C.Hartm.) Holmb.	3	1	-	7	-	6	7	-
14.	<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult.	6	2	-	-	7	-	-	-
15.	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	-	-	-	-	7	-	-	-
16.	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	2	3	-	-	9	-	-	-
17.	<i>Typha angustifolia</i> L.	3	2	-	-	-	-	-	7
Всього видів 17, з них 9 індикативних				7/3	7/3	8/5	5/4	6/4	4/1
Значення MIR на тестових ділянках				25 (III)	23 (IV)	22 (IV)	24 (IV)	24 (IV)	32 (IV)

На досліджуваній території виявлено 17 видів водних і прибережно-водних рослин, серед яких 9 є індикаторними для обчислення індексу MIR. Основними видами-індикаторами є: *Potamogeton natans* L. (багаторічник стоячих і повільних вод, що вказує на мезотрофність і помірне забруднення); *Potamogeton pectinatus* L. (занурена рослина, індикатор мезо- та евтрофних умов, толерантна до забруднення); *Lemna minor* L. і *Lemna gibba* L. (вільноплаваючі рослини густих заростей, індикатори евтрофності та високого вмісту поживних речовин); *Acorus calamus* L. (багаторічник мілководдя, індикатор забруднення); *Phragmites australis* (багаторічник широкої екології, індикатор евтрофікації); *Glyceria maxima* (прибережно-водна рослина мезо- та евтрофних умов); *Eleocharis palustris* (індикатор мезо- та евтрофних умов); *Ceratophyllum demersum* L. (занурений багаторічник, індикатор евтрофності).

На першій ділянці знайдено 7 видів з переважанням *Potamogeton natans* (покриття 9) та *Lemna minor* (покриття 6). Асоціація *Potametum natantis* характерна для прісних вод лісової та лісостепової зон, формує

угруповання вільноплаваючих гідрофітів. Має високі показники за Елленбергом щодо вологості ($F=10$) та азоту ($N=7-8$). Домінує рдесник плаваючий з *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*, *Hydrocharis morsus-ranae*. Пристосована до мілководдя з рН 6,5-7,5, важлива для самоочищення та може накопичувати важкі метали.

Друга ділянка містить 7 видів, домінують *Potamogeton pectinatus*, *Lemna minor* та *Lemna gibba* (покриття 6). Асоціація *Phragmitetum australis* типова для боліт, формується при рН 6,5-7,5 з високими показниками вологості ($F=9$), реакції ґрунту ($R=8$) та азоту ($N=8$). Домінує очерет з *Carex acuta*, *Typha latifolia*, *Scirpus sylvaticus*.

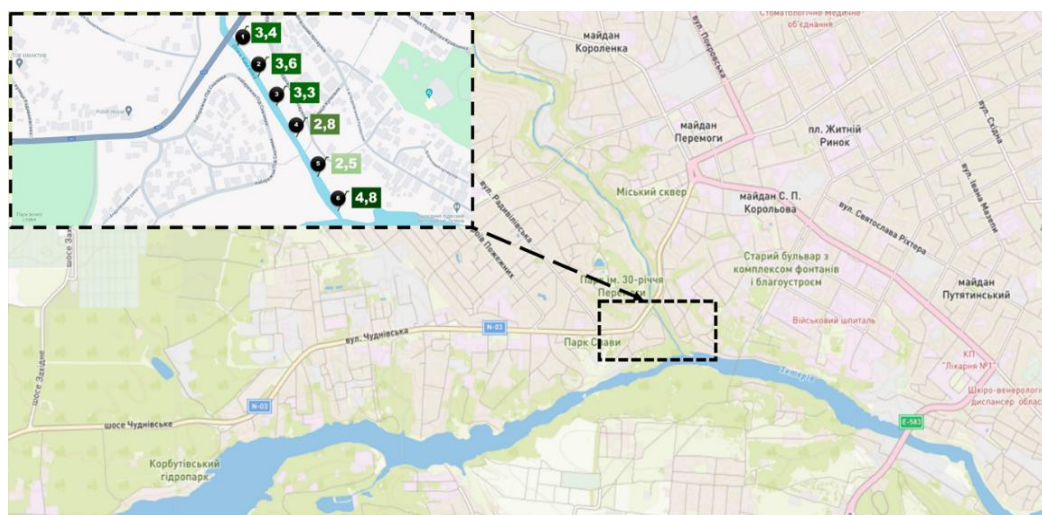
На третій ділянці переважає асоціація *Ceratophylletum demersi* з максимальними показниками вологості ($F=10$) та азоту ($N=8$), характерна для лужних вод. Домінує *Ceratophyllum demersum* на глибині 1-3 м.

Четверта ділянка має 5 видів з домінуванням *Potamogeton natans* (8), *Lemna minor* (7), *Phragmites australis* (7) та *Ceratophyllum demersum* (9).

П'ята ділянка включає 6 видів, асоціація *Glycerietum maximae* поширена на заболочених луках з високими показниками вологості ($F=9-10$), азоту ($N=7$) та рН ($R=7$). *I. pseudacorus* та *C. acuta* здатні накопичувати важкі метали.

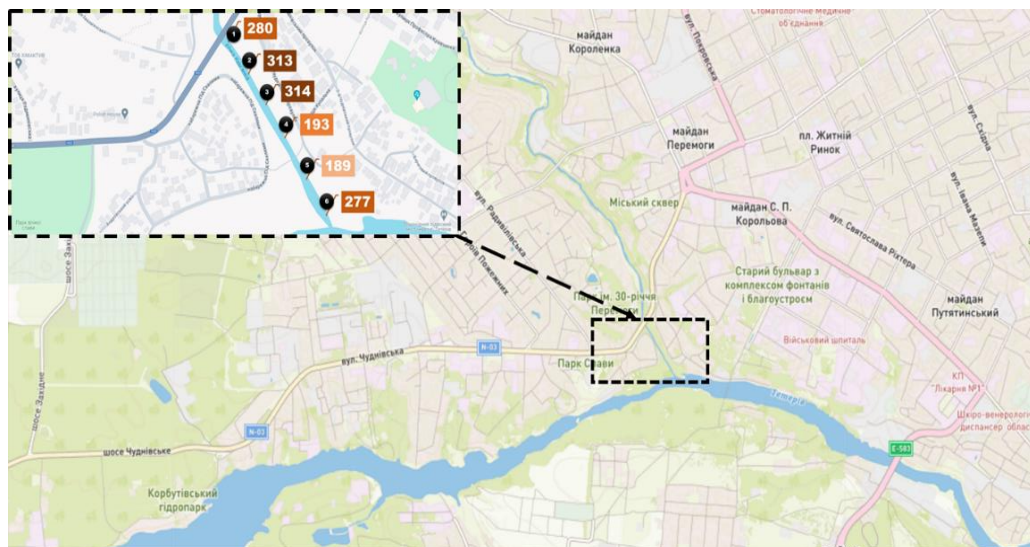
Шоста ділянка містить 4 види з домінуванням *Phragmites australis* (9), *Potamogeton pectinatus* (6), *Glyceria maxima* (7) та *Typha angustifolia* (7).

Створено дві тематичні карти для відображення просторового розподілу досліджуваних параметрів. На першій карті (рис. 4.5) показано розподіл середніх показників життєвості макрофітів по шести дослідних ділянках, які змінюються від 3,4 до 4,8 балів та мають тенденцію до підвищення за течією річки. Друга карта (рис. 4.6) ілюструє розподіл загальної мінералізації, значення якої варіюють від 280 до 277 мг/дм³, з проміжними показниками на окремих станціях (313, 314, 193 та 189 мг/дм³). Проведений просторовий аналіз узгоджується з попередніми дослідженнями щодо впливу урбанізації на екологічний стан річки та дозволяє ідентифікувати ділянки, що потребують пріоритетних природоохоронних заходів. Виявлені просторові закономірності було верифіковано шляхом обчислення макрофітного індексу річок, результати якого наведено в таблиці 4.6.



--- межі р. Кам'янка, де безпосередньо проводилися польові дослідження

Рис. 4.5. Картоschema життєвості макрофітів р. Кам'янка в межах Житомир (бали)



--- межі р. Кам'янка, де безпосередньо проводилися польові дослідження

Рис. 4.6. Картоschema загальної мінералізації водного середовища р. Кам'янка в межах Житомир (мг/дм³)

Таблиця 4.6

Екологічний стан р. Кам'янка за макрофітним індексом

Досліджувані ділянки	MIR індекс	Екологічний стан
Ділянка № 1	25 (IV)	Поганий
Ділянка № 2	23 (IV)	Поганий
Ділянка № 3	22 (IV)	Поганий
Ділянка №4	24 (IV)	Поганий
Ділянка № 5	24 (IV)	Поганий
Ділянка № 6	32 (III)	Задовільний

Розрахунки показали, що на тестових ділянках 1-5 р. Кам'янка має поганий екологічний стан, тоді як на ділянці №6 - задовільний. Таку ситуацію спричинено антропогенним навантаженням, зокрема скиданням неочищених або недостатньо очищених стічних вод житлового, промислового та комунального походження, що призводить до забруднення води органічними речовинами, сполуками азоту, фосфору та іншими забруднювачами. Присутність на ділянці №6 таких видів-індикаторів евтрофних умов як *Phragmites australis* та *Typha angustifolia* може вказувати на надмірне надходження біогенних елементів зі стічними водами.

Застосування MIR-індексу для оцінки екологічного стану р. Кам'янка у Житомирі підтвердило ефективність макрофітної методики для визначення рівня деградації річок внаслідок забруднення біогенними елементами. Доцільність використання цього методу в українських умовах підтверджується значним перекриттям між флористичними списками досліджених ділянок та переліком індикаторних видів макрофітів для обчислення MIR-індексу. На шести тестових ділянках виявлено 17 видів водних та прибережно-водних рослин, з яких 9 мають індикаторне значення. Аналіз видового складу та проективного покриття макрофітів виявив поганий екологічний стан води на ділянках 1-5 та задовільний на ділянці №6, що свідчить про значний антропогенний вплив через скидання недостатньо очищених стічних вод.

Наявність рослин-індикаторів евтрофікації (*Phragmites australis*, *Typha angustifolia*) свідчить про надмірне надходження біогенних елементів до водойми. Покращення екологічного стану р. Кам'янка потребує впровадження систематичного моніторингу, посилення

контролю за дотриманням природоохоронного законодавства та налагодження взаємодії між органами місцевого самоврядування, підприємствами, науковими установами та громадськістю.

Для відображення вертикального розподілу важких металів в урбогідротопах Житомира створено схематичні градієнти. У системі «Донні відклади-Вища водна рослинність-Водне середовище» виявлено три метали - мідь, залізо та марганець, присутні в усіх трьох компонентах. Побудовані градієнти (рис. 4.7-4.9) дозволяють оцінити ремедіаційну здатність домінуючих видів рослин та седиментаційний потенціал донних відкладів урбогідротопів р. Кам'янка для визначення доцільності проведення дрегінгу та кетчінгу.

Для детальнішого аналізу градієнтів та оцінки ремедіаційного і деконтамінаційного потенціалів урбогідротопів застосовано інтегральні коефіцієнти за методиками М. Клименка та О. Бедункової [233, 234], що враховують здатність важких металів накопичуватися в донних відкладах та гідробіонтах.

Коефіцієнт накопичення (Кн) важких металів, розрахований як співвідношення їх вмісту в тканинах гідробіонтів до концентрації у воді, показав наступні значення: Cu^{2+} - 110,000 у.о., Fe^{2+} - 1,500 у.о., Mn^{2+} - 0,038 у.о. Оскільки жоден показник не перевищує 104, екологічний стан гідротопів можна вважати відносно задовільним, а використання фіторемердіації буде ефективним для видалення міді з води.

Коефіцієнт донної акумуляції (КДА), який відображає співвідношення вмісту металів у донних відкладах до їх концентрації у воді, має наступні значення: Fe^{2+} - 19310 у.о., Mn^{2+} - 9769 у.о., Cu^{2+} - 26 у.о.

Графік (рис. 4.7) демонструє розподіл концентрації міді (Cu^{2+}) у трьох компонентах водної екосистеми р. Кам'янка. Найвища концентрація Cu^{2+} спостерігається у макрофітах (22 мг/дм³), що свідчить про їх значну акумулятивну здатність.

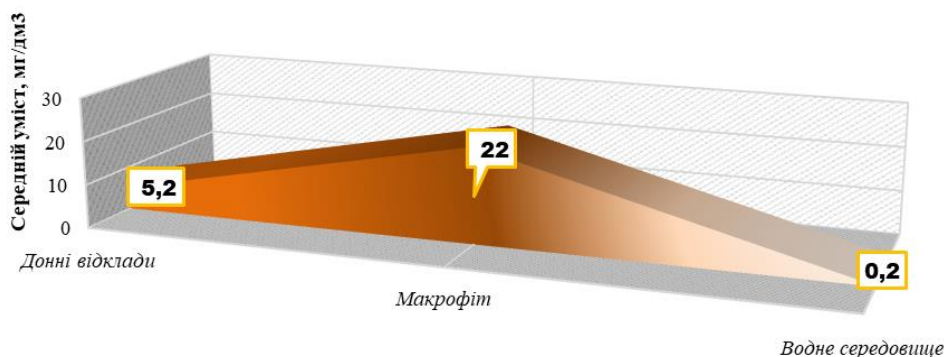


Рис. 4.7. Вертикальний градієнт поширення сполук Cu^{2+} у системі «Донні відклади-вища водна рослинність-водне середовище»

У донних відкладах концентрація становить $5,2 \text{ мг/дм}^3$, тоді як у водному середовищі вона найнижча - $0,2 \text{ мг/дм}^3$. Такий вертикальний градієнт вказує на процеси біоаккумуляції міді водними рослинами та її осадження в донних відкладах, що є природним механізмом самоочищення водойми від важких металів. Вертикальний градієнт поширення сполук Fe^{2+} у досліджуваній системі демонструє значну акумуляцію заліза в донних відкладах (3862 мг/дм^3), що суттєво перевищує його концентрацію в інших компонентах екосистеми.

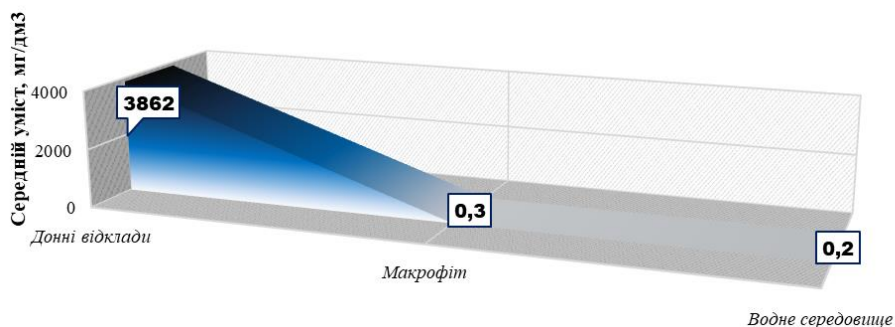


Рис. 4.8. Вертикальний градієнт поширення сполук Fe^{2+} у системі «Донні відклади-вища водна рослинність-водне середовище»

У макрофітах концентрація Fe^{2+} становить лише $0,3 \text{ мг/дм}^3$, а у водному середовищі - $0,2 \text{ мг/дм}^3$, що вказує на інтенсивні процеси осадження та накопичення заліза в донних відкладах. Такий розподіл може бути наслідком як природних геохімічних процесів, так і

антропогенного надходження сполук заліза, при цьому донні відклади виступають основним депо цього металу в екосистемі річки.

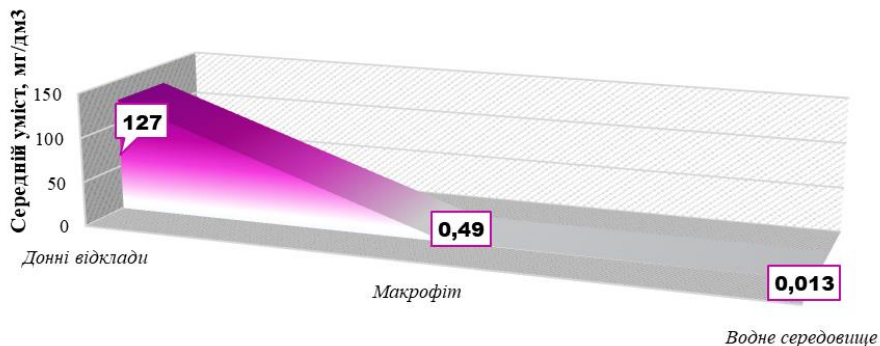


Рис. 4.9. Вертикальний градієнт поширення сполук Mn^{2+} у системі «Донні відклади-вища водна рослинність-водне середовище»

Розподіл сполук Mn^{2+} у вертикальному градієнті характеризується найвищою концентрацією у донних відкладах (127 мг/дм³), значно меншим вмістом у макрофітах (0,49 мг/дм³) та найнижчою концентрацією у воді (0,013 мг/дм³). Такий розподіл марганцю вказує на інтенсивні процеси седиментації та його накопичення в донних відкладах, в той час як водні рослини показують середній рівень акумуляції цього металу.

Аналіз коефіцієнтів донної акумуляції (КДА) виявив критичну екологічну ситуацію щодо накопичення заліза, тоді як для інших досліджених металів стан відносно задовільний. Високі значення КДА для Fe^{2+} та Mn^{2+} обґрунтовують необхідність застосування дрегінгу та кетчінгу донних відкладів як найефективніших методів очищення водойм.

Інтегрований аналіз гіdroхімічних параметрів, біоіндикації за макрофітами та розподілу важких металів вказує на незадовільний екологічний стан р. Кам'янка через високе антропогенне навантаження. Макрофітна методика оцінки підтвердила свою дієвість у визначенні рівня деградації водойм: п'ять з шести досліджених ділянок характеризуються поганим екологічним станом (MIR 22-25). Дослідження вертикальних градієнтів важких металів показало їх суттєве накопичення в донних відкладах, особливо заліза (3862 мг/дм³) та марганцю (127 мг/дм³), що підтверджують високі значення коефіцієнтів донної акумуляції ($KDA[Fe^{2+}]=19310$, $KDA[Mn^{2+}]=9769$). Водні рослини

показують селективну акумуляцію металів, з найвищим коефіцієнтом накопичення для міді ($K_n=110$). Для оздоровлення річки запропоновано комплекс заходів: запровадження систематичного моніторингу, використання дрегінгу та кетчінгу донних відкладів для видалення Fe^{2+} та Mn^{2+} , створення систем фіторе mediaції для вилучення Cu^{2+} та посилення природоохоронного контролю.

4.3. Комплексна оцінка пост-мілітарного стану малої річки (на прикладі р. Мощунка)

Для визначення екологічного стану водних екосистем Бучанського району після воєнних дій було проведено аналіз їх гідрологічних та гідрохімічних характеристик. Головним об'єктом досліджень став басейн річки Мощунки, який зазнав істотних змін через інтенсивні бойові дії в 2022 році.

У післявоєнний час було здійснено всебічне обстеження басейну Мощунки. Це дослідження було особливо важливим, оскільки, хоча річка належить до категорії малих річок України, вона не мала визначеного законодавством цільового призначення та категорії водокористування. На підставі проведених натурних спостережень та аналізу історично сформованих способів використання водойми було виділено два функціональні сегменти. Перший - це зона рибальства, розташована поблизу житлових господарств, яка використовується для любительського рибальства та розведення риби. Другий - рекреаційна зона з облаштованим пляжем та територією колишнього відпочинкового комплексу (рис. 4.10). Створена картографічна схема функціонального зонування Мощунки демонструє розташування житлово-господарських територій та зон військового впливу, що дозволило раціонально визначити точки спостереження для проведення комплексного екологічного оцінювання водойми після воєнних дій.

Дослідження включало систематичний відбір проб води та донних відкладів протягом 2022-2023 років у рибальських і рекреаційних зонах річки в межах села Мощун Київської області.

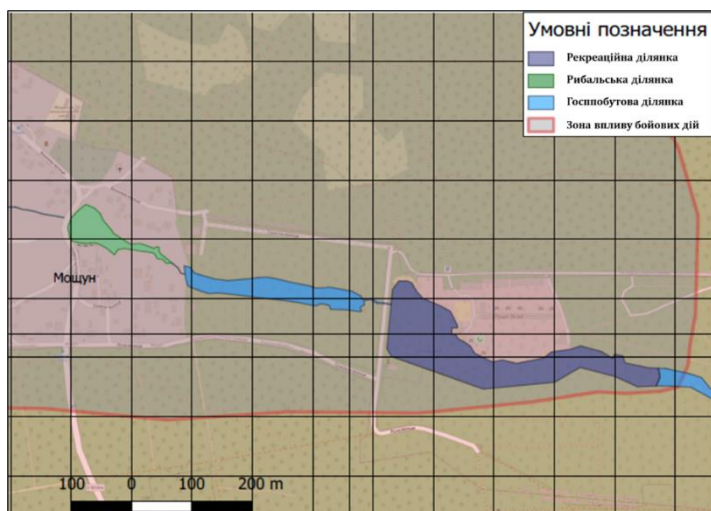


Рис. 4.10. Функціональне зонування басейну річки Мощунка та зона впливу бойових дій

Відбір та аналіз зразків проводився згідно з методиками ДСТУ ISO 5667-6:2009 [144] для поверхневих вод та ДСТУ ISO 5667-12:2001[145] для донних відкладів. Локації відбору проб обиралися з урахуванням їх репрезентативності, доступності та рівня військового впливу на досліджувані ділянки.

Для оцінки змін гідрохімічного стану Мощунки внаслідок військових дій було проведено порівняльний аналіз хімічних показників якості води на дослідній ділянці між довоєнним (2021 р.) та післявоєнним (2022-2023 рр.) періодами. У таблиці 4.7 представлено результати систематичного моніторингу змін основних гідрохімічних характеристик водного об'єкта Мощунка. Порівняння даних післявоєнного періоду (2022-2023 рр.) з довоєнними показниками виявило значні зміни гідрохімічного режиму річки Мощунка через воєнні дії. Найбільших змін зазнав кисневий режим, де вміст розчиненого кисню знизився до 22 мг/дм³, що істотно відрізняється від довоєнних показників головної річки. Спостерігається зростання водневого показника (рН 7,30), що може вказувати на зміни в характері антропогенного впливу. Відзначено суттєве підвищення біохімічного споживання кисню - БСК₅ зросло до 1,20 мгО₂/дм³, свідчаючи про посилення органічного забруднення води. Ці

гідрохімічні зміни демонструють суттєвий вплив бойових дій на екологічний стан малої притоки та вимагають впровадження спеціальних відновлювальних заходів для водної екосистеми.

Таблиця 4.7

Динаміка загальних гідрохімічних показників якості води
рекреаційної ділянки річки Мощунка (2022-2023 рр.)

Показник	ГДК	Значення 2022	Значення 2023	Динаміка змін
Завислі речовини, мг/дм ³	≤75.0	277.00 ±20.00	22.00 ±20.00	-255.00
pH	6.5-8.5	7.28 ±0.20	7.20 ±0.20	-0.08
Жорсткість загальна, ммоль/дм ³	Не норм.	0.80 ±10.50	1.20 ±10.50	+0.40
Загальна твердість, ммоль/дм ³	Не норм.	0.35 ±15.25	1.60 ±15.25	+1.25
Загальний вміст солей, мг/дм ³	≤1000	177.00 ±5.00	211.00 ±5.00	+34.00
Хлориди, мг/дм ³	≤350	11.00 ±10.00	21.30 ±10.00	+10.30
Сульфати, мг/дм ³	≤100	14.00 ±9.00	32.00 ±9.00	+18.00
ХСК, мгО/дм ³	≤15.0	9.30 ±7.00	119.30 ±7.00	+110.00
Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³	≥4.0	5.61 ±2.50	6.79 ±2.50	+1.18
Поліфосфати, мг/дм ³	Не норм.	1.21 ±15.00	1.70 ±15.00	+0.49
Азот нітратний, мг/дм ³	≤9.0	0.94 ±35.00	4.14 ±35.00	+3.20
Азот нітритний, мг/дм ³	≤0.02	0.012 ±0.20	0.006 ±0.20	-0.006
Азот амонійний, мг/дм ³	≤0.39	0.05 ±20.00	0.10 ±20.00	+0.05
Натрій, мг/дм ³	≤120.0	16.90 ±2.40	12.30 ±2.40	-4.60
Калій, мг/дм ³	≤50.0	3.00 ±0.70	3.90 ±0.70	+0.90
Кремній, мг/дм ³	Не норм.	2.16 ±0.95	2.29 ±0.95	+0.13
Фториди, мг/дм ³	≤0.75	0.048 ±0.00	0.013 ±0.00	-0.035
Кальцій, мг/дм ³	≤180	20.00 ±1.38	28.00 ±1.38	+8.00
Магній, мг/дм ³	≤40.0	7.00 ±1.39	12.00 ±1.39	+5.00
ПАР, мг/дм ³	≤0.2	< LOD ±0.50	2.44 ±0.50	+2.44

Примітка: LOD - межа визначення методу (Limit of Detection)

ГДК для водойм культурно-побутового призначення

Регулярний моніторинг гідрохімічних показників Мощунки за 2022-2023 роки виявив істотні екологічні порушення через військовий вплив. Критичних змін зазнав кисневий режим - концентрація розчиненого кисню знизилась з 277 до 22 мг/дм³, що вказує на серйозні порушення процесів самоочищення та аерації води на дослідній ділянці.

Фізико-хімічний аналіз показав тенденцію до закислення води (pH знизився з 7,38 до 7,30). Значно зросло органічне забруднення - БСК₅ підвищилось з 0,89 до 1,20 мгО₂/дм³, а ХСК збільшилось з 17,00 до 211,00 мгО₂/дм³, демонструючи суттєве надходження органічних забруднювачів.

Дослідження біогенних елементів виявило погіршення якості води за вмістом азотних форм. Концентрація амонійного азоту зросла в чотири рази (з 0,94 до 4,14 мг/дм³). Спостерігалися різні зміни інших азотних сполук: нітритний азот знизився з 0,012 до 0,006 мг/дм³, тоді як нітратний азот зріс майже вчетверо - з 0,05 до 0,19 мг/дм³.

Подальший аналіз зосереджено на вивченні просторово-часової динаміки гідрохімічних параметрів рибальської ділянки Мощунки, яка зазнала найбільшого техногенного впливу від бойових дій. Детальні результати моніторингу якості води цієї ділянки наведено в таблиці 4.8, що потребує глибокого аналізу для оцінки масштабів антропогенних змін водної екосистеми.

Таблиця 4.8

Динаміка загальних гідрохімічних показників якості води рибальської ділянки річки Мощунка (2022-2023 рр.)

Показник	ГДК риб. ¹	Значення 2022	Значення 2023	Динаміка змін
Завислі речовини, мг/дм ³	≤0.75	269.00 ±20.00	18.00 ±20.00	-251.00
pH	6.5-8.5	7.26 ±0.20	8.43 ±0.20	+1.17
Жорсткість загальна, ммоль/дм ³	Не норм.	0.75 ±10.50	1.45 ±10.50	+0.70
Загальна твердість, ммоль/дм ³	Не норм.	1.50 ±15.25	2.00 ±15.25	+0.50
Загальний вміст солей, мг/дм ³	≤1000	185.00 ±5.00	276.00 ±5.00	+91.00
Хлориди, мг/дм ³	≤300	10.00 ±10.00	21.30 ±10.00	+11.30
Сульфати, мг/дм ³	≤100	11.00 ±9.00	52.00 ±9.00	+41.00
ХСК, мгО/дм ³	≤15.0	9.20 ±7.00	112.90 ±7.00	+103.70
Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³	≥6.0	5.17 ±2.50	2.80 ±2.50	-2.37
Поліфосфати, мг/дм ³	Не норм.	0.86 ±15.00	2.80 ±15.00	+1.94
Азот нітратний, мг/дм ³	≤9.0	0.93 ±35.00	6.76 ±35.00	+5.83
Азот нітритний, мг/дм ³	≤0.02	0.013 ±0.20	0.018 ±0.20	+0.005
Азот амонійний, мг/дм ³	≤0.39	0.05 ±20.00	0.54 ±20.00	+0.49
Натрій, мг/дм ³	≤120.0	18.80 ±2.40	20.90 ±2.40	+2.10
Калій, мг/дм ³	≤50.0	2.60 ±0.70	5.00 ±0.70	+2.40
Кремній, мг/дм ³	Не норм.	0.016 ±0.95	2.41 ±0.95	+2.394
Фториди, мг/дм ³	≤0.75	0.012 ±0.00	0.014 ±0.00	+0.002
Кальцій, мг/дм ³	≤180	16.00 ±1.38	32.00 ±1.38	+16.00
Магній, мг/дм ³	≤40.0	9.00 ±1.39	15.60 ±1.39	+6.60
ПАР, мг/дм ³	≤0.2	< LOD ±0.50	1.98 ±0.50	+1.98

Примітка: LOD - межа визначення методу (Limit of Detection)

Лабораторні дослідження показали значні відмінності гідрохімічних параметрів між рибальською та рекреаційною зонами річки Мошунка. Спостереження за поверхневими водами виявили істотні зміни в концентраціях основних забруднювачів протягом досліджуваного періоду.

Найзначніших змін зазнав кисневий режим річки, що підтверджується різким падінням середньорічного вмісту розчиненого кисню з $6,29 \pm 2,00\%$ у 2022 році до $2,33\%$ у 2023 році. Це погіршення кисневого балансу зумовлене посиленням процесів розкладання органічних речовин, які вивільняються з донних відкладів через антропогенний вплив.

Відзначається підвищення показника БСК₅ майже вдвічі (з $0,75 \pm 10,96\%$ до $1,42 \pm 10,96\%$), що корелює зі зниженням концентрації розчиненого кисню. Динаміка ХСК демонструє зростання втричі - з $10,00\%$ до $31,00\%$, що може вказувати на надходження органічних забруднювачів через можливі пошкодження інфраструктури під час бойових дій.

Зафіксовано зміни концентрацій біогенних елементів - вміст амонійного азоту зріс у 13 разів (з $0,15\%$ до $2,05\%$), нітритного азоту - з $0,04\%$ до $0,18\%$, нітратного - з $1,66\%$ до $3,80\%$. Такі зміни азотного режиму можуть свідчити про процеси деструкції органічної речовини, що ймовірно потрапила до водойми через можливі пошкодження очисних споруд.

Концентрація фосфатів збільшилась у 6 разів (з $0,80\%$ до $5,26\%$), що потенційно може створювати умови для евтрофікації. Зафіксовано зростання вмісту важких металів - концентрації Zn^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} та Cd^{2+} підвищились у 2,5-3,7 рази, досягнувши у 2023 році відповідно $73,00\%$, $1,42\%$, $2,20\%$ та $16,00\%$. Можна припустити, що таке підвищення вмісту токсичних металів може бути пов'язане з їх надходженням із пошкодженої військової техніки та боєприпасів.

З метою об'єктивної оцінки масштабів антропогенної трансформації проведено порівняльний аналіз гідрохімічних показників річок Мошунка та Ірпінь. Науково-методологічне обґрунтування такого підходу базується на гідрологічній єдності цих водотоків (Мошунка є правою

притокою Ірпеня) та подібності їх природних гідрохімічних режимів. Територіальна близькість водних об'єктів в межах єдиного фізико-географічного району забезпечує схожість умов формування хімічного складу води. Застосування басейнового підходу, що відповідає вимогам Водної рамкової директиви ЄС, дозволяє використовувати показники головної річки як референтні значення для оцінки екологічних змін у притоках.

Комплексний аналіз багаторічних даних моніторингу якості води річки Ірпінь охоплює період 2018-2021 років та демонструє відносну стабільність гідрохімічних показників у довоєнний період. За даними Державного агентства водних ресурсів України, у 2018 році на ділянці річки поблизу смт Гостомель було зафіксовано наступні показники: вміст розчиненого кисню становив 12,1 мг/дм³, біохімічне споживання кисню (БСК₅) - 4,0 мгО₂/дм³. Подальші дослідження, проведені Київським рибоохоронним патрулем у вересні 2020 року на шести контрольних точках річки Ірпінь в адміністративних межах м. Ірпінь, виявили зниження концентрації розчиненого кисню до 3,5-4,3 мг/дм³ та коливання водневого показника в діапазоні 6,4-7,2 одиниць рН при нормативних значеннях 6,5-8,5 для водойм рибогосподарського призначення.

Підсумовуючи, можна констатувати, що за результатами моніторингу гідрохімічного стану річки Мощунка в пост-мілітарний період зафіксовано виражений негативний вплив військових дій на якість поверхневих вод. На рекреаційній ділянці у 2022-2023 роках спостерігається погіршення кисневого режиму, підвищення концентрацій органічних речовин та біогенних елементів. Однак найбільш кризовий стан водної екосистеми зафіксовано на рибальській ділянці, яка зазнала інтенсивного техногенного впливу. Тут виявлено багаторазове зростання показників органічного та біогенного забруднення, а також високі концентрації важких металів, що вказує на стійку деградацію гідроекосистеми за більшістю екологічних критеріїв.

Комплексний аналіз впливу російсько-українського збройного конфлікту на водні ресурси та водну інфраструктуру, проведений Шуміловою О., Токнером К., Суходоловим А., Хільчевським В., Де Місетром Л., Степаненком С., Трохименко Г., Ернандес-Агуеро Х.А. та

Глейком П. [235], демонструє безпрецедентні масштаби руйнування гідротехнічних споруд, систем водопостачання та водовідведення, що призводить до системної деградації водних екосистем та створює довготривалі екологічні ризики, які узгоджуються з виявленими нами тенденціями трансформації поверхневих водних об'єктів у зонах військових дій. Комплексний вплив військової техніки та фрагментів боєприпасів на водні екосистеми проявляється через забруднення ґрунтових і підземних вод металічними домішками. Особливу небезпеку становить контамінація едафотопу та гідротопу неесенціальними важкими металами з залишків військового спорядження [30, 43, 49].

Токсикологічний ефект цих речовин на гідробіонти модифікується низкою абіотичних факторів, включаючи присутність супутніх сполук, специфіку хімічних форм забруднювачів, гідрохімічні параметри води (жорсткість, рН, вміст розчиненого кисню), гідрофізичні характеристики водотоку (швидкість течії, освітленість, температура), наявність комплексоутворюючих агентів. Важливим фактором є також здатність металів до біоаккумуляції в живих організмах [32, 50].

Негативний вплив важких металів на гідробіонтів характеризується поліорганною токсичністю, зокрема, ураженням зябрового апарату, порушенням гематологічних показників та серцевої діяльності водних тварин. Токсиканти спричиняють суттєві порушення метаболічних процесів, що призводить до загального погіршення функціонального стану організмів та їх респіраторної активності [31]. Особливу екологічну небезпеку становлять неесенціальні хімічні елементи, такі як Hg^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , Bi^{3+} , As^{2+} , які характеризуються високою токсичністю навіть при мінімальних концентраціях та здатні викликати деструктивні зміни в життєдіяльності організмів на різних рівнях біологічної організації - від молекулярного до екосистемного [33, 35].

Механізм токсичної дії катіонів важких металів на рослинні організми реалізується через множинні біохімічні та фізіологічні порушення: інгібування ферментативної активності, формування токсичних металоорганічних комплексів з порушенням метаболічних шляхів, модифікацію структури та функцій клітинних мембран, конкурентне заміщення есенціальних елементів у процесах мінерального

живлення, що в сукупності призводить до деградації та загибелі рослинних угруповань [39, 40].

Додатковим фактором екологічної небезпеки є наявність значних об'ємів паливно-мастильних матеріалів у військовій техніці, горіння яких спричиняє атмосферне забруднення з подальшою міграцією поллютантів до ґрунтового покриву та водних об'єктів. Особливу загрозу становить безпосереднє потрапляння військової техніки до водних екосистем, оскільки процеси корозії металевих конструкцій призводять до хронічного забруднення водного середовища продуктами окислення [34, 37, 41, 42]. Також, увагу під час комплексної оцінки пост-мілітарного стану малої річки слід приділяти аналізу акумуляції важких металів у прибережних ґрунтах. Дослідження Трохименко Г., Літвак С. та Сопова Д. [236] щодо оцінки накопичення заліза та важких металів у ґрунтах зони бойових дій підтверджує, що військові дії призводять до суттєвого підвищення концентрації цих елементів, які згодом можуть мігрувати до водних об'єктів, погіршуючи їх екологічний стан.

Дослідження показали зростання рівнів токсичних металів на контрольній ділянці Мощунки, де вміст Cd^{2+} підвищився з 3,00 до 3,90 мг/дм³, а Cr^{2+} - з 2,16 до 2,29 мг/дм³. Можна припустити, що такі зміни пов'язані з особливими джерелами забруднення на цій ділянці річки. Динаміку концентрацій важких металів у воді рекреаційної зони детально відображено в таблиці 4.9. Комплексний аналіз гідрохімічного стану Мощунки за післявоєнний період 2022-2023 років вказує на значні зміни якісних характеристик води. Спостерігається підвищення рівнів важких металів та інших забруднюючих речовин, що може бути наслідком бойових дій у Бучанському районі Київської області. Постійний моніторинг рекреаційної ділянки дозволив виявити тенденції до погіршення якісних показників води.

Дослідження вмісту Cu^{2+} показало значне перевищення нормативів у 2022 році (0,05 мг/дм³, що у 50 разів вище допустимого рівня $\leq 0,001$ мг/дм³). У 2023 році концентрація знизилась нижче межі визначення методу ($< \text{LOD} \pm 0,26$), що може свідчити про відновлення екосистеми. Концентрація Ni^{2+} у 2022 році становила 0,04 мг/дм³ (перевищення ГДК в чотири рази), але знизилась до 0,02 мг/дм³ у 2023 році.

На рекреаційній ділянці концентрація Al^{3+} у 2022 році складала 0,06 мг/дм³ (перевищення норми в 1,5 рази). У 2023 році вміст знизився нижче межі визначення, що може вказувати на процеси самоочищення води.

Таблиця 4.9

Динаміка концентрацій сполук важких металів у водному середовищі рекреаційної ділянки річки Мошунка (2022-2023 рр.)

Показник	ГДК, мг/дм ³	Концентрація 2022 (мг/дм ³)	Концентрація 2023 (мг/дм ³)	Динаміка змін (мг/дм ³)	Методика визначення
$Fe^{2+/3+}$	≤ 0.10	0.22 ± 1.20	0.32 ± 1.20	+0.10	Атомно-емісійна спекторметрія
Mn^{2+}	≤ 0.01	0.015 ± 0.56	$< LOD \pm 0.56$	-0.015	Атомно-емісійна спекторметрія
Cr^{3+}	≤ 0.001	$< LOD \pm 0.26$	$< LOD \pm 0.26$	0.00	Атомно-емісійна спекторметрія
Cu^{2+}	≤ 0.001	0.05 ± 1.38	$< LOD \pm 1.38$	-0.05	Атомно-емісійна спекторметрія
Zn^{2+}	≤ 0.01	$< LOD \pm 1.20$	$< LOD \pm 1.20$	0.00	Атомно-емісійна спекторметрія
Cd^{2+}	≤ 0.006	$< LOD \pm 2.08$	$< LOD \pm 2.08$	0.00	Атомно-емісійна спекторметрія
Ni^{2+}	≤ 0.01	$< LOD \pm 1.20$	$< LOD \pm 1.20$	0.00	Атомно-емісійна спекторметрія
Al^{3+}	≤ 0.04	0.06 ± 0.80	$< LOD \pm 0.80$	-0.06	Атомно-емісійна спекторметрія
Co^{2+}	≤ 0.01	$< LOD \pm 2.50$	$< LOD \pm 2.50$	0.00	Атомно-емісійна спекторметрія
Bi^{5+}	≤ 0.13	$< LOD \pm 3.00$	$< LOD \pm 3.00$	0.00	Атомно-емісійна спекторметрія
Hg^{2+}	≤ 0.0001	$< LOD \pm 1.50$	$< LOD \pm 1.50$	0.00	Атомно-емісійна спекторметрія
Pb^{2+}	≤ 0.006	$< LOD \pm 1.80$	$< LOD \pm 1.80$	0.00	Атомно-емісійна спекторметрія

Примітка: LOD - межа визначення методу (Limit of Detection)

ГДК для водойм культурно-побутового призначення

Вміст Pb^{2+} у 2022 році становив 0,015 мг/дм³ (перевищення ГДК в 1,5 рази), але у 2023 році знизився нижче межі детектування. Концентрація Cd^{2+} у 2022 році (0,015 мг/дм³) майже втричі перевищувала норму ($\leq 0,005$ мг/дм³), проте у 2023 році знизилась нижче межі визначення методу. Можна припустити, що такі зміни вказують на потенціал самовідновлення водної екосистеми та дію природних механізмів детоксикації.

Дослідження важких металів у рекреаційній зоні Мошунки за 2022-2023 роки виявили перевищення ГДК Cu^{2+} , Ni^{2+} , Al^{3+} , Pb^{2+} та Cd^{2+} в 1,5-3

рази для рибогосподарських водойм. Спостереження 2023 року показують можливе зниження забруднення до фонових значень, що може свідчити про процеси самоочищення екосистеми.

Аналіз змін вмісту важких металів у рекреаційному сегменті протягом досліджуваного періоду вказує на техногенний вплив. Зафіксовано критичні рівні міді, нікелю, алюмінію, свинцю та кадмію (перевищення норм у 1,5-3 рази). Дані 2023 року можуть свідчити про відновлення природного режиму через зниження концентрацій забруднювачів.

Моніторинг рибальської ділянки також показав зміни гідрохімічних параметрів у 2022-2023 роках. Концентрації Cu^{2+} , Ni^{2+} , Al^{3+} , Pb^{2+} та Cd^{2+} перевищували нормативи в 1,5-3 рази. Результати 2023 року можуть вказувати на зниження забруднення до природних рівнів, що ймовірно свідчить про відновлення екосистеми (таблиця 4.10).

Таблиця 4.10

Динаміка вмісту сполук важких металів у воді рибальської ділянки річки Мощунка (2022-2023 рр.)

Показник	ГДК риб. ¹ , мг/дм ³	Концентрація 2022 (мг/дм ³)	Концентрація 2023 (мг/дм ³)	Динаміка змін (мг/дм ³)	Методика визначення
$\text{Fe}^{2+/3+}$	≤ 0.10	0.15 ± 1.20	0.47 ± 1.20	+0.32	Атомно-емісійна спектрометрія
Mn^{2+}	≤ 0.01	0.001 ± 0.56	$< \text{LOD} \pm 0.56$	-0.001	Атомно-емісійна спектрометрія
Cr^{3+}	≤ 0.001	$< \text{LOD} \pm 0.26$	$< \text{LOD} \pm 0.26$	0.00	Атомно-емісійна спектрометрія
Cu^{2+}	≤ 0.001	0.04 ± 1.38	$< \text{LOD} \pm 1.38$	-0.04	Атомно-емісійна спектрометрія
Zn^{2+}	≤ 0.01	$< \text{LOD} \pm 1.20$	$< \text{LOD} \pm 1.20$	0.00	Атомно-емісійна спектрометрія
Cd^{2+}	≤ 0.005	$< \text{LOD} \pm 2.08$	$< \text{LOD} \pm 2.08$	0.00	Атомно-емісійна спектрометрія
Ni^{2+}	≤ 0.01	$< \text{LOD} \pm 1.20$	$< \text{LOD} \pm 1.20$	0.00	Атомно-емісійна спектрометрія
Al^{3+}	≤ 0.04	0.02 ± 0.80	$< \text{LOD} \pm 0.80$	-0.02	Атомно-емісійна спектрометрія
Co^{2+}	≤ 0.01	$< \text{LOD} \pm 2.50$	$< \text{LOD} \pm 2.50$	0.00	Атомно-емісійна спектрометрія
Bi^{5+}	≤ 0.13	$< \text{LOD} \pm 3.00$	$< \text{LOD} \pm 3.00$	0.00	Атомно-емісійна спектрометрія
Hg^{2+}	≤ 0.01	$< \text{LOD} \pm 1.50$	$< \text{LOD} \pm 1.50$	0.00	Атомно-емісійна спектрометрія
Pb^{2+}	≤ 0.006	$< \text{LOD} \pm 1.80$	$< \text{LOD} \pm 1.80$	0.00	Атомно-емісійна спектрометрія

Примітка: LOD - межа визначення методу (Limit of Detection)

ГДК для водойм рибогосподарського призначення

Хімічні дослідження води Мощунки у 2022 році (табл. 4.10) виявили підвищений вміст токсичних металів у рибальській зоні порівняно з рекреаційною. Особливо помітним було десятикратне перевищення ГДК міді (Cu^{2+}) - 0,01 мг/дм³ при допустимій нормі $\leq 0,001$ мг/дм³. Також було зафіксовано перевищення норми нікелю (Ni^{2+}) - 0,001 мг/дм³.

Кадмій (Cd^{2+}) та свинець (Pb^{2+}) демонстрували незначне перевищення норм (в 1-1,2 рази) із показниками 0,005 мг/дм³ та 0,006 мг/дм³ відповідно. Ці забруднення, ймовірно, є наслідком потрапляння речовин із пошкодженої військової техніки та боєприпасів.

Позитивна динаміка спостерігалася в 2023 році, коли концентрації більшості металів знизились. Зокрема, рівень міді впав нижче межі визначення ($< \text{LOD} \pm 0,56$ мг/дм³), а показники Ni^{2+} , Cd^{2+} та Pb^{2+} досягли нормативних значень, що може вказувати на природне очищення водойми.

Щодо алюмінію (Al^{3+}), його концентрація у 2022 році була в межах норми (0,04 мг/дм³), але зросла до 0,02 мг/дм³ у 2023 році, що може бути результатом його вивільнення з донних відкладів.

При порівнянні різних зон водойми виявлено, що рибальська ділянка мала вищий рівень забруднення, що можна пояснити більшим техногенним навантаженням. Результати досліджень 2023 року свідчать про поступове відновлення якості води та здатність екосистеми до самоочищення.

Особливу увагу варто приділити дослідженню донних відкладів при оцінці екологічного стану водойм після воєнних дій. Вони виступають накопичувачами різноманітних забруднювачів, особливо важких металів, які можуть зберігатися там тривалий час, створюючи своєрідне депо токсичних речовин.

Важливо враховувати можливість вторинного забруднення води через вивільнення металів із донних відкладів при зміні фізико-хімічних параметрів середовища (рН, окисно-відновного потенціалу, концентрації розчиненого кисню). Тому комплексна оцінка екологічного стану Мощунки та прогнозування потенційних сценаріїв впливу на екосистему можливі лише за умови паралельного дослідження як води, так і донних відкладів (таблиця 4.11).

Таблиця 4.11

Динаміка вмісту сполук важких металів у донних відкладах рекреаційної ділянки річки Мощунка (2022-2023 рр.)

Катіон	Показник 2022 (мг/кг)	Показник 2023 (мг/кг)	Динаміка змін (мг/кг)	Методика визначення
Fe ^{2+/3+}	466.50 ±1.20	356.00 ±1.20	-110.50	Атомно-емісійна спектрометрія
Mn ²⁺	15.99 ±0.56	15.00 ±0.56	-0.99	Атомно-емісійна спектрометрія
Cr ³⁺	1.86 ±0.26	1.50 ±0.26	-0.36	Атомно-емісійна спектрометрія
Cu ²⁺	3.10 ±1.38	1.00 ±1.38	-2.10	Атомно-емісійна спектрометрія
Zn ²⁺	9.50 ±1.20	7.10 ±1.20	-2.40	Атомно-емісійна спектрометрія
Cd ²⁺	0.23 ±2.08	< LOD ±2.08	-0.23	Атомно-емісійна спектрометрія
Ni ²⁺	2.41 ±1.20	0.70 ±1.20	-1.71	Атомно-емісійна спектрометрія
Al ³⁺	298.00 ±0.80	293.00 ±0.80	-5.00	Атомно-емісійна спектрометрія
Co ²⁺	0.79 ±2.50	< LOD ±2.50	-0.79	Атомно-емісійна спектрометрія
Bi ⁵⁺	< LOD ±3.00	< LOD ±3.00	0.00	Атомно-емісійна спектрометрія
Hg ²⁺	< LOD ±1.50	< LOD ±1.50	0.00	Атомно-емісійна спектрометрія
Pb ²⁺	3.34 ±1.80	1.50 ±1.80	-1.84	Атомно-емісійна спектрометрія

Примітка: LOD - межа визначення методу (Limit of Detection)

ГДК відсутня (не нормується)

Дослідження донних відкладів рекреаційної ділянки Мощунки за 2022-2023 роки виявило значні концентрації важких металів. Вміст Fe^{2+/3} знизився з 466,50 ±1,20 до 356,00 ±1,20 мг/кг, що може бути пов'язано з корозією металевих об'єктів. Концентрація Mn²⁺ показала незначне зменшення з 15,99 ±0,56 до 15,00 ±0,56 мг/кг. Спостерігалось зростання Cr²⁺ з 1,86 ±0,26 до 1,50 ±0,26 мг/кг, що ймовірно пов'язано з ремобілізацією з відкладів. Cu²⁺ та Zn²⁺ продемонстрували зниження з 3,10 ±1,38 до 1,00 ±1,38 мг/кг та з 9,50 ±1,20 до 7,10 ±1,20 мг/кг відповідно. Високотоксичні метали показали наступну динаміку: Cd²⁺ знизився з 0,23 ±2,08 мг/кг до рівня нижче LOD, Ni²⁺ - з 2,41 ±1,20 до 0,70 ±1,20 мг/кг, Pb²⁺ - з 3,34 ±1,80 до 1,50 ±1,80 мг/кг. Al³⁺ зріс з 298,00 ±0,80 до 393,00 ±0,80 мг/кг, тоді як Co²⁺ знизився з 0,79 ±2,50 мг/кг до рівня нижче LOD.

Концентрації Bi^{5+} , Hg^{2+} та As^{2+} залишались нижче межі визначення протягом всього періоду спостережень.

Моніторинг важких металів у донних відкладах рекреаційної ділянки Мощунки (2022-2023) показує техногенне навантаження на седименти. Виявлено перевищення природного фону $\text{Fe}^{2+/3+}$, Mn^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Ni^{2+} та Pb^{2+} , що може створювати ризики для гідробіонтів. Попри тенденцію до зниження забруднення у 2023 році, накопичення токсикантів у відкладах можна вважати екологічно небезпечним. Для оцінки стану пост-мілітарної екосистеми важливим є аналіз розподілу металів між водою та донними відкладами, а також дослідження їх накопичення в седиментах рибацької ділянки, яка ймовірно зазнала більшого техногенного впливу (табл. 4.12).

Таблиця 4.12

Динаміка вмісту сполук важких металів у донних відкладах
рибацької ділянки річки Мощун (2022-2023 рр.)

Катіон	Показник 2022 (мг/кг)	Показник 2023 (мг/кг)	Динаміка змін (мг/кг)	Методика визначення
$\text{Fe}^{2+/3+}$	360.50 $\pm$ 1.20	1722.00 $\pm$ 1.20	+1361.50	Атомно-емісійна спектрометрія
Mn^{2+}	10.46 $\pm$ 0.56	50.00 $\pm$ 0.56	+39.54	Атомно-емісійна спектрометрія
Cr^{3+}	1.51 $\pm$ 0.26	2.50 $\pm$ 0.26	+0.99	Атомно-емісійна спектрометрія
Cu^{2+}	0.86 $\pm$ 1.38	2.00 $\pm$ 1.38	+1.14	Атомно-емісійна спектрометрія
Zn^{2+}	6.60 $\pm$ 1.20	33.10 $\pm$ 1.20	+26.50	Атомно-емісійна спектрометрія
Cd^{2+}	0.06 $\pm$ 2.08	< LOD $\pm$ 2.08	-0.06	Атомно-емісійна спектрометрія
Ni^{2+}	2.58 $\pm$ 1.20	2.70 $\pm$ 1.20	+0.12	Атомно-емісійна спектрометрія
Al^{3+}	237.00 $\pm$ 0.80	691.00 $\pm$ 0.80	+454.00	Атомно-емісійна спектрометрія
Co^{2+}	0.63 $\pm$ 2.50	0.40 $\pm$ 2.50	-0.23	Атомно-емісійна спектрометрія
Bi^{5+}	< LOD $\pm$ 3.00	< LOD $\pm$ 3.00	0.00	Атомно-емісійна спектрометрія
Hg^{2+}	< LOD $\pm$ 1.50	< LOD $\pm$ 1.50	0.00	Атомно-емісійна спектрометрія
Pb^{2+}	2.03 $\pm$ 1.80	1.50 $\pm$ 1.80	-0.53	Атомно-емісійна спектрометрія

Примітка: LOD - межа визначення методу (Limit of Detection)

ГДК відсутня (не нормується)

Дослідження акумуляції металів у донних відкладах рибацької ділянки також вказує на техногенні зміни. У 2022 році концентрація $\text{Fe}^{2+/3+}$ становила 380,50 $\pm$ 1,20 мг/кг (нижче, ніж у рекреаційній зоні), але у 2023 році зросла до 1722,00 $\pm$ 1,20 мг/кг, що може свідчити про інтенсивну седиментацію на цій ділянці. Забруднення Mn^{2+} було нижчим порівняно з

рекреаційною зоною ($10,44 \pm 0,56$ - $50,00 \pm 0,56$ мг/кг у 2022-2023 роках), проте спостерігається тенденція до його накопичення в седиментах.

Вміст Cr^{3+} у седиментах рибальської ділянки показав підвищені рівні ($1,31 \pm 0,26$ до $2,50 \pm 0,26$ мг/кг) у 2022-2023 роках. Концентрації Cu^{2+} ($0,84 \pm 1,38$ до $2,00 \pm 1,38$ мг/кг) та Zn^{2+} ($6,60 \pm 1,20$ до $33,10 \pm 1,20$ мг/кг) були нижчими, ніж у рекреаційній зоні, проте можна припустити тенденцію до їх накопичення. Високотоксичні метали показали критичні рівні: Cd^{2+} знизився з $0,06 \pm 2,08$ мг/кг до рівня нижче LOD, Ni^{2+} зріс з $2,58 \pm 1,20$ до $2,70 \pm 1,20$ мг/кг, Pb^{2+} коливався від $2,03 \pm 1,80$ до $1,50 \pm 1,80$ мг/кг. Al^{3+} значно перевищував показники рекреаційної зони ($237,00 \pm 0,80$ до $691,00 \pm 0,80$ мг/кг), що може бути пов'язано з геологічними особливостями. Co^{2+} залишався низьким ($0,63 \pm 2,50$ до $0,40 \pm 2,50$ мг/кг), а Bi^{5+} , Hg^{2+} та As^{2+} не перевищували межі визначення. Порівняльний аналіз показує більше забруднення рибальської ділянки, особливо $\text{Fe}^{2+/3+}$ (у 5 разів вище у 2023 році). Підвищені концентрації Cr^{3+} , Cd^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} у донних відкладах цієї зони можуть свідчити про інтенсивніше забруднення. Можна припустити, що відмінності пов'язані з більшим техногенним впливом на рибальську ділянку. Обидві зони показують накопичення токсичних металів у відкладах, що може створювати ризик повторного забруднення води.

Комплексний аналіз розподілу важких металів між водою та донними відкладами вимагає вивчення коефіцієнтів накопичення, які показують здатність седиментів акумулювати метали порівняно з їх концентраціями у воді. Ці показники можуть допомогти оцінити техногенне навантаження на різні ділянки та можливі ризики повторного забруднення через десорбцію токсикантів. Особливу увагу приділено коефіцієнтам накопичення на рибальській ділянці, яка ймовірно зазнала найбільших змін. Результати розрахунків для обох ділянок наведено в таблиці 4.13, що дозволяє порівняти процеси накопичення в різних частинах екосистеми. Дослідження коефіцієнтів у системі «вода-донні відклади» рекреаційної ділянки Мошунки (2022-2023) показало різну акумулятивну здатність елементів. Найвищі показники виявлено для Mn^{2+} (466,5 та 15,99 відповідно), що може свідчити про його седиментацію та концентрування у відкладах. Cu^{2+} показав коефіцієнти накопичення 1,864 та 3,1 у 2022-2023 роках, Zn^{2+} - 9,5 та 7,1 відповідно, що може вказувати

на їх седиментацію. Al^{3+} продемонстрував значне зростання коефіцієнта з 298 до 4966,7, що ймовірно відображає осадження його гідроксидів. Pb^{2+} показав підвищення з 3,34 до >556,7, що може свідчити про накопичення цього токсичного елемента. Коефіцієнти $\text{Fe}^{2+/3+}$ коливались у межах 0,22-466,5 з тенденцією до зростання, можливо через надходження сполук з водозбірної території. Ni^{2+} та Co^{2+} мали нижчі коефіцієнти (від <0,01 до 0,789), що може вказувати на їх обмежену седиментацію. Cd^{2+} показав зниження коефіцієнта з <0,006 до <0,001, ймовірно через зменшення надходження та ремобілізацію. Аналіз розподілу металів у системі «вода-донні відклади» рекреаційної ділянки виявив різні коефіцієнти накопичення. Можна припустити, що Mn, Cu, Zn, Al та Pb мають вищу седиментаційну здатність, тоді як Fe, Ni та Co - нижчу. Динаміка більшості металів може свідчити про їх поступове накопичення у відкладах протягом 2022-2023 років.

Таблиця 4.13

Коефіцієнти накопичення важких металів у системі «вода-донні відклади» для рекреаційної ділянки (2022-2023 рр.)

Катіон	Концентрація у воді, мг/дм ³	Концентрація у донних відкладах, мг/кг	Коефіцієнт накопичення (Кн)
$\text{Fe}^{2+/3+}$	0.22	466.5	2120.5
Mn^{2+}	<0.001	15.99	>15990
Cr^{2+}	<0.001	1.864	>1864
Cu^{2+}	0.05	3.1	62
Zn^{2+}	<0.01	9.5	>950
Cd^{2+}	<0.005	0.23	>46
Ni^{2+}	<0.01	2.41	>241
Al^{3+}	0.06	298	4966.7
Co^{2+}	<0.01	0.789	>78.9
Pb^{2+}	<0.006	3.34	>556.7

Дослідження коефіцієнтів накопичення важких металів у системі «вода-донні відклади» рибальської ділянки Мощунки (2022-2023) виявляє відмінності від рекреаційної зони (табл. 4.14). $\text{Fe}^{2+/3+}$ показав надзвичайно високі коефіцієнти - 767,0 та 10460 відповідно, що може бути пов'язано з підвищеним техногенним впливом. Коефіцієнти накопичення Mn^{2+} були нижчими порівняно з рекреаційною ділянкою (10,46 у 2022 році та 1,513 у 2023 році), проте можна припустити, що такі показники свідчать про його седиментацію та накопичення у відкладах

цієї частини водотоку. Коефіцієнти накопичення Cu^{2+} на рибальській ділянці становили 21,5 та >660 у 2022-2023 роках. Zn^{2+} показав вищі коефіцієнти порівняно з рекреаційною зоною ($>12,6$ та >258), що може вказувати на посилення акумуляції. Коефіцієнти Ni^{2+} зросли з >258 до 11850, що ймовірно свідчить про його концентрування у відкладах. Al^{3+} показав нижчі, але все ще високі коефіцієнти (11850 та $>62,5$) порівняно з рекреаційною ділянкою. Co^{2+} та Pb^{2+} мали низькі коефіцієнти ($<0,01$ та $<0,006$), що може вказувати на їх обмежену седиментацію. Порівняльний аналіз може свідчити про інтенсивніші акумуляційні процеси на рибальській ділянці, особливо для $\text{Fe}^{2+/3}$, Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} , що підтверджується вищими показниками їх накопичення у донних відкладах.

Таблиця 4.14

Коефіцієнти накопичення важких металів у системі «вода-донні відклади» для рибальської ділянки (2022-2023 рр.)

Елемент	Концентрація у воді, мг/дм ³	Концентрація у донних відкладах, мг/кг	Коефіцієнт накопичення (Кн)
$\text{Fe}^{2+/3+}$	0.47	360.5	767.0
Mn^{2+}	0.001	10.46	10460
Cr^{2+}	<0.001	1.513	>1513
Cu^{2+}	0.04	0.86	21.5
Zn^{2+}	<0.01	6.6	>660
Cd^{2+}	<0.005	0.063	>12.6
Ni^{2+}	<0.01	2.58	>258
Al^{3+}	0.02	237	11850
Co^{2+}	<0.01	0.625	>62.5
Pb^{2+}	<0.006	2.03	>338.3

На основі екологічних спектрів рослинних угруповань (табл. 4.15) можна припустити ризик деградації певних фітоценозів через зміни рН. В умовах Полісся найбільшу чутливість до закислення можуть проявляти *Lemnetum minoris* (7,83), *Lemno-Salvinietum natantis* (7,81), *Potametum natantis* (7,43), *Numpharo lutei-Nymphaetum albae* (7,17), *Trapetum natans* (7,63), *Phragmitetum australis* (7,27) та *Typhetum angustifoliae* (7,29). Більш стійкими ймовірно є *Glycerietum maximae* (6,58) та *Iridetum pseudacori* (6,69). Зміни сольового режиму можуть відбуватися через комплекс процесів: зниження концентрації карбонатів при закисленні, зв'язування

катионів металами та посилення вимивання солей через пошкодження рослинності.

Таблиця 4.15

Едафічна та динамічна частина екологічного спектру асоціацій водної та прибережно-водної рослинності Українського Полісся

Класи рослинності	Асоціації рослинності	Статистичні показники	Синфітоіндикаційні величини факторів середовища та показник динаміки (в балах за уніфікованою шкалою Дідуха-Плюти, шкалою рівня антропогенної трансформації Дідуха-Хом'яка							
			HE	HD	FH	RC	SL	CA	NT	ST
Lemnetea	Lemnetum minoris	середнє	7,06	19,59	3,73	8,10	8,79	5,81	6,33	3,31
		максимум	7,55	20,40	5,44	8,50	9,17	6,17	6,81	3,87
		мінімум	7,54	17,31	2,80	7,83	8,13	5,50	6,00	3,01
	Lemno-Salvinietum natantis	середнє	6,09	20,04	7,27	8,08	7,67	5,54	7,11	3,46
		максимум	6,88	20,50	9,00	8,50	8,19	5,88	7,67	3,77
		мінімум	5,33	19,63	5,75	7,81	6,92	5,08	6,58	2,67
Potamogetea	Potametum natantis	середнє	7,35	20,43	4,93	8,72	8,22	5,78	6,52	3,83
		максимум	7,67	21,33	6,00	9,17	8,60	6,39	7,08	4,87
		мінімум	6,53	18,42	4,00	7,43	6,97	4,83	5,78	2,98
	Numpharo lutei-Nymphaetum albae	середнє	7,46	20,11	4,55	7,88	7,81	5,50	6,42	3,80
		максимум	7,93	21,17	5,90	8,50	8,94	6,25	7,13	4,40
		мінімум	6,98	17,70	3,44	7,17	7,25	4,43	5,58	3,30
	Trapaetum natans	середнє	7,14	20,87	3,02	8,04	8,07	6,34	7,24	3,50
		максимум	7,39	21,19	4,43	8,56	8,56	6,71	7,88	3,65
		мінімум	6,75	20,14	2,31	7,63	7,81	6,00	6,67	3,38
Phragmiti-Magnocaricetea	Phragmitetum australis	середнє	6,32	15,10	6,04	8,39	8,80	5,44	6,24	4,71
		максимум	7,61	17,17	7,28	9,17	10,00	6,31	7,32	6,73
		мінімум	5,69	12,19	4,62	7,27	7,17	4,77	5,14	3,38
	Glycerietum maximae	середнє	6,78	17,12	5,85	8,09	7,87	5,39	6,96	4,80
		максимум	7,57	19,13	7,19	9,43	8,75	6,40	7,69	7,20
		мінімум	5,36	15,47	4,50	6,58	6,39	4,00	5,11	3,74
	Typhetum angustifoliae	середнє	6,63	17,88	5,23	8,08	8,15	5,09	7,27	4,56
		максимум	7,03	19,00	6,50	8,64	8,72	5,72	8,00	5,71
		мінімум	6,22	16,50	4,17	7,29	7,29	4,56	6,42	3,75
	Iridetum pseudacori	середнє	6,49	16,72	5,48	7,35	7,54	5,80	6,81	4,86
		максимум	6,98	17,57	6,19	8,00	8,04	6,45	7,50	5,73
		мінімум	6,08	15,80	5,06	6,69	6,34	4,94	5,92	3,97

Можна припустити, що для прогнозування змін сольового режиму необхідна модель водної ерозії з урахуванням пошкоджень рослинного покриву [237, 238].

Можна припустити підвищення біодоступних форм нітрогену (нітратів та амонію) у воді двома шляхами. Прямий - через надходження продуктів детонації вибухових речовин (піроксилін, амоніт, тротил,

гексоген), що містять нітрогенові сполуки. Враховуючи інтенсивність обстрілів Мощуна, забруднення може бути значним. Вторинне забруднення ймовірно пов'язане з розкладанням органічних решток, що вивільняє нітрати та амонійні солі, а також порушенням структури донних відкладів і руйнуванням гумінових комплексів, що може призводити до мобілізації зв'язаного нітрогену. Підвищення концентрацій доступного нітрогену та ортофосфатів потенційно створює умови для евтрофікації водойм.

Масштабне знищення біологічних компонентів екосистеми спричинить регресивні зміни у природній сукцесійній динаміці, повертаючи угруповання до початкових стадій автогенних сукцесій [239]. На ранніх етапах відновлення екосистем можна спостерігати обмежену кількість екологічних ніш та зв'язків між видами, що може знижувати стійкість системи. Хімічний аналіз та дослідження біоти 2022-2023 років не виявили прямих загроз для гідрофітів. За даними «Укрхіманаліз», сольовий режим відповідає 7 балам (Дідух-Плюта), кислотність - 5-11 балів, концентрація нітрогену - 2-7 балів. Можливі наслідки включають: посилення седиментації через пошкодження рослинності, евтрофікацію від надходження поживних речовин, збагачення нітрогеном через розклад біомаси та забруднення. Замулення та зниження зволоження може призвести до змін від Potamogetea через Lemnetea до Phragmiti-Magnocaricetea, при перевищенні 12,9 - до гігрофільних лучних ценозів. Евтрофікація ймовірно спричинить перехід від Potamogetea до Lemnetea, можливо з подальшою появою ціанобактерій. При одночасному зниженні рівня води можуть формуватися евтрофні болотні ценози Phragmiti-Magnocaricetea.

Процес нітрифікації потребує окремого розгляду, оскільки нітрогенові сполуки надходять до екосистем як природним, так і антропогенним шляхом [240]. Макрофітні угруповання попри схожу толерантність до нітрогену можуть зазнавати змін при критичних значеннях - від «цвітіння» до трансформації в евтрофні болота та луки. При антропогенному навантаженні >8,2 бали (шкала Дідуха-Хом'яка) ймовірно формування рудеральних угруповань Bidentetea tripartiti. Фітоценози Мощунки включають 9 асоціацій у 4 союзах, 3 порядках та 3

класах, формуючи мезо-евтрофні та евтрофні оселища. Військовий вплив проявляється через короткострокові (термічні, механічні, акустичні) та довготривалі фізико-хімічні фактори. Найчутливішими до рН змін можуть бути *Lemnetum minoris*, *Lemno-Salvinietum natantis* та інші асоціації, тоді як *Glycerietum maximae* та *Iridetum pseudacori* показують вищу стійкість. Наслідки можна розділити на посилення седиментації, евтрофікацію та збагачення нітрогеном. Зниження зволоження може призводити до формування боліт і лук, а евтрофікація - до деградації макрофітів. У прибережжі можливий розвиток рудеральних ценозів. Спостереження 2022-2023 років можуть підтверджувати тенденції до евтрофікації та заболочування через формування нових асоціацій та зміни існуючих фітоценозів.

4.4. Порівняльний аналіз трансформаційних змін та розробка заходів оптимізації екологічного стану водних об'єктів в умовах різних типів антропогенного навантаження

На основі порівняльного аналізу екологічного стану річок Кам'янка та Мощунка, що зазнали різних типів антропогенного впливу - урбанізації та військових дій відповідно, можна виявити суттєві відмінності у характері та інтенсивності трансформації їх екосистем [32]. Гідрохімічні показники демонструють різну динаміку забруднення: у р. Кам'янка спостерігається поступове погіршення параметрів внаслідок хронічного впливу урбанізації, тоді як р. Мощунка характеризується різкими змінами після гострого військового впливу. Зокрема, у р. Кам'янка відзначається стійке зростання концентрації нітритів з 0,15 до 0,356 мг/дм³ протягом 2021-2023 років, що в 4,45 рази перевищує ГДК. Натомість у р. Мощунка після бойових дій зафіксовано раптове підвищення вмісту нітратного азоту з 0,93 до 6,76 мг/дм³, що може бути пов'язано з надходженням продуктів детонації вибухових речовин.

Особливий науковий інтерес представляє порівняльний аналіз накопичення важких металів у компонентах досліджуваних екосистем. Для систематизації отриманих даних розроблено порівняльну таблицю 4.16. Горизонтальний аналіз таблиці демонструє, що

урбанізаційний вплив характеризується вищими рівнями акумуляції важких металів у донних відкладах, особливо для $\text{Fe}^{2+}/^{3+}$, Cu^{2+} та Mn^{2+} , що пояснюється тривалим характером надходження забруднювачів. Військові дії спричиняють значні скачки концентрацій металів у воді, проте їх коротка тривалість не дозволяє металам суттєво накопичитись у донних відкладах.

Порівняльна оцінка деградації водних та прибережних біоценозів виявляє принципові відмінності у механізмах порушення екосистем. В умовах урбанізації (р. Кам'янка) спостерігається поступова трансформація рослинних угруповань з переважанням евтрофних видів, про що свідчить домінування *Phragmites australis* (коефіцієнт покриття 7-9) та *Potamogeton natans* (коефіцієнт покриття 7-9). Макрофітний індекс річки (MIR) на більшості ділянок становить 22-25, що відповідає поганому екологічному стану.

Результати досліджень накопичення важких металів у гідрографічній мережі великої міської річки [241], проведені Поповичем В. та Копиловим В., демонструють схожі закономірності розподілу забруднювачів, підтверджуючи системний характер впливу урбанізації на водні екосистеми. Особливий науковий інтерес представляє порівняльний аналіз накопичення важких металів у компонентах досліджуваних екосистем. Виявлені закономірності трансформації водних екосистем під впливом урбанізації та військових дій вказують на необхідність розробки диференційованих підходів до їх відновлення та охорони.

Якщо для урбанізованих водотоків, таких як р. Кам'янка, ключовим є впровадження довгострокових програм реабілітації з акцентом на модернізацію очисних споруд та створення прибережних захисних смуг, то для водних об'єктів, що зазнали військового впливу (р. Мощунка), пріоритетним є проведення термінових заходів з видалення небезпечних речовин та відновлення природних гідрологічних режимів. Враховуючи наявний в Україні досвід реалізації природоохоронних проєктів, зокрема програми «Чиста вода» та програми охорони річки Рось, доцільно розробити комплексний підхід, який би враховував специфіку різних типів антропогенного навантаження на малі річки [242].

Таблиця 4.16

Порівняльна характеристика розподілу важких металів у компонентах екосистем річок Кам'янка та Мощунка в умовах різних типів антропогенного навантаження

Параметр	р. Кам'янка (урбанізація)	р. Мощунка (військові дії)	Особливості впливу
$\text{Fe}^{2+/3+}$ у воді	0,2-0,4 мг/дм ³	0,15-0,47 мг/дм ³	військовий вплив призводить до різкіших коливань
$\text{Fe}^{2+/3+}$ у донних відкладах	3862 мг/кг	360-1722 мг/кг	урбанізація спричиняє вище накопичення
Cu^{2+} у воді	0,02 мг/дм ³	0,04-0,05 мг/дм ³	військовий вплив створює вищі концентрації
Cu^{2+} у донних відкладах	5,2 мг/кг	0,86-2,0 мг/кг	урбанізація призводить до більшого накопичення
Mn^{2+} у воді	0,013 мг/дм ³	0,001-0,015 мг/дм ³	схожі рівні при різних впливах
Mn^{2+} у донних відкладах	127 мг/кг	10,46-50 мг/кг	урбанізація спричиняє вище накопичення
Zn^{2+} у донних відкладах	36,7 мг/кг	6,6-33,1 мг/кг	урбанізація призводить до більшого накопичення

Запровадження в Україні комплексного стратегічного підходу з урахуванням позитивного зарубіжного досвіду сприятиме збереженню та поліпшенню екологічного стану малих річок [243] (табл. 4.17). Водночас варто враховувати позитивний досвід інших країн з високим рівнем урбанізації, зокрема Німеччини та Японії, в управлінні малими річками. У Німеччині, де рівень урбанізації становить близько 80%, була розроблена і впроваджена система управління малими річками, що включає встановлення екологічних нормативів, програми очистки стічних вод, захист від побутових відходів та інші заходи.

У результаті вдалося значно поліпшити якість води та відновити біорізноманіття малих річок. В Японії, де рівень урбанізації 90%, діють програми комплексного управління на місцевому рівні [244]. При розробці заходів оптимізації екологічного стану водних об'єктів важливо враховувати сучасні методи очищення води від іонів важких металів.

Дослідження Труса І., Гомелі М. та Трохименко Г. [245] щодо особливостей очищення води від іонів важких металів методом нанофільтрації демонструє високу ефективність цього методу для видалення забруднювачів, що може бути впроваджено в систему очисних споруд для малих річок, які зазнають значного антропогенного навантаження.

Таблиця 4.17

Перелік рішень щодо раціонального використання та оптимізації стану малих річок, які знаходяться під впливом трансформаційних змін

Напрямок	Мета	Заходи
Раціональне використання	<i>Збереження та відновлення екологічного стану малих річок</i>	1. Впровадження екологічно безпечних технологій водозабору та водовідведення 2. Зменшення антропогенного навантаження на річкові басейни 3. Розвиток альтернативних джерел водопостачання та енергії 4. Пропаганда екологічної культури серед населення
Моніторинг	<i>Своєчасне виявлення та оцінка змін стану малих річок</i>	1. Встановлення постійних моніторингових постів 2. Розробка методів моніторингу екологічного стану малих річок 3. Аналіз отриманих даних та розробка заходів щодо покращення стану річок
Оптимізація стану	<i>Відновлення екологічного стану малих річок, які знаходяться під впливом урбанізації</i>	1. Рекultyвація, ревіталізація забруднених територій 2. Комплексна деконтамінація 3. Відновлення природних екосистем 4. Запровадження заходів із охорони та збереження малих річок.

На основі комплексу проведених польових та експериментальних (лабораторних) досліджень, а також проведеного прогнозування та інтегральної оцінки масиву даних була спроектована орієнтовна схема «*посту оптимізації*», який враховує характер забруднення досліджуваних ділянок, а також акумуляційний потенціал донних відкладів та фіторе mediaційний потенціал едификаторів/ домінантів/ субдомінантів урбогідротопів Житомира (рис. 4.11). На рисунку представлено комплексну систему очищення річкових вод від сполук

важких металів, яка відображає взаємозв'язок між джерелом забруднення та послідовними етапами відновлення водного середовища.

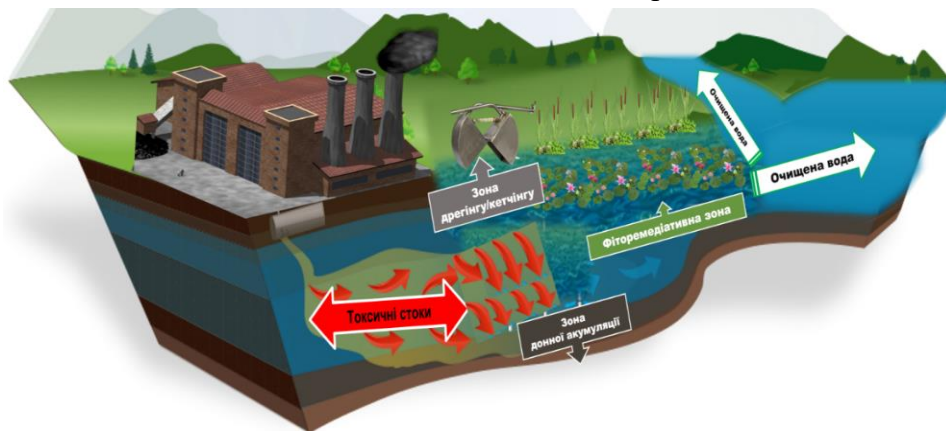


Рис. 4.11. Схема комплексної системи очищення річкових вод від сполук важких металів

Промислове підприємство візуалізовано як основне джерело надходження небезпечних скидів у річкову екосистему. Схема демонструє розподіл процесу очищення на три функціональні зони: зону дрегінгу/кетчінгу, де відбувається механічне вилучення забруднених донних відкладів; фіторемедіаційну зону, в якій водні рослини виконують роль природних біофільтрів; та зону донної акумуляції, що забезпечує осадження залишкових забруднювачів. Червоними стрілками позначено поширення токсичних стоків у водному середовищі, а блакитними - рух очищеної води. Така послідовність зон забезпечує поетапне зниження концентрації важких металів у воді, що підтверджується результатами проведених досліджень та розрахованими коефіцієнтами накопичення та донної акумуляції.

Ефективність запропонованої системи базується на комплексному використанні механічних та біологічних методів очищення водного середовища. Проведений аналіз основних джерел забруднення малих річок Київського Полісся (таблиця 4.18) дозволив систематизувати потенційні хімічні забруднювачі, характерні для різних типів промислових підприємств регіону, та на основі виконаних аут- та

синфітоіндикаційних досліджень запропонувати оптимальний видовий склад рослин-фіторемедіаторів для кожного типу забруднення.

Таблиця 4.18

Типові джерела забруднення малих річок та рекомендовані
фіторемедіатори

Тип промисловості	Основні забруднюючі речовини	Рекомендовані фіторемедіатори
Харчова промисловість	- Сполуки Cu, Pb, Cd, Zn - Сірчана та азотна кислоти	Прибережні: <i>Typha angustifolia</i> Занурені: <i>Vallisneria spiralis</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i> Вільноплаваючі: <i>Lemna minor</i>
Будівельна промисловість	- Сполуки Cr, Pb, Cd - Луги	Прибережні: <i>Typha angustifolia</i> , <i>Phragmites australis</i> Занурені: <i>Vallisneria spiralis</i> Вільноплаваючі: <i>Lemna minor</i> , <i>Spirodela polyrhiza</i>
Гірничо-видобувна та переробна промисловість	- Сполуки Fe, Mn, Ni - Сульфати - Важкі метали	Прибережні: <i>Typha latifolia</i> , <i>Phragmites australis</i> Занурені: <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>Potamogeton pectinatus</i> Вільноплаваючі: <i>Lemna minor</i> , <i>Salvinia natans</i>
Комунально-побутовий сектор	- Нітрати, фосфати - СПАР - Нафтопродукти	Прибережні: <i>Iris pseudacorus</i> , <i>Acorus calamus</i> Занурені: <i>Elodea canadensis</i> , <i>Potamogeton natans</i> Вільноплаваючі: <i>Lemna minor</i> , <i>Lemna gibba</i>

Сучасна спеціалізація промисловості Київського Полісся демонструє різноманітність потенційних джерел забруднення малих річок регіону. Гірничо-видобувна промисловість, зосереджена переважно у Житомирській області (Іршанський ГЗК, розробка гранітів та лабрадоритів), є джерелом надходження сполук Fe, Mn, Ni.

Дослідження Поповича В., Скробали В., Тиндика О. та Каспрука О. з гідро-екологічного моніторингу забруднення важкими металами водних об'єктів у басейні річки Західний Буг у межах гірничо-промислового регіону [8] також підтверджують значний вплив гірничо-видобувної промисловості на акумуляцію важких металів у компонентах водних екосистем, що узгоджується з результатами наших досліджень у регіоні Київського Полісся.

Харчова промисловість, представлена потужними підприємствами у всіх трьох областях (Житомирський маслозавод, консервні заводи Київської та Чернігівської областей), спричиняє забруднення Cu, Pb, Cd, Zn. Будівельна промисловість обласних центрів (виробництво силікатної цегли, залізобетонних конструкцій) додає до водних об'єктів сполуки Cr, Pb, Cd та лужні стоки. Комунально-побутовий сектор, особливо розвинений у великих містах та приватній забудові, є постійним джерелом надходження біогенних елементів, СПАР та нафтопродуктів. Для кожного типу забруднення запропоновано відповідну систему фіторе mediaції з використанням прибережних, занурених та вільноплаваючих макрофітів, що забезпечує ефективне очищення води в умовах регіону.

Висновки до розділу 4

1. Проведений аналіз теоретико-методологічних засад оцінки екологічного стану трансформованих поверхневих водних об'єктів засвідчив важливість комплексного підходу, що базується на чотирьох ключових компонентах: здатності до відновлення, просторових змінах, часових змінах та компонентах оцінки. В умовах імплементації європейських стандартів водного менеджменту особливого значення набуває інтеграція гідрохімічних, гідробіологічних та гідроморфологічних показників для всебічної характеристики екологічного стану водних об'єктів.

2. Дослідження екологічного стану річки Кам'янка як типової урбанізованої малої річки виявило критичне погіршення гідрохімічних параметрів протягом 2021-2023 років. Зафіксовано суттєве перевищення ГДК за низкою показників: концентрація нітритів зросла до 0,356 мг/дм³ (перевищення в 4,45 рази), фосфатів - до 4,84 мг/дм³ (перевищення майже в 7 разів), заліза - до 0,2 мг/дм³ (перевищення вдвічі). Особливе занепокоєння викликає стабільне перевищення БСК-5, що свідчить про високе органічне забруднення водойми. Аналіз вертикальних градієнтів поширення важких металів продемонстрував їх значну акумуляцію в донних відкладах, зокрема Fe²⁺ (3862 мг/дм³) та Mn²⁺ (127 мг/дм³), що підтверджується високими коефіцієнтами донної акумуляції (КДА[Fe²⁺]=19310, КДА[Mn²⁺]=9769). Макрофітна оцінка річки Кам'янка, проведена на шести тестових ділянках, виявила 17 видів водних та прибережно-водних рослин, з яких 9 мають індикаторне значення для розрахунку MIR. Встановлено домінування видів-індикаторів евтрофікації (*Potamogeton natans*, *Lemna minor*, *Phragmites australis*, *Ceratophyllum demersum*), що разом з розрахунком Макрофітного індексу підтвердило переважно поганий екологічний стан на ділянках 1-5 (MIR 22-25) і лише задовільний на ділянці №6 (MIR 32).

3. Оцінка пост-мілітарного стану річки Мощунка засвідчила значні трансформації гідроекосистеми внаслідок військових дій. На рекреаційній ділянці у 2022-2023 роках виявлено погіршення кисневого режиму (зниження концентрації розчиненого кисню з 6,29±2,00% до

2,33%), підвищення вмісту органічних речовин (зростання ХСК з 10,00% до 31,00%) та біогенних елементів. Особливо критичний стан зафіксовано на рибальській ділянці, де спостерігалось різке зростання концентрацій важких металів - Zn^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} та Cd^{2+} підвищились у 2,5-3,7 рази.

4. Порівняльний аналіз трансформаційних змін водних об'єктів в умовах різних типів антропогенного навантаження дозволив виявити принципові відмінності у характері деградації екосистем. Якщо урбанізаційний вплив (р. Кам'янка) характеризується поступовим погіршенням параметрів та високим рівнем акумуляції поллютантів у донних відкладах, то військові дії (р. Мощунка) призводять до раптових змін гідрохімічного режиму та різких коливань концентрацій забруднюючих речовин. На основі проведеного дослідження розроблено комплексний підхід до оптимізації екологічного стану малих річок, що враховує специфіку різних видів антропогенного впливу та включає диференційовані заходи з відновлення водних екосистем. Обґрунтованість запропонованого підходу підтверджується розробкою триступеневої системи очищення річкових вод, що включає послідовні зони дрегінгу/кетчінгу для механічного вилучення забруднених донних відкладів, фіторемедіації з використанням специфічних видів-акумуляторів важких металів та донної акумуляції для осадження залишкових забруднювачів. Експериментально підтверджено ефективність застосування різних груп макрофітів для очищення води від специфічних забруднювачів: *Typha angustifolia*, *Vallisneria spiralis* - для харчової промисловості (Cu, Pb, Cd, Zn); *Phragmites australis*, *Lemna minor* - для будівельної промисловості (Cr, Pb, Cd); *Typha latifolia*, *Myriophyllum spicatum* - для гірничо-видобувної галузі (Fe, Mn, Ni).

РОЗДІЛ 5

РОЗРОБКА КОМПЛЕКСНОЇ СИСТЕМИ ОНЛАЙН МОНІТОРИНГУ СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ РЕГІОНУ

Проведені у попередніх розділах дослідження екологічного стану річки Стрижень у Чернігівській області дозволили виявити системні проблеми із забрудненням поверхневих вод і продемонстрували критичну необхідність впровадження ефективних механізмів моніторингу та оперативного реагування на зміни якісних показників водного середовища. Виявлені під час дослідження перевищення гранично допустимих концентрацій забруднювальних речовин, особливо у зонах антропогенного впливу, та недостатня ефективність наявних систем контролю якості води вказують на нагальну потребу в розробці та впровадженні сучасних автоматизованих систем моніторингу водних ресурсів.

Враховуючи отримані результати та ідентифіковані проблеми, автором дисертаційного дослідження було реалізовано низку досліджень у межах масштабного міжнародного проєкту за підтримки Програми розвитку Організації Об'єднаних Націй (ПРООН) в Україні. В рамках цього проєкту розроблено інноваційну комплексну систему онлайн-моніторингу стану водних артерій Чернігівської області, що дозволило трансформувати локальні дослідження окремих водних об'єктів у систематичний регіональний моніторинг із застосуванням передових технологій та підходів.

Розроблена система моніторингу органічно вписується в загальну концепцію управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів в умовах трансформаційних змін і є практичною реалізацією теоретичних та методологічних положень, сформульованих у попередніх розділах дисертаційної роботи. Вона становить ключовий елемент комплексної системи моніторингу, що забезпечує отримання достовірної екологічної інформації про стан водних об'єктів у режимі реального часу.

Важливо підкреслити, що методологія розробки системи моніторингу та впроваджені технічні рішення мають універсальний характер і створюють науково-практичну основу для розгортання аналогічних систем в інших регіонах України. Зокрема, запропоновані принципи структуризації системи моніторингу з урахуванням характеру антропогенного навантаження можуть бути ефективно адаптовані для впровадження в Житомирській області та інших регіонах, що забезпечить комплексний підхід до збалансованого управління водними ресурсами на національному рівні.

Представлений у даному розділі досвід практичної реалізації системи онлайн-моніторингу водних артерій Чернігівської області є важливим етапом у формуванні дорожньої карти впровадження системи управління та сприяє забезпеченню збалансованого функціонування й відновленню поверхневих водних об'єктів відповідно до вимог Водної рамкової директиви ЄС та принципів Європейського зеленого курсу, імплементованих у національне законодавство України.

5.1. Обґрунтування вибору пунктів спостереження за станом поверхневих водних об'єктів регіону

На основі аналізу економічної статистики та екологічних показників було встановлено, що основні підприємства промисловості та агропромислового комплексу, які здійснюють найбільший вплив на стан водних об'єктів регіону, здебільшого сконцентровані в межах чотирьох міст обласного значення: Чернігів, Новгород-Сіверський, Ніжин і Прилуки [35]. Така концентрація потенційних джерел забруднення створює підвищені ризики для водних екосистем та вимагає впровадження комплексної системи моніторингу для контролю якості води.

Розташування в межах області потенційних підприємств-забруднювачів водних об'єктів області із врахуванням підприємств, які користуються послугами комунальних підприємств для очищення стічних вод наведено на рис. 5.1.

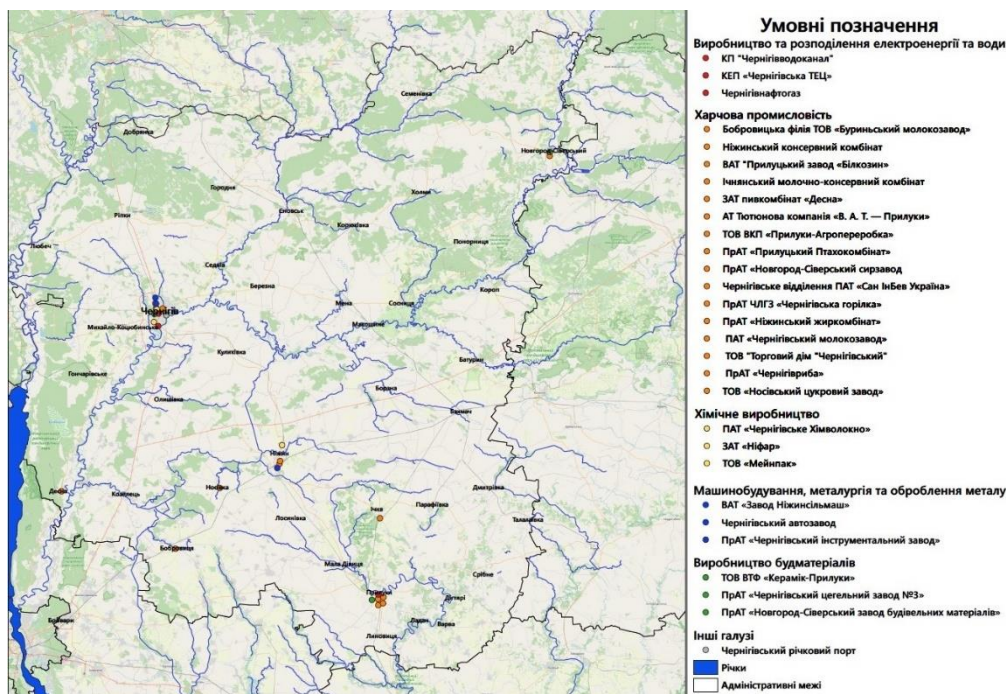


Рис. 5.1. Розташування потенційних підприємств-забруднювачів водних об'єктів Чернігівської області (сформовано автором)

Фермерські господарства є також одним з основних джерел забруднення водних об'єктів, а саме відбувається забруднення великою кількістю хімічних добрив, отрутохімікатів, гербіцидів, інсектицидів і органічних відходів, які вимиваються і потрапляють в поверхневі води, а також забруднення від великих тваринницьких комплексів.

Розташування основних представників агропромислового комплексу - забруднювачі водних об'єктів Чернігівської області наведено на рис. 5.2.

Загалом на екологічний стан поверхневих вод області впливали скиди недостатньо очищених стічних вод внаслідок неефективної роботи каналізаційно-очисних споруд міст області, які приймають недостатньо очищенні стічні води від підприємств харчової, хімічної, машинобудівної промисловості тощо.

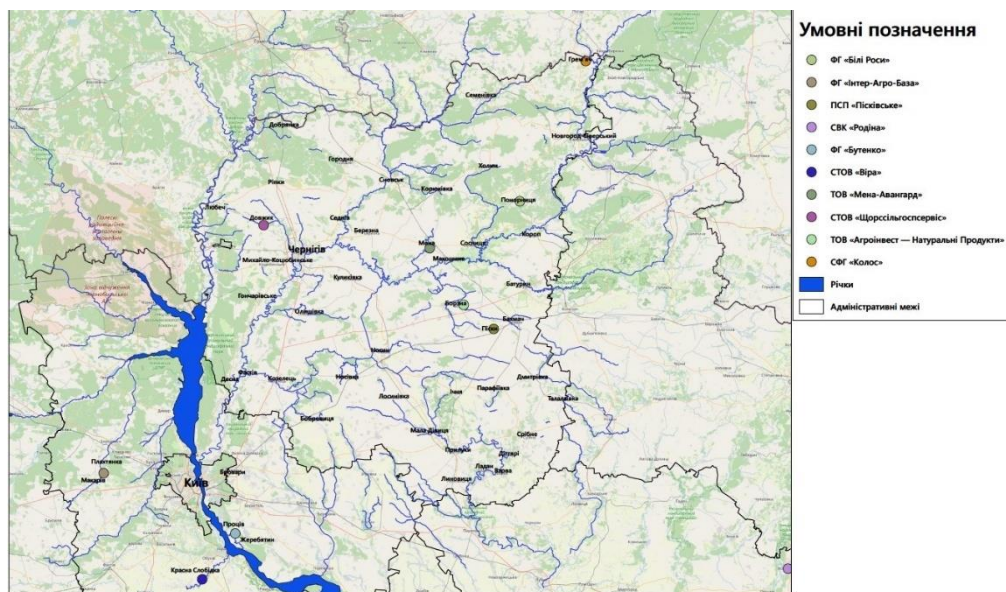


Рис. 5.2. Розташування найбільших агропідприємств-забруднювачів водних об'єктів Чернігівської області (сформовано автором)

Будівництво та експлуатація каналізаційних споруд для очищення і відведення стічних вод є невід'ємною складовою частиною інженерних робіт з прокладання підземних комунікацій, таких же необхідних, як будівництво житлових будинків та багатьох інших наземних об'єктів. Доцільно простежити весь шлях, що проробляється стічними водами від місця їхнього утворення до скидання у водойми.

У кожному будинку, на кожному виробничому підприємстві, в громадських установах у результаті споживання питної та технічної води утворюються побутові чи виробничі стічні води. Зазвичай внутрішні каналізаційні системи підключаються до вуличного каналізаційного колектору, за винятком особливих випадків, коли, незважаючи на наявність комунальної каналізації, проводиться очищення стічних вод в індивідуальних очисних установках присадибних ділянок з подальшим відведенням стічних вод у водойму.

З наявних в місті Чернігові 333 950 метрів каналізаційних мереж повністю замортизовано – 246 100 метри мереж, або 73,9% від загальної їх протяжності. За 10 років в місті було реконструйовано лише 3,35%

каналізаційних мереж. Отже, каналізаційна мережа та ливневі мережі міста Чернігова не витримують навантаження та потребує повного відновлення.

В дев'яти населених пунктах Чернігівської області відведення комунально-побутових стічних вод проводиться на поля фільтрації, які є одним із найбільш застарілих методів очистки стічних вод. В тому числі відведення стічних вод на поля фільтрації проводиться з населених пунктів де проживає значна кількість населення та проводять діяльність виробничі підприємства в м. Городня, в смт Сосниця, в м. Носівка, смт Гончарівське, м. Десна. Питання щодо будівництва нових сучасних комплексів очисних споруд, які можуть забезпечити зменшення шкідливого впливу на навколишнє природне середовище поки не вирішене.

При обґрунтуванні вибору пунктів спостереження за станом поверхневих водних об'єктів особливу увагу приділено дослідженням Чумаченка С., Яковлєва Є. та Парталіяна А. [246] щодо особливостей реалізації мережі екологічного моніторингу бойових дій для Збройних Сил України, які пропонують ефективну методологію розміщення точок спостереження з урахуванням специфіки військових впливів. При організації моніторингу поверхневих вод необхідно проводити попередні обстеження, що включають: вивчення стану водного об'єкта, отримання даних про водокористувачів, джерела забруднення, кількість, склад і режим скидання стічних вод; далі складається карта-схема водного об'єкта, де визначають розташування пунктів і створів спостережень; складається програма робіт.

Основними об'єктами, які потребують моніторингу, є:

- місця скиду стічних і дощових вод міст, селищ, сільськогосподарських комплексів; місця скиду стічних вод окремих підприємств, ТЕС;

- місця скиду колекторно-дренажних вод, які відводяться зі зрошуваних або осушуваних земель;

- кінцеві створи великих і середніх річок, які впадають у внутрішні водоймища;

– кордони економічних районів, республік, країн, що перетинають транзитні річки;

– кінцеві гідрологічні створи річкових басейнів, за якими складають водогосподарські баланси;

– гирлові зони забруднених приток головної річки [247].

Пункти спостережень якості водойм або водотоку поділяються на 4 категорії з урахуванням таких критеріїв:

– значення водного об'єкта як джерела питного, культурно-побутового, промислового, сільськогосподарського водопостачання;

– ступінь рибогосподарського використання водного об'єкта;

– рівень забруднення водного об'єкта;

– враховуються також розмір і об'єм водойми, розмір і водність водотоку, дані про режим, фізико-географічні ознаки [147].

Організація і розташовування на водоймах і водотоках у Чернігівській області пунктів контролю може здійснюватися по програмі для III категорії, так як дані попередніх обстежень цілком відповідають основним вимогам розташування постів для цієї категорії. Міста у Чернігівській області за даними чисельності населення на 2022 рік не перевищує 0,5 млн. осіб [248], що є однією з головних вимог вибору програми. В пунктах третьої категорії спостереження здійснюють щомісячно за третьою скороченою програмою, в основні фази водного режиму - за обов'язковою програмою [63].

При візуальних спостереженнях відмічають явища, незвичайні для даного району водного об'єкта (наявність плаваючих домішок, плівок, масляних плям, включень та інших домішок; розвиток, юрмища і відмирання водоростей; загибель риби і тварин; масовий викид моллюсків (мідій) на берег; поява підвищеної мутності, незвичайного кольору, піни та ін.).

Гідрохімічні показники якості природних вод у пунктах контролю зіставляють із установленими нормами якості води відповідно до мети контролю. Впровадження в систему спостережень за якістю води гідробіологічних методів дозволяє безпосередньо з'ясувати склад і структуру співтовариств гідробіонтів.

Це передбачає створення стаціонарних пунктів спостережень для моніторингу природного складу та рівня забруднення вод, а також спеціально організовані пункти для вирішення окремих науково-дослідних завдань. Важливо, щоб дані спостережень були своєчасними та достовірними, адже від них залежить ефективність водоохоронних заходів. Спостереження мають бути комплексними та систематичними, проводитись у відповідності до гідрологічних умов та місць розташування можливих джерел забруднення. Пункти спостережень повинні бути розміщені так, аби охоплювати всю територію досліджуваного басейну у Чернігівській області, як у просторовому, так і в часовому аспектах, щоб забезпечити повне й точне уявлення про стан водних ресурсів.

Для організації ефективної системи моніторингу стану водойм необхідно застосовувати універсальний підхід до визначення джерел забруднення, який можна адаптувати в різних регіонах. Такий підхід передбачає розміщення пунктів спостереження в місцях найвищої ймовірності забруднення, поєднання їх з гідрологічними постами, встановлення на виході з великих населених пунктів та забезпечення легкого доступу для регулярного моніторингу. Важливим аспектом є обладнання пунктів спостереження сучасними технологіями, включаючи автоматизовані станції моніторингу з можливістю передачі даних у реальному часі, та їх інтеграція в національну систему моніторингу довкілля для забезпечення єдності та порівнянності даних. Запровадження комплексної оцінки різних типів джерел забруднення, створення картографічної бази даних з використанням ГІС-технологій, проведення регулярних обстежень підприємств-забруднювачів та врахування сезонних факторів дозволить своєчасно виявляти забруднення та відстежувати їх джерела. Залучення місцевих громад, впровадження систем раннього виявлення забруднення, застосування сучасних методів аналізу для ідентифікації специфічних маркерів та розробка моделей розповсюдження забруднювачів формують методологічну єдність, яка забезпечує ефективність моніторингу водних ресурсів незалежно від географічного розташування, що є ключовим для збереження та раціонального використання водних об'єктів.

5.2. Вимоги до технічних засобів автоматизованої системи вимірювання гідрохімічних параметрів поверхневих вод із застосуванням IoT-технологій

Моніторинг якості води в Україні трансформується через адаптацію до європейських стандартів, впроваджуючи законодавчі зміни відповідно до Водної рамкової директиви ЄС та модернізацію технологій контролю [249, 250]. Пріоритетними стають автоматизовані системи на основі IoT з мультипараметричними, оптичними та електрохімічними датчиками, що забезпечують точність до 0,1%, швидкий відгук (менше 1 секунди) та одночасний контроль до 15 параметрів у реальному часі [128, 251]. В умовах посилення техногенних впливів та необхідності ефективного управління водними ресурсами, впровадження автоматизованих датчиків стає ключовим напрямом екологічного моніторингу [252, 253].

Дослідження підтверджують критичне зростання антропогенного навантаження на українські водойми: наприклад, у басейні Південного Бугу промислові підприємства скидають 250-300 м³/добу забруднень, а сільське господарство залишається значним джерелом забруднення [226]. Ситуацію погіршують застарілі очисні споруди з ефективністю лише 45-60% замість необхідних 95%, особливо в басейні Західного Бугу [254]. У Київському водосховищі виявлено посилення евтрофікації через сільськогосподарську діяльність та урбанізацію, що спричиняє перевищення ГДК біогенних елементів у 2,5-3 рази [255].

Вирішення цих проблем вимагає впровадження автоматизованих систем моніторингу за стандартами ЄС [63], розвитку нових інструментів з частотою вимірювань від 1 хвилини до 24 годин та створення централізованих систем обробки даних [256].

Традиційні методи мають суттєві обмеження, включаючи похибки до 15-20% [257, 258], та відсутність уніфікованих підходів до аналізу [259]. Технологічний процес охоплює відбір проб (автоматичні пробовідбірники з програмованим інтервалом від 15 хвилин до 24 годин), консервацію (спеціальні реагенти, температурні режими від -4°C до +4°C), зберігання та транспортування, що впливає на точність визначення концентрацій [260]. Процес контролю включає відбір проб, консервацію

та транспортування, що впливає на точність результатів [261]. Порівняльні дослідження демонструють меншу варіабельність результатів автоматизованих систем (2-4%) порівняно з ручними методами (8-12%) [226]. Економічний аналіз підтверджує переваги автоматизації: скорочення трудовитрат до 70%, зменшення використання реагентів до 40% та підвищення продуктивності до 60-80 проб на годину [262]. Проте технічне забезпечення в Україні контролює лише 22,4% необхідних параметрів за вимогами ЄС [263], використовуючи переважно фотометри, спектрофотометри (35%), хроматографи (20%) та атомно-абсорбційні спектрометри (10%).

Таким чином, виявлені проблеми моніторингу поверхневих вод свідчать про нагальну потребу модернізації через впровадження сучасних автоматизованих засобів вимірювання, що підтверджується технічними обмеженнями наявного обладнання та економічною доцільністю. З інженерно-технічної перспективи, автоматизовані системи вимірювання гідрохімічних параметрів із сенсорними технологіями та IoT-рішеннями підвищують точність моніторингу та забезпечать відповідність європейським стандартам контролю якості водних ресурсів.

Останні досягнення в технологіях моніторингу якості води зосереджені на вдосконаленні збору даних у реальному часі, покращенні можливостей датчиків та інтеграції інноваційних систем зв'язку. Ці технології спрямовані на надання більш ефективних, рентабельних і комплексних рішень моніторингу. Важливий внесок у розвиток систем автоматизованого моніторингу якості води зробили численні вітчизняні та закордонні дослідники. Як свідчить аналіз публікацій О'Грейді та ін. [264], спостерігається стрімке зростання досліджень у сфері розробки та впровадження сенсорних систем для моніторингу водних об'єктів. Останні розробки М.Банна [265], Ю.Парка [266], Г.Сілва [267] та інших підкреслюють важливість моніторингу у реальному часі за допомогою передових датчиків, які вимірюють такі параметри, як рН, каламутність, розчинений кисень і провідність. Ці датчики все частіше встановлюються в системах розподілу та природних водоймах, хоча залишаються проблеми з точки зору вартості та широкомасштабного використання. Вивченням IoT і бездротових сенсорних мереж (WSN) займаються

А.Алшамі [258], Й.Сінг [268] та інші, які дослідили, що інновації IoT, зокрема бездротові технології, такі як Sigfox і Zigbee, покращують можливості моніторингу в реальному часі. Ці системи покращують зв'язок і керування даними, хоча проблеми з точністю датчиків і оптимізацією енергоспоживання залишаються.

Передові технології становлять основу сучасного моніторингу якості води, включаючи автоматизовані системи з сенсорами та комп'ютерний аналіз із застосуванням штучного інтелекту, що забезпечує оперативний контроль і швидке виявлення відхилень показників. Однак впровадження подібних систем супроводжується певними труднощами: значна вартість технічного оснащення, можливі неточності вимірювань та складність масштабування. Міждисциплінарні групи спеціалістів активно працюють над вирішенням цих проблем. Розробляючи вимоги до технічних засобів автоматизованої системи вимірювання гідрохімічних параметрів, ми враховували результати досліджень Карпенка М., Чумаченка С. та Мошенського А. [269] щодо аргументації поєднання БПЛА та безпроводних сенсорних мереж для дистанційного зондування небезпечних речовин, що дозволяє значно підвищити ефективність моніторингу у важкодоступних та небезпечних зонах. Дослідження визначили пріоритетні параметри для автоматизованого моніторингу, серед яких: основні фізико-хімічні показники (рН, каламутність, електропровідність) для загальної оцінки стану води; маркери антропогенного впливу (азот амонійний, нітрати, фосфати); специфічні забруднювачі з систематичним перевищенням нормативних значень (загальне залізо, марганець); показники органічного забруднення (ХСК, БСК) для визначення навантаження на водні екосистеми. Цей комплекс параметрів забезпечує комплексний контроль якості води та своєчасне виявлення критичних рівнів забруднення. Особливості забруднення водних об'єктів та визначені ключові показники формують конкретні вимоги до технічного забезпечення автоматизованих систем моніторингу. Промислова специфіка регіону, ймовірність аварійних скидів та значні коливання рівнів забруднення зумовлюють специфічні вимоги до вимірювальної апаратури.

На основі аналізу принципів функціонування датчиків в автоматизованих системах моніторингу (табл. 5.1) виділено чотири основні типи: електрохімічні, оптичні, кондуктометричні та іон-селективні. Кожен тип має власні переваги та специфічні обмеження в експлуатації. Вибір принципу вимірювання для кожного параметра якості води має здійснюватися з урахуванням як метрологічних характеристик (точність, чутливість, селективність), так і особливостей експлуатації датчиків в автоматизованих системах моніторингу (стабільність, необхідність обслуговування, енергоспоживання).

На основі визначених пріоритетних забруднюючих речовин та специфіки їх моніторингу запропоновано структурування технічних вимог до сенсорних датчиків (табл. 5.2). Обґрунтовано комплекс технічних вимог до сенсорних датчиків системи моніторингу поверхневих вод, що включають діапазони вимірювань (рН: 0–14 од., електропровідність: 0–2000 мкСм/см, каламутність: 0–1000 NTU), точність (рН: $\pm 0,1$ од., електропровідність: ± 1 %), умови експлуатації (температура: $-5...+45$ °С, захист IP68), параметри енергозабезпечення (автономність > 30 діб) та передачі даних (частота вимірювань 15 хв).

Таблиця 5.1

Принципи роботи датчиків автоматизованого моніторингу якості
ВОДИ

Тип датчика	Принцип роботи	Переваги	Обмеження
Електрохімічні (водневий показник – рН), окисно-відновний потенціал – RedOx)	Вимірювання різниці потенціалів між вимірювальним та порівняльним електродами	Висока точність, швидкий відгук	Необхідність регулярного калібрування, чутливість до температури
Оптичні (каламутність, розчинений кисень)	Вимірювання інтенсивності розсіяного поглинутого світла	Стабільність показань, мінімальне обслуговування	Чутливість до забруднення оптичних елементів
Кондуктометричні (електропровідність)	Вимірювання електричної провідності між електродами	Простота конструкції, надійність	Температурна залежність, вплив поляризації
Іон-селективні (біогенні елементи)	Зміна потенціалу мембрани при взаємодії з цільовими іонами	Висока селективність	Обмежений термін служби мембран, необхідність калібрування

Джерело: розроблено автором

Таблиця 5.2

**Технічні вимоги до сенсорних датчиків системи моніторингу
поверхневих вод**

Характеристика	Параметр / Показник	Обґрунтування вимоги
Діапазони вимірювань	pH: 0–14 од.	Необхідність контролю повного діапазону можливих значень
	Електропровідність: 0–2000 мкСм/см	Діапазон охоплює типові значення для поверхневих вод та можливі перевищення
	Каламутність: 0–1000 NTU	Врахування пікових значень під час паводків та аварійних скидів
	Розчинений кисень: 0–20 мг/л	Контроль кисневого режиму водоєм
	Марганець: 0–5 мг/л	З урахуванням зафіксованих перевищень до 4 мг/л
Точність вимірювань	pH: $\pm 0,1$ од.	Відповідно до вимог моніторингу якості води
	Електропровідність: ± 1 %	Забезпечення достовірності даних
	Каламутність: ± 2 %	Точність, достатня для оперативного контролю
	Час відгуку: < 30 с	Забезпечення оперативності реагування
Умови експлуатації	Температура: $-5...+45$ °C	Кліматичні умови регіону
	Глибина занурення: до 10 м	Типові умови встановлення датчиків
	Захист: IP68	Повний захист від води та пилу
	Антиобростаючий захист	Запобігання біобростанню
Енергетичне забезпечення	Напруга живлення: 12/24В	Стандартне живлення
	Автономність: > 30 діб	Мінімальний період між обслуговуванням
	Резервне живлення: так	Забезпечення безперервності моніторингу
Передача даних	Частота вимірювань: 15 хв	Оптимальний інтервал для виявлення змін
	Протокол: GSM/GPRS	Наявність покриття в регіоні
	Формат даних: XML/JSON	Сумісність з існуючими системами
	Буферна пам'ять: > 30 діб	Збереження даних при втраті зв'язку
	IoT-платформа: підтримка стандартних IoT-протоколів (MQTT, HTTP)	Інтеграція з хмарними сервісами

Джерело: розроблено автором

Визначені технічні характеристики враховують реальні діапазони забруднень водних об'єктів, необхідність раннього виявлення аварійних ситуацій, кліматичні умови експлуатації та вимоги до оперативності отримання даних.

Пункт спостереження за якістю поверхневих вод представляє собою визначену локацію на водоймищі або водотоці, призначену для проведення комплексу досліджень, що забезпечують отримання інформації про якісні та кількісні характеристики води. У випадках, коли населений пункт містить кілька джерел забруднення, під пунктом спостереження розуміється цілісна ділянка водойми чи водотоку в межах усього населеного пункту, а не окремі забруднювачі.

Ідентифікація пункту спостережень здійснюється за назвою стаціонарного орієнтиру, як-от населений пункт, шахта, електростанція, гирло річки чи гребля, із зазначенням відповідного водного об'єкта (наприклад, м. Запоріжжя; р. Дніпро).

Пріоритетними для організації пунктів спостережень є водойми і водотоки, що мають істотне народногосподарське значення, а також ті, що зазнають інтенсивного забруднення внаслідок скидання промислових, сільськогосподарських або господарсько-побутових стічних вод. На ділянках водойм і водотоків, що характеризуються відсутністю значного забруднення (умовно чисті), створюються спеціальні пункти для проведення фонових спостережень.

Організація і розташовування на водоймах і водотоках у Чернігівській області пунктів контролю може здійснюватися по програмі для III категорії, так як дані попередніх обстежень цілком відповідають основним вимогам розташування постів для цієї категорії. Міста у Чернігівській області за даними чисельності населення на 2022 рік не перевищує 0,5 млн. осіб (м. Чернігів – 282747 чол.; м. Прилуки – 51637чол.; м. Новгород-Сіверський – 12375 чол.; м. Ніжин – 65830 чол.), що є однієї з головних вимог [248].

Слід враховувати наступне:

- пости організовують на замикаючих ділянках великих і середніх річок;
- у гирлах забруднених притоках великих річок та водойм;
- у районах організованого скиду зворотних вод, внаслідок якого спостерігається низька забрудненість поверхневих вод.

При спостереженнях за водоймами в Чернігівській області в кожному з п'яти районів: Чернігівському, Ніжинському, Прилуцькому,

Корюківському та Новгород-Сіверському, загалом встановлюють не менше трьох створів, по можливості рівномірно розподілених акваторією водойм з урахуванням конфігурації берегової лінії. У разі спостережень за окремими ділянками водойми створи розташовують у такий спосіб:

- на водоймах з інтенсивним водообміном: один створ вище джерела забруднення і решта створів (не менше двох) нижче джерела забруднення на відстані 0,5 км від місця скиду зворотних вод та безпосередньо за межею зони забруднення;

- на водоймах з помірним та уповільненим водообміном: один створ поза зоною впливу джерела, другий створ суміщають зі створом скиду зворотних вод, решту створів (не менше двох) розташовують по обидва боки від останнього на відстані 0,5 км від місця скиду та безпосередньо за межею зони забруднення. Кожний створ має кілька вертикалей та горизонталей. Їх розташування в кожному створі визначається характером скидів, особливостями течії водоймища або водотоку, рельєфом дна. Пункти спостережень також поєднуються з гідрологічними постами, на яких вимірюються витрати води, або з ділянками, забезпеченими розрахунковими гідрологічними даними.

На основі обґрунтованих технічних вимог до сенсорних датчиків розроблено комплекс рекомендацій щодо їх практичного впровадження у систему моніторингу поверхневих вод Житомирської ТГ також. З урахуванням специфіки забруднення водних об'єктів та виявлених джерел забруднення, запропоновано набір вимірювального обладнання (табл. 5.3). Для водосховища «Відсічне» та річок Тетерів і Кам'янка розроблено план розміщення автоматичних станцій контролю якості води. При виборі місць для станцій врахували як природні особливості водойм, так і розташування джерел забруднення.

Кожна станція оснащена різними датчиками, залежно від її розташування: у верхній течії, де вода найчистіша, встановлено прості датчики, які вимірюють основні показники (кислотність, мутність води та її електропровідність), а у місцях, де вода найбільше забруднюється, та у замикаючих створах встановлено більше датчиків, які можуть виявляти різні види забруднень.

Таблиця 5.3

Рекомендації щодо розміщення та комплектації автоматизованих
станцій моніторингу

№ з/п	Контрольна точка	Обґрунтування розміщення	Рекомендований набір датчиків	Контрольовані параметри
Водосховище «Відсічне»				
1.	Зона водозабору	Контроль якості питної води	Комбінований електрод; оптичний датчик; 4-електродний датчик	pH, RedOx; каламутність, розчинений кисень; електропровідність
2.	Місце основного притоку	Виявлення забруднень, що надходять у водосховище	Оптичний сенсор; Іон-селективні електроди	Каламутність, розчинений кисень; біогенні елементи
3.	Зона техногенного впливу	Моніторинг впливу промислових об'єктів	Вольтамперометричні датчики; іон-селективні електроди	Важкі метали; біогенні елементи
Річка Тетерів				
4.	Вище міста (фоновий створ)	Визначення фонових показників	Комбінований електрод; оптичний датчик	pH, RedOx; каламутність, розчинений кисень
5.	Нижче скиду КП «Житомирводоканал»	Контроль впливу комунальних стоків	Іон-селективні електроди; оптичний сенсор	Біогенні елементи; розчинений кисень
6.	Місце впадіння р. Кам'янка	Контроль впливу притоки	Комбінований електрод; 4-електродний датчик	pH, RedOx; електропровідність
7.	Замикаючий створ нижче міста	Оцінка сумарного впливу міста	Повний комплект датчиків	Всі параметри
Річка Кам'янка				
8.	Вище промислової зони	Фоновий моніторинг	Комбінований електрод; оптичний датчик	pH, RedOx; каламутність
9.	Нижче скидів підприємств	Контроль промислових скидів	Вольтамперометричні датчики; іон-селективні електроди	Важкі метали; біогенні елементи
10.	Перед впадінням у р. Тетерів	Оцінка впливу на основний водотік	Повний комплект датчиків	Всі параметри

Джерело: розроблено автором

Такий підхід дозволяє ефективно стежити за якістю води на всій протяжності водойм, враховуючи особливості кожного місця спостереження. Для забезпечення надійної роботи системи моніторингу необхідно дотримуватися таких вимог щодо обслуговування обладнання:

- щотижнева перевірка працездатності датчиків та очистка від механічних забруднень;
- щомісячне калібрування рН-електродів та іон-селективних датчиків;
- квартальна заміна електролітів та мембран у електрохімічних датчиках;
- піврічна повірка всіх вимірювальних каналів;
- щорічна профілактика систем енергозабезпечення та передачі даних, враховуючи перевірку працездатності IoT-модулів та їх з'єднання з централізованою системою збору даних.

Запропонована система розміщення та обслуговування датчиків забезпечить безперервний контроль якості води та своєчасне виявлення потенційних забруднень на найбільш критичних ділянках водних об'єктів.

Система автоматизованого моніторингу якості поверхневих вод, розроблена для Житомирської ТГ, включає 10 стратегічно розміщених контрольних точок із диференційованим комплектом сенсорів, технічні параметри яких детально обґрунтовані відповідно до характеру забруднень та експлуатаційних умов. Запропонований регламент технічного обслуговування вимірювальних пристроїв гарантує стабільність та точність моніторингових даних на ключових ділянках водних об'єктів.

Проведене дослідження дозволило визначити технічні специфікації та сформулювати конкретні рекомендації щодо імплементації автоматизованої системи вимірювання гідрохімічних характеристик поверхневих вод із застосуванням IoT-технологій, що забезпечить інтегрований збір та аналіз моніторингових даних у режимі реального часу. Подальші наукові розвідки доцільно спрямувати на створення інтелектуальних алгоритмів обробки моніторингової інформації з використанням методик машинного навчання, поєднання системи з

геоінформаційними технологіями для просторового аналізу поширення забруднень та удосконалення прогностичних моделей якості води на основі безперервних спостережень. Пріоритетним напрямом майбутніх досліджень повинна стати розробка методології автоматичної ідентифікації аномальних показників якості води та завчасного прогнозування потенційних аварійних ситуацій.

Таким чином, обґрунтовані технічні вимоги до сенсорних датчиків системи моніторингу поверхневих вод визначають основні характеристики необхідного обладнання для ефективного контролю якості води в реальному часі. На основі цих вимог та розробленої мережі пунктів спостереження з'являється можливість впровадження комплексної системи онлайн-моніторингу водних артерій регіону, розробку якої детально розглянемо в наступному підрозділі.

Розроблені технічні вимоги та специфікації для системи автоматизованого моніторингу мають універсальний характер і можуть бути адаптовані для впровадження в інших регіонах України з урахуванням їх специфічних екологічних умов та характеру антропогенного навантаження. Практичним підтвердженням даного твердження є успішна адаптація розроблених технічних вимог для моніторингу водних об'єктів Житомирської ТГ, де запропоновано розміщення 10 автоматизованих станцій контролю (таблиця 5.3) з диференційованим набором датчиків відповідно до характеру забруднень на контрольних точках. Така масштабованість технічних рішень є важливою практичною перевагою розробленої методології, що дозволяє ефективно впроваджувати подібні системи моніторингу в різних регіонах країни без необхідності суттєвих змін в архітектурі системи та технічних специфікаціях обладнання.

5.3. Розробка системи онлайн-моніторингу водних артерій

Існуючі методи контролю за станом водного середовища не дозволяють забезпечити точність, достовірність, комплексність оцінювання забруднень водного середовища. Тільки за допомогою використання нових, сучасних автоматизованих систем контролю можна

досягнути необхідного до вимог законодавства ЄС розвитку дієвої мережі спостережень за станом поверхневих вод. Вони поки що виконують не всі необхідні функції, однак їх перевагою є безперервність вимірювань. Саме, автоматизовані системи дають змогу автоматично здійснювати відбір проб води, вимірювання, оброблення та передавання інформації. Прискорення і практично безперервне одержання інформації про якість води за допомогою автоматизованих систем контролю зумовлює необхідність їх широкого використання при моніторингу якості вод суші.

Показниками досягнення Цілі 5 Водної стратегії України на період до 2050 року «запровадження інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом та принципів Організації економічного співробітництва та розвитку (ОЕСР) щодо водного врядування в районах річкових басейнів, у прибережних і морських водах» є кількість автоматизованих інформаційних систем, задіяних для прийняття управлінських рішень у сфері охорони навколишнього природного середовища, в галузі управління і контролю за використанням і охороною вод та відтворенням водних ресурсів, одиниць: до 2032 року введено в експлуатацію не менше ніж 8 автоматизованих інформаційних систем у визначених законодавством районах річкових басейнів.

Враховуючи проблематику забруднення поверхневих вод Чернігівської області, регулярні аварійні забруднення водотоків, наявність значної кількості потенційних джерел забруднення поверхневих вод, в тому числі транскордонних, складнощі наявної системи моніторингу та її трансформації та маючи кейси позитивного впровадження сенсорних систем автоматичного моніторингу у світі і Україні зокрема, було рекомендовано впровадження дистанційної автоматичної системи моніторингу на водних об'єктах області у визначених місцях підвищеного ризику забруднення поверхневих вод та на станціях впровадження дослідницького моніторингу.

За фінансової підтримки Уряду Швеції Програма розвитку Організації Об'єднаних Націй (ПРООН) в Україні реалізувала масштабний проект з розробки інноваційної системи онлайн-моніторингу водних артерій Чернігівської області.

Ця передова технологічна платформа створена автором дисертаційної роботи разом з партнерами у консорціумі зі спеціалістами «Світового центру даних «Геоінформатика та стійкий розвиток» та Асоціації професіоналів довкілля (PAEW) для забезпечення комплексного моніторингу та аналізу якості води, а також факторів, що впливають на її стан у регіоні.

Система являє собою інтегроване рішення, що поєднує сучасні технології збору даних, їх аналізу та візуалізації. В її основі - мережа автоматизованих датчиків, розміщених вздовж верхньої течії Дніпра від витоків до Києва, які забезпечують безперервний потік даних про стан водного середовища. Інформаційна платформа включає інтерактивні дашборди, динамічні вебкарти та аналітичні інструменти, що дозволяють відстежувати та аналізувати показники забруднення поверхневих вод у режимі реального часу.

Особливу цінність представляє функціонал системи щодо візуалізації та аналізу даних. Користувачі мають доступ до широкого спектру аналітичних інструментів, включаючи інтерактивні діаграми та графіки, які допомагають виявляти тренди забруднення, ідентифікувати критичні зміни в якості води та встановлювати кореляції між різними факторами впливу. Система також інтегрує результати лабораторних досліджень, що дозволяє проводити комплексний аналіз стану водних ресурсів з урахуванням як оперативних даних моніторингу, так і результатів глибоких лабораторних досліджень.

Платформа надає потужні можливості для аналізу впливу антропогенних факторів на якість води, зокрема, дозволяє оцінювати вплив сільськогосподарської та промислової діяльності на стан водних ресурсів. Такий комплексний підхід забезпечує ефективну ідентифікацію джерел забруднення та сприяє розробці цільових заходів щодо покращення екологічного стану водних об'єктів у регіоні.

У процесі розробки системи онлайн-моніторингу водних артерій Чернігівської області перед командою розробників було поставлено комплекс стратегічних завдань. Схема етапів створення системи онлайн-моніторингу наведено на рис. 5.1. Ключовим викликом стало створення багатофункціональної онлайн-платформи, здатної забезпечити

автоматизований збір, обробку та візуалізацію даних про стан забруднення водних ресурсів регіону, зокрема верхньої течії Дніпра від витоків до Києва.

1. Першочерговим завданням була розробка програмного забезпечення для автоматизованого збору та обробки даних з мережі датчиків моніторингу. Система мала забезпечувати безперервне отримання показників якості води в режимі реального часу, їх зберігання та обробку за визначеними алгоритмами. Особлива увага приділялася створенню модуля для інтеграції результатів лабораторних досліджень води з прив'язкою до конкретних локацій та часу відбору проб.

При розробці системи моніторингу важливим аспектом було врахування міжнародних стандартів та нормативів. Зокрема, система створювалася з урахуванням вимог Водної рамкової директиви (далі - ВРД), згідно з якою Держави-члени забезпечують започаткування програм моніторингу стану води з метою встановити послідовний всебічний нагляд за станом води в межах кожного району басейну ріки. Для поверхневих вод такі програми охоплюють:

- об'єм і рівень або швидкість потоку в межах, достатніх для визначення економічного і хімічного стану і економічного потенціалу;
- екологічний і хімічний стан і екологічний потенціал.

ВРД забезпечує законодавчу базу для досягнення доброго статусу водних об'єктів, як поверхневих, так і підземних. Для поверхневих вод добрий статус визначається добрим екологічним та хімічним статусом. Екологічний статус визначається, в першу чергу, за станом біологічних елементів (риба, донні безхребетні, водна флора). Хімічний статус визначається за вмістом пріоритетних забруднювальних речовин. До них входять важкі метали (кадмій, свинець, нікель, ртуть) та органічні речовини, які є токсичними для живих організмів.

Всього до переліку пріоритетних речовин на даний час віднесено 45 забруднювальних речовин: 33 — Директивою 2008/105/ЄС про екологічні стандарти у сфері водної політики та 15 — Директивою 2013/39/ЄСЗ, яка вносить зміни до ВРД та Директиви 2008/105/ЄС про пріоритетні речовини.

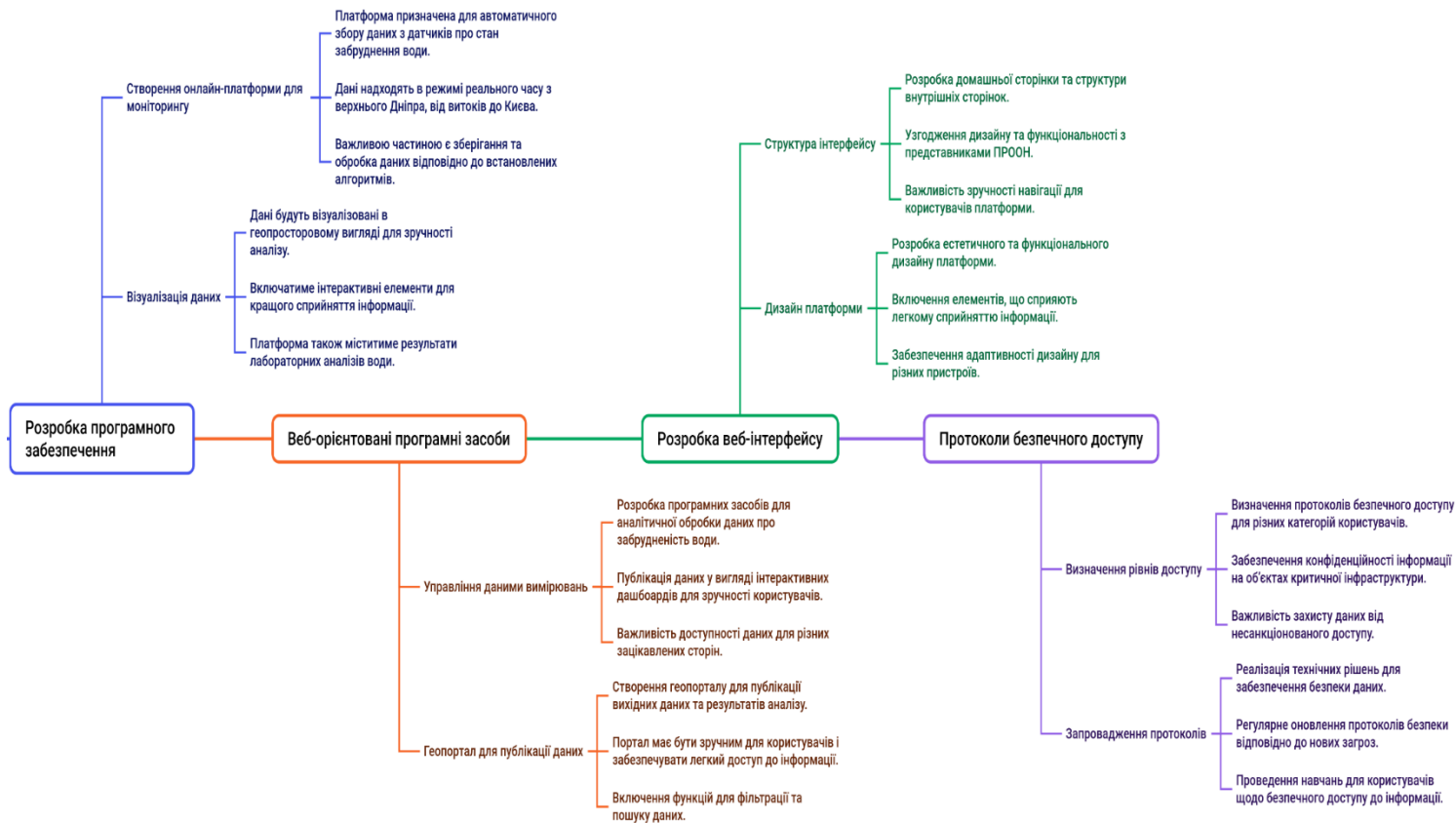


Рис. 5.1. Схема етапів створення системи онлайн-моніторингу водних артерій

Головним напрямом діяльності з поліпшення якості поверхневих вод вважається регулювання скидання забруднюючих речовин із точкових джерел. За ст. 1 Водного кодексу України (далі – ВКУ) під «забрудненням води» розуміють «надходження до водних об'єктів забруднюючих речовин», а «забруднююча речовина – речовина, яка привноситься у водний об'єкт внаслідок господарської діяльності людини». У ст. 2(33) ВРД використано змістовно інші визначення: «Забруднення» означає пряме чи непряме введення, в результаті діяльності людини, речовин чи тепла у повітря, воду чи землю, які можуть бути небезпечними для здоров'я людей або для якості водних екосистем, або наземних екосистем, що безпосередньо залежать від водних екосистем, яке призводить до пошкодження матеріальної власності або до припинення чи погіршення функціонування комунальних служб або інших законних користувачів довкілля», а «забруднювач» означає будь-яку речовину, яка може викликати забруднення, зокрема, речовини, перелічені у Додатку VIII». До таких основних забруднювачів відносять:

1) Органо галогенні складні сполуки і речовини, що можуть утворювати такі сполуки у водному середовищі.

2) Органофосфорні складні сполуки.

3) Органо-олов'яні сполуки.

4) Речовини і препарати або їх продукти розпаду, у яких були виявлені канцерогенні чи мутагенні властивості або властивості, що можуть впливати на вироблення стероїдів, функції щитовидної залози, репродуктивні чи інші ендокринні функції у водному середовищі чи через нього.

5) Стійкі вуглеводні та стійкі органічні токсичні речовини, що є здатними до накопичення їх живими організмами.

6) Ціаніди.

7) Метал і їх сполуки.

8) Миш'як та його сполуки.

9) Біоциди і речовини-засоби захисту рослин.

10) Речовини у завислому стані.

11) Речовини, що сприяють евтрофікації (зокрема, нітрати і фосфати).

12) Речовини, що здійснюють небажаний вплив на баланс кисню (і можуть вимірюватися з використанням параметрів, таких, як БПК, ХПК і т.ін.)

Вибір пріоритетних речовин для програм моніторингу здійснюється на основі переліку та ГДК, які визначені у національних стандартах та нормативних документах.

Важливим елементом системи моніторингу є розуміння та відображення причин потенційних перевищень нормативних показників. Аналіз джерел надходження та наслідків присутності небезпечних речовин чи відхилення показників від нормативів дає змогу як реєструвати забруднення, так і ефективно виявляти місця їх утворення для подальшого усунення. Зокрема, особлива увага приділяється аналізу таких показників як кислотність води, вміст розчиненого кисню, наявність різноманітних хімічних сполук та важких металів, кожен з яких може свідчити про конкретні джерела забруднення та екологічні проблеми водного об'єкта.

2. Наступним важливим завданням стала розробка веб-орієнтованих інструментів для управління даними та їх аналітичної обробки. Це включало створення інтерактивних тематичних панелей (дешбордів) для візуалізації даних та геопорталу для публікації як вихідних даних, так і результатів їх аналізу. Особлива увага приділялася розробці інтуїтивно зрозумілого веб-інтерфейсу та логічної структури внутрішніх сторінок платформи.

Розвиток сучасних технологій аналізу даних зумовив створення численних веб-платформ для спрощення роботи з даними. Особливої уваги заслуговує веб-платформа DMAKit, яка надає можливість користувачам без спеціальних знань з програмування застосовувати сучасні методи інтелектуального аналізу даних та розпізнавання паттернів. Ця платформа значно розширює можливості обробки даних для нетехнічних фахівців, що підтверджується її активним використанням у різних галузях. Дослідження показало високу ефективність платформи у вирішенні широкого спектру аналітичних завдань [280].

У контексті просторового аналізу даних значний прогрес досягнуто у розробці веб-інструментів для ідентифікації та візуалізації викидів на

картах. Інноваційний підхід до розширення інтернет-базованих географічних інформаційних систем включає функціональність для дослідницького просторового аналізу даних. Впровадження здійснюється за допомогою колекції Java-класів для розширення інструментарію картографічного програмного забезпечення Geotools з відкритим кодом. Практична цінність цих інструментів продемонстрована на прикладах дослідження рівнів вбивств та захворюваності на рак у округах США [281].

Значним проривом у сфері метаболомічних досліджень стала розробка проєкту MetabolomeExpress, який представляє собою веб-інструмент, що дозволяє громадськості отримувати доступ, обробляти та аналізувати набори даних GC/MS метаболоміки. Ця платформа суттєво підвищує якість даних та забезпечує можливість публічного повторного аналізу, що є критично важливим для наукової спільноти. Система включає FTP-сервер та веб-інструменти для онлайн-зберігання, обробки, візуалізації та статистичного повторного аналізу публічно поданих наборів даних GC/MS метаболоміки. Особливо важливим є те, що користувачі можуть здійснювати пошук у контрольованій базі даних статистики реакцій метаболітів за різними параметрами [282].

Револьюційним кроком у аналізі даних секвенування стала розробка веб-сервера deerTools, який забезпечує гнучку платформу для дослідження та візуалізації даних глибокого секвенування. Система надає користувачам з мінімальним біоінформатичним досвідом можливість досліджувати результати своїх експериментів з секвенування у стандартизованому середовищі. Подальший розвиток системи призвів до створення deerTools2, який запропонував значні вдосконалення та нові інструменти для покращення візуалізації та інтерпретації даних. Особливо цінним є те, що система може бути легко розгорнута в будь-якому середовищі Galaxy через репозиторій toolshed [283].

Для потреб лабораторного аналізу даних розроблено веб-додаток FaDA, який дозволяє науковцям без обчислювального досвіду легко та швидко виконувати поширені лабораторні аналізи даних. Система забезпечує статистичні групові порівняння та візуалізацію даних, що особливо важливо з огляду на постійне збільшення обсягів даних від звичайних лабораторних інструментів, таких як кількісна ПЛР, проточна

цитометрія або прилади ELISA. Додаток надає безкоштовний та інтуїтивно зрозумілий інтерфейс, що робить його незамінним інструментом для біологів без біоінформатичних навичок [284].

В галузі управління даними важливим етапом стала розробка INMEX - веб-інструменту для інтегративного мета-аналізу даних експресії. Система підтримує мета-аналіз кількох наборів даних експресії генів, а також забезпечує інтеграцію наборів даних з експериментів з експресії генів та метаболоміки. INMEX містить три функціональні модулі: модуль підготовки даних, модуль статистичного аналізу та модуль функціонального аналізу, що дозволяє проводити комплексні дослідження та покращує біологічне розуміння досліджуваних процесів [285].

Отже, в результаті досліджень, розгорнута система моніторингу водних ресурсів Чернігівської області була реалізована на базі потужної платформи ArcGIS Hub від компанії Esri. Ця прогресивна веб-платформа надає широкі можливості для створення спеціалізованих порталів з відкритими даними та забезпечення активного залучення громадськості до процесів екологічного моніторингу.

Базуючись на хмарній інфраструктурі ArcGIS Online, система забезпечує комплексний підхід до візуалізації та аналізу просторових даних про стан водних ресурсів регіону. Інтеграція різноманітних типів даних моніторингу в єдиному веб-середовищі дозволяє створювати інтерактивні карти та спеціалізовані застосунки, що значно розширює можливості для проведення аналізу та прийняття обґрунтованих управлінських рішень у сфері водокористування.

Важливою перевагою обраної платформи є її функціональна гнучкість у створенні інтерактивних інформаційних панелей (дашбордів), які забезпечують наочне представлення ключових показників стану водних об'єктів. Система підтримує автоматичне оновлення даних, що гарантує актуальність інформації для всіх зацікавлених сторін. Платформа також надає розширені можливості для налаштування спільного доступу та організації ефективної взаємодії між різними установами та організаціями, залученими до процесів моніторингу водних ресурсів.

Використання професійного ГІС-рішення такого рівня відповідає світовим тенденціям у сфері екологічного моніторингу та дозволяє забезпечити інтеграцію регіональної системи спостережень у глобальний інформаційний простір. Важливо відзначити, що подібні рішення успішно впроваджуються у багатьох країнах світу для моніторингу стану довкілля, що підтверджує правильність вибору технологічної платформи для створення системи моніторингу водних ресурсів Чернігівської області.

3. Окремим завданням стала розробка сучасного та функціонального дизайну платформи, який забезпечує не лише естетичну привабливість, але й максимальну зручність використання для всіх категорій користувачів. Платформа моніторингу водних ресурсів Чернігівської області, створена на базі ArcGIS Hub, має чітку структуру з ієрархічною навігацією, що забезпечує швидкий доступ до всіх розділів. Важливою особливістю є повна адаптивність дизайну, що забезпечує коректне відображення на різних пристроях та у всіх популярних браузерях. Платформа однаково добре функціонує на десктопах, планшетах та мобільних пристроях, зберігаючи при цьому всі функціональні можливості. Особлива увага приділена потребам користувачів з обмеженими можливостями, для яких передбачені спеціальні інструменти доступності.

Функціональність платформи розширена завдяки інтегрованим інструментам аналізу даних та можливості експорту інформації у різних форматах. Система пошуку та фільтрації дозволяє швидко знаходити необхідну інформацію, а модулі для завантаження та обміну даними забезпечують ефективну роботу з контентом. Особлива увага приділена зручності використання - всі основні функції доступні в межах кількох кліків, а система підказок допомагає новим користувачам освоїти інтерфейс.

Картографічний компонент платформи представлений потужним набором інструментів для роботи з просторовими даними. Користувачі можуть перемикатися між різними режимами перегляду карт, накладати тематичні шари, використовувати інструменти вимірювання та аналізу. Передбачені функції експорту та друку карт задовольняють потреби професійних користувачів у підготовці звітної документації. Дизайн

платформи ефективно поєднує естетичну привабливість із функціональністю, забезпечуючи комфортну роботу для різних категорій користувачів - від професіоналів, які потребують складних аналітичних інструментів, до звичайних відвідувачів, яким необхідна базова інформація про стан водних ресурсів області.

Таким чином, розробка веб-інтерфейсу охоплювала: створення структури інтерфейсу з урахуванням вимог щодо зручності навігації для користувачів платформи та узгодження дизайну з представниками ПРООН; розробку дизайну платформи, що включала створення естетичного та функціонального дизайну, впровадження елементів, які сприяють легкому сприйняттю інформації, та забезпечення адаптивності дизайну для різних пристроїв.

4. На етапі розробки системи моніторингу водних ресурсів особлива увага була приділена створенню комплексної системи безпеки та захисту даних. Впровадження багаторівневої архітектури безпеки стало ключовим елементом для забезпечення надійного захисту конфіденційної інформації, особливо щодо об'єктів критичної інфраструктури водного господарства регіону.

Основним компонентом системи безпеки став механізм диференційованого доступу, який передбачає різні рівні авторизації залежно від категорії користувачів. Для кожного рівня доступу було розроблено специфічні протоколи безпеки, що визначають обсяг доступної інформації та можливі операції з даними. Така структура дозволяє забезпечити належний рівень конфіденційності при роботі з чутливою інформацією, одночасно надаючи достатній доступ для виконання професійних обов'язків різними категоріями користувачів.

Технічна реалізація системи безпеки включає комплекс сучасних рішень для захисту даних від несанкціонованого доступу. Впроваджено багатофакторну автентифікацію, шифрування даних при передачі та зберіганні, систему моніторингу та логування всіх дій користувачів. Особлива увага приділяється регулярному оновленню протоколів безпеки відповідно до нових викликів та загроз у сфері кібербезпеки.

Важливим аспектом забезпечення безпеки стала розробка навчальних програм для користувачів системи. Регулярні тренінги та інструктажі дозволяють підвищити рівень обізнаності щодо правил

безпечного використання системи, розуміння важливості дотримання протоколів безпеки та відповідальності за захист конфіденційної інформації. Це створює додатковий рівень захисту через формування культури кібербезпеки серед користувачів системи.

Система безпеки розроблена з урахуванням можливості її масштабування та адаптації до нових вимог. Передбачено механізми оперативного реагування на інциденти безпеки, регулярного аудиту системи захисту та впровадження нових технологічних рішень для підвищення рівня захищеності даних. Такий комплексний підхід забезпечує надійний захист критично важливої інформації про водні ресурси регіону та створює основу для безпечного функціонування всієї системи моніторингу.

Кожен з цих етапів був критично важливим для створення повноцінної, надійної та ефективної системи моніторингу, що відповідає сучасним вимогам до подібних інформаційних систем та забезпечує необхідний рівень безпеки даних.

Успішний досвід впровадження системи онлайн-моніторингу водних артерій Чернігівської області створює методологічну та технологічну основу для розробки аналогічних систем в інших регіонах України. Особливо перспективним є застосування розробленої методології для Житомирської області, де попередні дослідження виявили схожі проблеми з забрудненням поверхневих вод та потребу в ефективних системах контролю. Впровадження запропонованих підходів до вибору пунктів спостереження, технічних специфікацій обладнання та архітектури інформаційної системи дозволить створити ефективну мережу моніторингу водних об'єктів Житомирщини з мінімальними затратами ресурсів на проєктування та адаптацію.

Довгострокова перспектива розвитку системи передбачає створення комплексної інфраструктури моніторингу в масштабах всієї країни. Це вимагає активної співпраці між урядовими структурами, бізнес-сектором та громадськістю для забезпечення сталого управління водними ресурсами та підвищення якості води. Реалізація цих завдань сприятиме формуванню надійної та єдиної системи моніторингу, здатної ефективно відповідати на сучасні екологічні виклики.

Висновки до розділу 5

1. Для організації ефективної системи моніторингу стану водойм необхідно застосовувати універсальний підхід до визначення джерел забруднення, який можна адаптувати в різних регіонах. Такий підхід передбачає розміщення пунктів спостереження в місцях найвищої ймовірності забруднення, поєднання їх з гідрологічними постами, встановлення на виході з великих населених пунктів та забезпечення легкого доступу для регулярного моніторингу. Важливим аспектом є обладнання пунктів спостереження сучасними технологіями, включаючи автоматизовані станції моніторингу з можливістю передачі даних у реальному часі, та їх інтеграція в національну систему моніторингу довкілля для забезпечення єдності та порівнянності даних. Запровадження комплексної оцінки різних типів джерел забруднення, створення картографічної бази даних з використанням ГІС-технологій, проведення регулярних обстежень підприємств-забруднювачів та врахування сезонних факторів дозволить своєчасно виявляти забруднення та відстежувати їх джерела. Залучення місцевих громад, впровадження систем раннього виявлення забруднення, застосування сучасних методів аналізу для ідентифікації специфічних маркерів та розробка моделей розповсюдження забруднювачів формують методологічну єдність, яка забезпечує ефективність моніторингу водних ресурсів незалежно від географічного розташування, що є ключовим для збереження та раціонального використання водних об'єктів.

2. Розроблено та науково обґрунтовано комплекс технічних вимог до системи автоматизованого вимірювання параметрів якості води з використанням IoT-технологій. Визначено оптимальні діапазони вимірювань ключових показників: рН (0-14 од.), електропровідність (0-2000 мкСм/см), каламутність (0-1000 NTU) з точністю вимірювань відповідно $\pm 0,1$ од., $\pm 1\%$ та $\pm 2\%$. Обґрунтовано необхідні умови експлуатації обладнання (температурний діапазон $-5...+45^{\circ}\text{C}$, клас захисту IP68) та параметри енергозабезпечення (автономність понад 30 діб). Встановлено оптимальну частоту вимірювань - кожні 15 хвилин, що забезпечує своєчасне виявлення відхилень якості води. Розроблені

вимоги враховують специфіку забруднень регіону та забезпечують надійну роботу системи в реальних умовах експлуатації.

3. Розроблено та впроваджено комплексну систему онлайн-моніторингу водних артерій на базі платформи ArcGIS Hub, що включає мережу з 25 автоматизованих станцій контролю вздовж верхньої течії Дніпра. На основі аналізу потенційних джерел забруднення створено карту розміщення постів спостереження та визначено оптимальний набір датчиків для кожної точки моніторингу. Впроваджено багаторівневу систему безпеки з диференційованим доступом користувачів та шифруванням даних. Розроблено інтерактивний веб-інтерфейс з аналітичними інструментами та тематичними панелями візуалізації даних. Загалом розроблена система дозволяє здійснювати комплексний моніторинг якості води у режимі реального часу, забезпечуючи своєчасне виявлення забруднень та прийняття управлінських рішень щодо покращення екологічного стану водних об'єктів Чернігівської області.

Отриманий досвід розробки та впровадження системи онлайн-моніторингу водних артерій Чернігівської області формує методологічну основу для створення аналогічних систем в інших регіонах України. Розроблені підходи до вибору пунктів спостереження, технічні специфікації обладнання та архітектура інформаційної системи мають універсальний характер і можуть бути ефективно адаптовані для Житомирської області. Зокрема, розроблені рекомендації щодо розміщення та комплектації автоматизованих станцій моніторингу для водних об'єктів Житомирської ТГ демонструють практичну можливість масштабування запропонованих рішень. Впровадження аналогічної системи моніторингу для Житомирської області дозволить створити ефективну мережу контролю якості води основних водних артерій регіону та забезпечить своєчасне виявлення потенційних забруднень, що стане важливим інструментом екологічного управління та охорони водних ресурсів.

РОЗДІЛ 6

ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВПРОВАДЖЕННЯ СИСТЕМИ ІНТЕГРОВАНОГО УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ВОДНИХ РЕСУРСІВ НА РІВНІ ТЕРИТОРІАЛЬНОЇ ГРОМАДИ

6.1. Розробка системи стратегічного планування та реалізації інтегрованого управління водними ресурсами територіальної громади

Формування стратегічних напрямів та практичних завдань інтегрованого управління водними ресурсами територіальної громади потребує комплексного підходу та узгодження з ключовими документами стратегічного планування. Це забезпечить збалансований розвиток громади, допоможе уникнути дублювання зусиль та оптимізувати використання ресурсів [34]. Важливим аспектом є взаємозв'язок із Генеральним планом Житомирської міської територіальної громади, де стратегічні цілі щодо охорони водних ресурсів мають бути інтегровані в просторове планування [294]. Концепція інтегрованого розвитку міста Житомир до 2030 року також відіграє ключову роль, оскільки стратегічні цілі сталого управління водними ресурсами повинні корелювати із загальним баченням та пріоритетами розвитку міста [295]. План сталої міської мобільності Житомира передбачає зменшення впливу транспорту на водні ресурси та розвиток інфраструктури вздовж водних об'єктів [296]. Особливу увагу приділено синергії з Планом дій зі сталого енергетичного розвитку та клімату Житомирської міської ОТГ до 2030 р., де заходи з підвищення енергоефективності системи водопостачання мають бути узгоджені із загальними цілями сталого розвитку [297]. Стратегія розвитку КП «Житомирводоканал» до 2030 року також відіграє важливу роль у формуванні завдань з модернізації інфраструктури та зменшення втрат води [298]. Варто зазначити, що всі цілі та завдання узгоджуються з Цілями сталого розвитку ООН до 2030 року та Національною доповіддю «Цілі сталого розвитку: Україна» [299, 300].

Проведений багатовимірний статистичний аналіз екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів Житомирської області виявив складну систему взаємозв'язків між внутрішніми та зовнішніми факторами водокористування. SWOT-аналіз із залученням експертів дозволив ідентифікувати 10 сильних сторін, 14 слабких сторін, 11 можливостей та 12 загроз, пов'язаних з використанням та збереженням водних ресурсів регіону. Оцінка індикаторів ефективності сильних сторін показала найвищі значення для розвитку інфраструктури водопостачання та водовідведення (S2), запровадження сучасних технологій водоочищення (S3), наявності кваліфікованих кадрів (S8), поступової екологізації промисловості (S9) та міжнародного співробітництва (S10). Саме ці напрямки є найбільш перспективними для інвестування та розвитку. Аналіз слабких сторін виявив найкритичніші проблеми: неощадливе використання води як в промисловості, так і у населення (W8), відсутність комплексного інтегрованого управління водними ресурсами (W3), неконтрольоване використання водних ресурсів та водоохоронних зон (W6) та забруднення водойм (W1). Серед можливостей найвищі показники здійсненності мають розробка та реалізація програми заходів з ревіталізації та деконтамінації малих річок (O9), розробка інтегрованих систем зливової каналізації та очистки (O10), розвиток системи моніторингу стану водних ресурсів (O7) та покращення інфраструктури водогосподарського комплексу (O3). Найсуттєвішими загрозами з найвищими показниками індикатора здійсненності є збільшення забруднення водних ресурсів промисловими, сільськогосподарськими та побутовими відходами (T4), втрата біорізноманіття водних екосистем (T7), відсутність ефективного управління водними ресурсами (T8) та загроза здоров'ю населення (T11). Кореляційний аналіз взаємозв'язків між факторами SWOT-аналізу виявив складну систему залежностей. Особливо варто відзначити високу позитивну кореляцію між наявністю кваліфікованих кадрів (S8) та розвитком туризму і рекреації на воді (O1), а також між забрудненням водойм (W1) та загрозами здоров'ю населення (T11) і кліматичними змінами (T1). Кластерний аналіз дозволив виділити п'ять основних груп взаємопов'язаних факторів: кластер інфраструктури та технологій, кластер екологічних факторів, кластер управління та співпраці, кластер

проблем забруднення та використання, кластер якості води та фінансування. Це групування надає структуровану основу для розробки цільових стратегій управління водними ресурсами.

На основі SWOT-аналізу та за методикою SMART сформульовано п'ять стратегічних цілей для громади (рис. 6.1).



Рис. 6.1. Стратегічні цілі управління водними ресурсами громади

На основі визначених цілей розроблено систему індикаторів для моніторингу ефективності управління водними ресурсами Житомирської міської ОТГ. Система включає 9 ключових індикаторів із цільовими значеннями на 2030, 2040 та 2050 роки, що охоплюють аспекти охорони вод, досягнення доброго екологічного стану, управління водокористуванням та розвитку інфраструктури.

Базові показники 2023 року демонструють критичні точки: високий рівень втрат води (44%) та низький рівень очищення зливових стоків (10%), при цьому наявні позитивні параметри - рівень очистки стічних вод (97%) та доступ до централізованого водопостачання (76,85%). Заплановані цільові показники до 2050 року передбачають збільшення очищення зливових стоків до 90%, скорочення втрат води до 12% та підвищення частки повторно використаної води до 65%, що відповідає стандартам ЄС та узгоджується з Цілями сталого розвитку ООН. Система моніторингу базується на даних КП «Житомирводоканал» та формах державної звітності. Для підвищення ефективності впровадження рекомендовано: розробити проміжні контрольні точки, впровадити систему раннього попередження про відхилення та забезпечити збір відсутніх базових даних. Щорічний моніторинг передбачає збір та аналіз

даних про кількісні показники з подальшим коригуванням заходів у разі відхилення від запланованих значень.

Регулярний розрахунок цих індикаторів (щорічно або щоквартально) та аналіз динаміки дозволить оцінювати прогрес у досягненні цілей та виявляти проблемні моменти, які потребують коригування планів та заходів. Бажано визначити відповідальних осіб за збір даних та розрахунок кожного індикатора, а також встановити форму та періодичність звітування перед керівництвом та громадськістю громади.

Для забезпечення комплексної оцінки ефективності управління водними ресурсами територіальної громади та прийняття обґрунтованих управлінських рішень пропонується використання інтегрального показника. Інтегральний показник ефективності управління водними ресурсами - це комплексний показник, який об'єднує всі рівні та категорії оцінювання в єдину систему для отримання загальної оцінки ефективності управління водними ресурсами в територіальній громаді (рис. 6.2).

Інтегральний показник ефективності управління водними ресурсами розраховується на основі нормалізованих значень екологічних, соціальних та економічних індикаторів з урахуванням їх вагових коефіцієнтів, за формулою:

$$I = \alpha_1 E + \alpha_2 C + \alpha_3 K \quad (6.1)$$

де:

I - інтегральний показник ефективності

$\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3$ - вагові коефіцієнти (сума яких дорівнює 1)

E - екологічна складова

C - соціальна складова

K - економічна складова.

Кожна складова (E, C, K) розраховується на основі нормованих значень відповідних показників. Нормування здійснюється для приведення різних показників до єдиної шкали оцінювання. Такий підхід дозволяє: агрегувати різнорідні показники в єдину оцінку, враховувати відносну важливість різних аспектів управління, відстежувати загальну

динаміку змін, порівнювати ефективність управління в різних громадах, обґрунтовувати пріоритетність заходів.

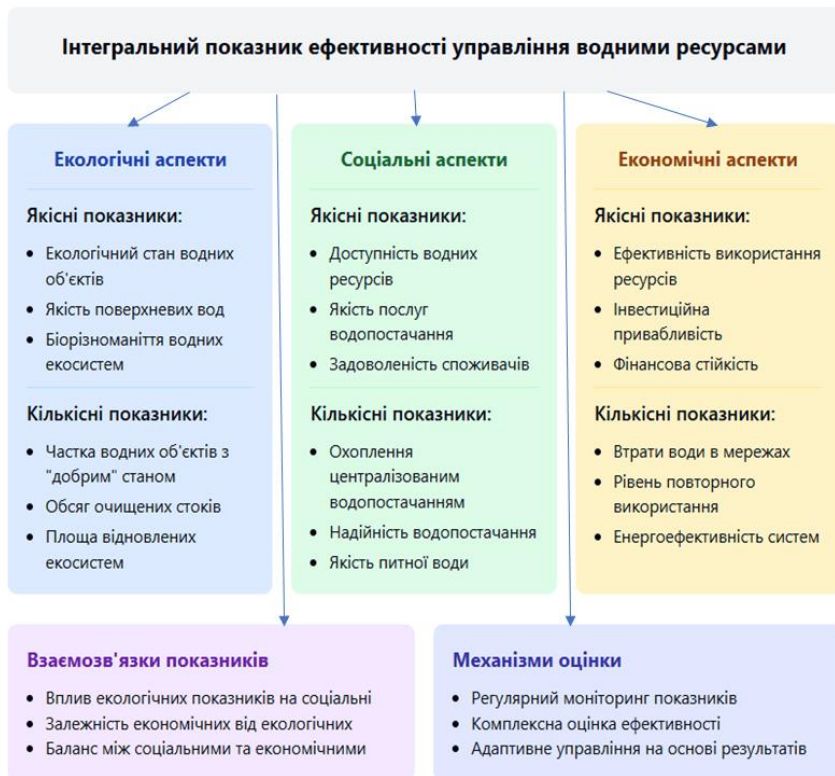


Рис. 6.2. Багаторівнева система показників оцінки ефективності управління водними ресурсами Житомирської міської ТГ

У рамках дослідження ефективності управління водними ресурсами Житомирської міської територіальної громади було здійснено комплексний аналіз ключових індикаторів, що охоплюють екологічні, соціальні та економічні аспекти водокористування. На першому етапі було здійснено нормалізацію показників шляхом приведення їх до єдиної шкали вимірювання (0-1). Для екологічних та соціальних показників використано проста нормалізація через ділення на 100. Для економічних показників застосовано додаткову трансформацію, зокрема для показника втрат води застосовано інверсію ($1 - \text{значення}/100$) з огляду на його негативний характер.

На другому етапі проведено розрахунок складових інтегрального показника з використанням вагових коефіцієнтів. Екологічна складова розрахована як сума зважених нормалізованих значень трьох індикаторів:

$$E = 0 \times 0,35 + 0 \times 0,35 + 0,1 \times 0,3 = 0,03$$

де 0,35 – ваговий коефіцієнт для показників водоохоронних зон та якості води, 0,3 – для показника очистки стоків.

Соціальна складова визначена аналогічним методом:

$$S = 0,7685 \times 0,4 + 0,6643 \times 0,3 + 0,97 \times 0,3 = 0,79769$$

де 0,4 – ваговий коефіцієнт для показника водопостачання, 0,3 – для показників водовідведення та якості води.

Економічна складова розрахована з урахуванням особливостей нормалізації показника втрат води:

$$K = 0,56 \times 0,4 + 0,01 \times 0,3 + 0,97 \times 0,3 = 0,518$$

де 0,4 – ваговий коефіцієнт для показника втрат води, 0,3 – для показників повторного використання та очистки стічних вод.

На заключному етапі обчислено інтегральний показник з використанням вагових коефіцієнтів для кожної складової:

$$I = 0,03 \times 0,35 + 0,79769 \times 0,35 + 0,518 \times 0,3 = 0,4450915$$

Отримане значення інтегрального показника (0,445) свідчить про середній рівень ефективності управління водними ресурсами в досліджуваній територіальній громаді. Аналіз показує суттєву нерівномірність розвитку окремих складових. Спостерігається критично низький рівень екологічної складової (0,03), що зумовлено відсутністю визначених водоохоронних зон, незадовільним екологічним станом водних об'єктів та недостатнім рівнем очистки зливових стоків. Економічна складова демонструє середній рівень (0,518), на який негативно впливають високі втрати води в мережах (44%) та низький рівень повторного використання води (1%). Водночас, соціальна складова має достатньо високе значення (0,79769), що частково компенсує низькі

показники інших складових та формується завдяки високому рівню забезпеченості централізованим водопостачанням (76,85%) та якісним послугам водопостачання (97% відповідності нормативам).

Таким чином, для підвищення ефективності управління водними ресурсами Житомирської міської територіальної громади першочергову увагу слід приділити екологічним аспектам водокористування, зокрема визначенню водоохоронних зон та покращенню систем очистки зливових стоків, а також зменшенню втрат води в мережах та впровадженню технологій повторного використання води.

Для комплексного вирішення проблем, пов'язаних з водними ресурсами в Житомирській міській територіальній громаді було розроблено перелік заходів. Розробка цих заходів була необхідна для декількох ключових цілей:

1. Планування розвитку: Заходи формують чітку стратегію управління водними ресурсами громади на довгострокову перспективу (до 2050 року).

2. Вирішення наявних проблем: Вони спрямовані на усунення поточних недоліків у водопостачанні, водовідведенні та екологічному стані водойм.

3. Підвищення якості життя: Покращення доступу до якісної води та належної санітарії безпосередньо впливає на добробут мешканців.

4. Адаптація до змін клімату: Заходи враховують необхідність підвищення стійкості громади до кліматичних змін, особливо щодо управління дощовими водами та запобігання підтопленням.

5. Екологічне відновлення: План включає заходи з охорони та відновлення водних екосистем.

6. Модернізація інфраструктури: Багато заходів спрямовані на оновлення та розширення водної інфраструктури міста.

7. Виконання нормативних вимог: Заходи розроблені з урахуванням сучасних вимог до управління водними ресурсами, включаючи басейновий принцип.

8. Встановлення цільових показників: Кожен захід має конкретні індикатори виконання, що дозволяє оцінювати прогрес та ефективність реалізації плану.

Розробка цих заходів забезпечує структурований, комплексний підхід до управління водними ресурсами, спрямований на стійкий розвиток громади. Аналіз показує, що заходи охоплюють широкий спектр проблем - від технічної модернізації інфраструктури до екологічного відновлення та адаптації до змін клімату. Вони спрямовані на довгострокову перспективу (до 2050 року) і передбачають поетапну реалізацію з конкретними кількісними показниками. Важливим аспектом є інтеграція сучасних підходів, таких як зелено-блакитна інфраструктура та басейновий принцип управління. Представлена таблиця містить комплексний план заходів з управління водними ресурсами, структурований за п'ятьма ключовими цілями. Перша ціль зосереджена на забезпеченні ефективного та сталого управління водними ресурсами, передбачаючи розробку програми інтегрованого управління до 2026 року та її подальшу реалізацію до 2030 року. Особлива увага приділяється інвентаризації земель водного фонду та паспортизації трьох ключових водосховищ - «Відсічне», «Житомирське» та «Дениші». Друга ціль спрямована на охорону та відновлення водних екосистем, включаючи розробку програми розчистки русел та прибережних смуг річок з періодом реалізації 2027-2030 роки, а також довгострокову програму вселення водних живих ресурсів до 2050 року з цільовим показником виживання 70%.

Третя ціль охоплює забезпечення доступу до якісної питної води та належної санітарії, встановлюючи амбітну мету досягнення 100% підключення населення до централізованого водопостачання до 2050 року з проміжним показником 85% до 2030 року. Важливим аспектом є зменшення втрат води у мережах через щорічну заміну 2.5-4% ветхих мереж. Четверта ціль фокусується на підвищенні стійкості до змін клімату та запобіганні підтопленню територій, передбачаючи розробку комплексної схеми управління зливовими водами та впровадження інноваційних підходів, включаючи розвиток зелено-блакитної інфраструктури. П'ята ціль присвячена сталому та ефективному використанню водних ресурсів, де ключовими завданнями є розширення каналізаційної мережі та забезпечення належної очистки стічних вод. План передбачає поетапне досягнення цілей з чіткими часовими рамками

та кількісними показниками, при цьому більшість довгострокових цілей встановлено на 2050 рік. Відповідальність за виконання заходів розподілена між різними департаментами та комунальними підприємствами, що забезпечує комплексний підхід до реалізації поставлених завдань. Особливо важливим є те, що план включає не лише технічні заходи, але й управлінські рішення, такі як розробка систем моніторингу та впровадження нових стандартів управління водними ресурсами.

Отже, розроблений план заходів з чіткими цілями, завданнями та індикаторами створює основу для впровадження інтегрованого управління водними ресурсами в територіальній громаді. Проте успішна реалізація такої комплексної стратегії вимагає не лише детального планування, але й розуміння можливих ризиків та розробки ефективних механізмів впровадження. Особливо важливим є врахування потенційних викликів при реалізації довгострокових цілей, встановлених до 2050 року, та забезпечення сталості запланованих змін через створення відповідних організаційних, фінансових та технічних механізмів.

6.2. Механізми впровадження стратегії інтегрованого управління водними ресурсами та оцінка ризиків реалізації

Впровадження стратегії інтегрованого управління водними ресурсами є складним процесом, що вимагає системного підходу до оцінки та управління ризиками, а також розробки ефективних механізмів реалізації [29]. Успішність реалізації стратегії значною мірою залежить від здатності передбачити потенційні виклики та створити надійні механізми їх подолання [38].

В рамках дослідження проведено комплексний аналіз ризиків та розроблено рекомендації щодо механізмів впровадження стратегії.

Для структурованого аналізу всі ризики було розділено на дві категорії:

1. Спеціальні ризики, пов'язані з реалізацією конкретних стратегічних цілей та завдань.

2. Загальні ризики, що можуть вплинути на впровадження стратегії в цілому.

З метою всебічного аналізу ризиків було застосовано комплексний підхід, що поєднує різні методи оцінки - від статистичного до системного аналізу. Результати цього дослідження представлені в таблиці 6.1.

Таблиця 6.1

Результати комплексної оцінки факторів ризику для водних об'єктів Житомирської міської територіальної громади та характеристика надійності їх оцінювання (розроблено автором)

Вид аналізу	Наявні дані	Метод оцінки	Результати оцінки	Рівень достовірності
1. Статистичний аналіз				
Якість води	Дані моніторингу КП «Житомир-водоканал» 2018-2023	Аналіз трендів показників якості води	Погіршення за показниками кольоровості та каламутності. Підвищення вмісту марганцю з 0,3 до 4,0 мг/л	Високий
Скиди забруднень	Дані звітності 2021-2023	Порівняльний аналіз обсягів скидів	Зменшення загального обсягу скидів з 18,898 до 14,129 млн.м3, але збільшення концентрації забруднень	Високий
Порушення законодавства	Дані Держекоінспекції 2023	Статистика порушень	1586 протоколів, сума збитків 39385,256 тис. грн	Високий
2. Просторовий аналіз				
Водоохоронні зони	Кадастрові дані	ГІС-аналіз	Виявлено лише 12 ділянок водного фонду загальною площею 39,4394 га	Середній
Джерела забруднення	Дані моніторингу	Картографування	Визначено 5 основних точкових джерел забруднення	Високий
Урбанізовані території	Картографічні дані	Просторовий аналіз	Значний вплив урбанізації на малі річки	Середній
3. Економічний аналіз				
Штрафи та збитки	Дані Держекоінспекції	Фінансовий аналіз	Накладено штрафів на 437,459 тис. грн, стягнуто 427,090 тис. грн	Високий
Інвестиційні потреби	Проектна документація	Кошторисний аналіз	Потреба в модернізації очисних споруд та каналізаційної мережі	Середній

Продовження табл. 6.1

4. Системний аналіз				
Кліматичні фактори	Гідрометеорологічні дані	Кореляційний аналіз	Вплив кліматичних змін на водність річок	Середній
Кумулятивний вплив	Комплексні дані моніторингу	Факторний аналіз	Синергетичний ефект різних видів забруднення	Низький
5. Порівняльний аналіз				
Відповідність нормативам	Дані моніторингу	Нормативний аналіз	Перевищення ГДК по ряду показників	Високий
Міжнародні стандарти	Вимоги ВРД ЄС	Порівняльний аналіз	Невідповідність вимогам ВРД по екологічному стану	Середній

Примітка: Оцінка рівнів достовірності: висока достовірність (>80%): наявні повні кількісні дані, регулярний моніторинг; середня достовірність (50-80%): часткові дані, нерегулярний моніторинг; низька достовірність (<50%): обмежені дані, відсутність систематичного моніторингу.

На основі проведеної комплексної оцінки факторів ризику для водних об'єктів Житомирської міської територіальної громади та характеристики надійності їх оцінювання можна виділити кілька ключових аспектів. Статистичний аналіз, який базується на даних моніторингу КП «Житомирводоканал» за 2018-2023 роки, демонструє тенденцію до погіршення якості води за показниками кольоровості та каламутності, а також критичне підвищення вмісту марганцю з 0,3 до 4,0 мг/л. При цьому спостерігається зменшення загального обсягу скидів з 18,898 до 14,129 млн.м³, проте відзначається збільшення концентрації забруднюючих речовин у скидах. Дані Держекоінспекції за 2023 рік свідчать про значну кількість порушень природоохоронного законодавства - 1586 протоколів із загальною сумою розрахованих збитків 39385,256 тис. грн.

Просторовий аналіз виявив суттєві проблеми в організації водоохоронних зон - на території громади офіційно зареєстровано лише 12 ділянок водного фонду загальною площею 39,4394 га, що явно недостатньо для ефективної охорони водних об'єктів.

Картографування джерел забруднення дозволило ідентифікувати 5 основних точкових джерел, які здійснюють найбільший вплив на якість водних ресурсів. Особливо помітним є вплив урбанізації на стан малих річок громади. Економічний аналіз показує, що у 2023 році було

накладено штрафів на суму 437,459 тис. грн, з яких стягнуто 427,090 тис. грн, що свідчить про високу ефективність механізму стягнення штрафів. Водночас існує гостра потреба в значних інвестиціях для модернізації очисних споруд та каналізаційної мережі.

Системний аналіз виявив суттєвий вплив кліматичних змін на водність річок, проте оцінка кумулятивного впливу різних факторів забруднення має низьку достовірність через обмеженість даних. Порівняльний аналіз показує перевищення ГДК по ряду показників та невідповідність вимогам Водної рамкової директиви ЄС щодо екологічного стану водних об'єктів.

Для підвищення ефективності управління ризиками рекомендується впровадити комплекс заходів. Першочергово необхідно розширити мережу моніторингу стану водних об'єктів, особливо на малих річках та в зонах потенційного забруднення. Важливим кроком має стати впровадження автоматизованих систем контролю якості води, що дозволить оперативно реагувати на зміни стану водних об'єктів. Створення єдиної бази даних забезпечить інтеграцію інформації від різних суб'єктів моніторингу та підвищить ефективність прийняття управлінських рішень. Особливу увагу слід приділити дослідженням кумулятивних впливів різних факторів забруднення, оскільки саме ця складова має найнижчу достовірність оцінки. Регулярне оновлення оцінки ризиків дозволить відслідковувати динаміку змін та вчасно корегувати природоохоронні заходи. Реалізація цих рекомендацій дозволить підвищити рівень достовірності оцінки ризиків та ефективність управління водними ресурсами в Житомирській міській територіальній громаді.

Проведений комплексний аналіз ризиків дозволив сформувати матрицю оцінки спеціальних ризиків реалізації водної стратегії, яка представляє собою структуровану систему, що охоплює п'ять стратегічних цілей розвитку водного господарства та управління водними ресурсами на рівні громади (табл. 6.2). На основі матриці оцінки спеціальних ризиків реалізації водної стратегії, яка охоплює п'ять стратегічних цілей розвитку водного господарства та управління водними ресурсами на рівні громади, виділено основні групи ризиків: програмно-

управлінські (невідповідність місцевої програми вимогам Плану управління річковим басейном, відсутність достатньої інформації, складність координації між водокористувачами); земельні та майнові (відсутність актуальних картографічних матеріалів, виявлення незаконних споруд, затримки з оформленням прав); технічні та інфраструктурні (недостатня якість паспортизації водних об'єктів, погіршення технічного стану гідроспоруд); екологічні (порушення екосистеми при розчистці русел, повторне замулення); ризики відновлення екосистем (неприживання вселених видів, незаконний вилов риби). Для кожного ідентифікованого ризику розроблені конкретні заходи з запобігання або мінімізації впливу, включаючи технічні рішення, організаційні заходи та правові механізми, з чітким розподілом відповідальності між структурними підрозділами та установами.

Розглянемо основні категорії загальних ризиків та механізми їх мінімізації (табл. 6.3).

Аналіз основних груп ризиків реалізації водної стратегії виявив наступні ключові виклики: Фінансові ризики пов'язані з недостатнім фінансуванням через недоотримання надходжень до бюджету, зміну пріоритетів та інфляційні процеси, а також ризик перевищення бюджету. Для їх мінімізації запропоновано розробку гнучкої фінансової моделі, диверсифікацію джерел фінансування та створення резервного фонду. Технічні ризики включають технологічні проблеми та можливість аварійних ситуацій, що потребує технічного аудиту інфраструктури та створення системи превентивного обслуговування. Організаційні ризики охоплюють управлінські та кадрові проблеми, для вирішення яких необхідна ефективна структура управління та система розвитку персоналу. Соціальні ризики пов'язані зі спротивом громади та потребують розробки комунікаційної стратегії. Екологічні ризики стосуються порушення екосистем та забруднення водних об'єктів, що вимагає постійного екологічного моніторингу. Так, ефективне управління описаними ризиками вимагає системного підходу та постійної уваги з боку керівництва проекту.

Таблиця 6.2

Матриця оцінки спеціальних ризиків реалізації водної стратегії для громади (розроблено автором)

Назва ризику	Наслідки від настання ризику	Ймовірність настання ризику (висока, низька, середня)	Вплив ризику (сильний, слабкий, помірний)	Заходи із запобігання настанню та/або зменшення впливу ризику
1	2	3	4	5
ЦІЛЬ 1: ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕФЕКТИВНОГО ТА СТАЛОГО УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ				
Завдання 1.1: Впровадити систему інтегрованого управління водними ресурсами на рівні громади, враховуючи басейновий принцип на основі виконання Плану управління річковим				
Невідповідність програми вимогам ПУРБ Середнього Дніпра	Необхідність перегляду та доопрацювання програми, затримка впровадження	Середня	Сильний	попередні консультації з Держводагентством (2025 р.); залучення експертів басейнової ради
Відсутність достатньої інформації для прийняття рішень	Неефективні управлінські рішення	Висока	Сильний	створення системи моніторингу водних ресурсів; використання NDWI та NDVI як частину системи моніторингу; співпраця з науковими установами
Складність координації між різними водокористувачами	Конфлікти інтересів, затримка реалізації програми	Висока	Помірний	розробка чітких процедур узгодження інтересів; регулярні зустрічі стейкхолдерів
Завдання 1.2: Провести комплексну інвентаризацію земельних ділянок водного фонду та гідроспоруд в межах громади, створити їх цифрові картографічні матеріали та інтегрувати дані в єдину геоінформаційну систему громади				
Відсутність актуальних картографічних матеріалів	Неповна або недостовірна інвентаризація	Висока	Сильний	замовлення нової топографічної зйомки (2024-2025); використання дронів для обстеження; створення цифрової моделі місцевості

Продовження табл. 6.2

1	2	3	4	5
Виявлення незаконних споруд чи використання земель	Судові спори, затримка процесу	Висока	Помірний	створення комісії з врегулювання спорів; залучення юридичної підтримки; розробка механізмів легалізації (де можливо)
Завдання 1.3: Забезпечення ефективного функціонування та належного екологічного стану водосховищ громади				
Затримки з оформленням прав на землю	Неможливість проведення робіт	Висока	Сильний	попередня підготовка документації; виділення додаткових ресурсів; створення робочої групи з оформлення
Недостатня якість паспортизації водних об'єктів	Помилкові управлінські рішення	Середня	Сильний	залучення профільних експертів; використання сучасних методів дослідження; перехресна перевірка даних
Погіршення технічного стану гідроспоруд	Аварійні ситуації	Висока	Критичний	регулярні технічні огляди; планово-попереджувальні ремонти; створення аварійного запасу матеріалів
ЦІЛЬ 2: ОХОРОНА ТА ВІДНОВЛЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ				
Завдання 2.1: Впровадити системний підхід до відновлення і підтримки сприятливого гідрологічного режим та санітарного стану річок				
Порушення екосистеми при розчистці русел	Втрата біорізноманіття	Висока	Сильний	екологічний моніторинг, в т.ч. моніторинг макрофітів; поетапне виконання робіт; використання екологічно безпечних технологій
Неправильний вибір методів розчистки	Неефективність робіт, додаткові витрати	Середня	Сильний	попередні дослідження; пілотні проекти; консультації з експертами
Повторне замулення русел	Втрата результатів робіт	Висока	Помірний	регулярний моніторинг; превентивні заходи; планове обслуговування
Завдання 2.2. Впровадити комплексні заходи щодо відновлення та підтримки біорізноманіття водних екосистем шляхом регулярного вселення водних живих ресурсів та моніторингу їх адаптації				
Неприживання вселених видів	Втрата інвестицій, недосягнення цілей відновлення екосистеми	Середня	Помірний	замовлення наукового обґрунтування щодо доцільності вселення видів з урахуванням стану та біорізноманіття макрофітів; проведення пілотного зариблення на обмежених ділянках з попереднім і наступним картуванням водної рослинності; організація спільного з науковими установами комплексного моніторингу результатів, що включає оцінку стану та динаміки популяцій макрофітів як ключових індикаторів екологічного балансу водойми

Продовження табл. 6.2

1	2	3	4	5
Браконьєрство, незаконний вилов риби	Зменшення популяції, неефективність заходів з відновлення	Висока	Сильний	співпраця з Рибоохоронним патрулем (надання інформації, спільні рейди); встановлення систем відеоспостереження в місцях масового відпочинку; інформаційна кампанія серед населення; підтримка громадських ініціатив з охорони водойм
Погіршення якості води	Загибель водних організмів	Середня	Критичний	регулярний моніторинг якості води у місцях скидів; контроль за дотриманням умов водокористування; своєчасне інформування Держекоінспекції та Рибоохоронного патруля про виявлені порушення; створення системи оповіщення про надзвичайні ситуації на водних об'єктах
ЦІЛЬ 3: ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ДОСТУПУ ДО ЯКІСНОЇ ПИТНОЇ ВОДИ ТА НАЛЕЖНОЇ САНІТАРІЇ				
Завдання 3.1: Забезпечити підключення до централізованої системи водопостачання об'єктів, які наразі не мають такого підключення;				
Завдання 3.2: Зменшити втрати води у мережах водопостачання шляхом				
Технічні складнощі при будівництві	Затримки, додаткові витрати	Висока	Помірний	замовлення якісної проектно-кошторисної документації з детальними інженерними вишукуваннями; проведення експертизи проектної документації; включення в тендерну документацію вимог щодо досвіду підрядника у подібних проєктах; забезпечення технічного нагляду за будівництвом; створення резерву коштів на випадок непередбачених робіт (10-15% від вартості)
Пошкодження існуючих комунікацій	Аварійні ситуації	Середня	Сильний	забезпечення розробки актуальних планів наявних мереж; організація погодження проєкту з усіма комунальними службами та власниками мереж; включення в договір з підрядником вимог щодо страхування ризиків; створення координаційної групи з представників всіх комунальних служб на час виконання робіт; контроль за наявністю у підрядника необхідних дозволів та погоджень перед початком робіт

Продовження табл. 6.2

1	2	3	4	5
Завдання 3.3: Забезпечити диверсифікацію джерел питного водопостачання шляхом розвитку альтернативної інфраструктури.				
Невідповідність якості води нормативам	Неможливість використання джерела водопостачання	Середня	Критичний	замовлення досліджень якості води в акредитованих лабораторіях перед початком проектування; включення в проект водопостачання необхідних очисних споруд на основі результатів досліджень; передбачення в бюджеті коштів на модернізацію систем очистки; забезпечення регулярного контролю якості води через комунальні підприємства; своєчасне інформування населення про якість питної води; розробка плану дій на випадок погіршення якості води
Конкуренція за водні ресурси	Конфлікти з іншими водокористувачами	Висока	Помірний	ініціювання розробки та затвердження місцевих правил водокористування; включення питань водокористування до документів просторового планування громади; проведення громадських обговорень щодо використання водних ресурсів; створення міжвідомчої комісії з управління водними ресурсами на рівні громади; участь у розробці та виконанні регіональних програм використання водних ресурсів; співпраця з сусідніми громадами щодо спільного використання водних об'єктів
ЦІЛЬ 4: ПІДВИЩЕННЯ СТІЙКОСТІ ДО ЗМІНИ КЛІМАТУ ТА ЗАПОБІГАННЯ ПІДТОПЛЕННЮ ТЕРИТОРІЙ				
Завдання 4.1: Підвищити ефективність управління дощовими водами				
Завдання 4.2: Здійснити протипаводкові та протиерозійні заходи				
Забруднення дощових вод	Погіршення якості водойм	Висока	Сильний	включення вимог щодо очистки дощових вод до місцевих правил благоустрою; передбачення в бюджеті коштів на проектування та будівництво очисних споруд дощової каналізації; запровадження адміністративної відповідальності за порушення правил благоустрою щодо поводження з дощовими водами; організація інвентаризації місць скиду дощових вод; розробка програми поетапного будівництва очисних споруд на випусках дощової каналізації; проведення інформаційної кампанії серед населення та підприємств щодо зменшення забруднення дощових вод

Продовження табл. 6.2

1	2	3	4	5
Недостатня потужність систем водовідведення	Підтоплення територій	Висока	Критичний	замовлення розробки схеми дощової каналізації громади з розрахунками необхідних потужностей; включення вимог щодо дощової каналізації до містобудівної документації; забезпечення контролю за виконанням технічних умов при новому будівництві; виділення коштів на будівництво та реконструкцію систем дощової каналізації; закупівля необхідної техніки для оперативного реагування на підтоплення; розробка та затвердження місцевих правил приймання поверхневого стоку; організація регулярного очищення зливоприймачів та колекторів
Завдання 4.3: Інтегрувати принципи зеленої та блакитної інфраструктури в планування розвитку громади для підвищення її стійкості до кліматичних змін				
Конфлікти землекористування	Неможливість створення об'єктів зелено-блакитної інфраструктури	Висока	Сильний	врахування потреб зелено-блакитної інфраструктури при розробці містобудівної документації; проведення інвентаризації земель для визначення найбільш придатних ділянок; розробка та затвердження місцевої програми розвитку зелено-блакитної інфраструктури; організація громадських слухань щодо планів розвитку територій; розробка місцевих стимулів для власників земельних ділянок (пільги, співфінансування); внесення відповідних вимог до правил благоустрою території громади; використання індексів NDWI та NDVI для моніторингу ефективності впроваджених заходів
Недостатнє обслуговування об'єктів	Втрата функціональності об'єктів зелено-блакитної інфраструктури	Середня	Помірний	створення (або визначення) відповідального комунального підприємства; забезпечення фінансування на утримання об'єктів у місцевому бюджеті; розробка та затвердження регламентів обслуговування об'єктів; закупівля необхідної техніки та обладнання для обслуговування; організація навчання персоналу з обслуговування об'єктів; впровадження системи моніторингу стану об'єктів; розробка механізмів співпраці з ОСББ та власниками прилеглих територій; включення вимог щодо утримання об'єктів до договорів з підрядниками з благоустрою

1	2	3	4	5
ЦІЛЬ 5: СТАЛЕ ТА ЕФЕКТИВНЕ ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ				
Завдання 5.1: Забезпечити підключення до централізованої системи водовідведення об'єктів, які наразі не мають такого підключення				
Завдання 5.2. Недопущення потрапляння неочищених каналізаційних стоків до водних об'єктів				
Відмова споживачів від підключення	Низька ефективність інвестицій	Висока	Сильний	розробка та затвердження місцевої програми підтримки підключення до централізованого водовідведення; включення вимог щодо підключення до правил благоустрою території; організація інформаційної кампанії щодо переваг централізованого водовідведення; запровадження через КП прозорої процедури оформлення документів на підключення; організація перевірок наявних септиків на відповідність екологічним нормам; застосування адміністративних стягнень за порушення правил благоустрою; розробка механізму розстрочки платежів за підключення через КП
Перевантаження очисних споруд	Погіршення якості очистки	Середня	Критичний	замовлення розробки схеми оптимізації роботи очисних споруд; пошук та залучення додаткового фінансування (державний бюджет, міжнародні програми) включення заходів з модернізації очисних споруд до регіональних/державних програм; організація через КП системи обліку та контролю обсягів стічних вод; розробка та затвердження програми розвитку систем водовідведення; запровадження через КП системи моніторингу роботи очисних споруд; забезпечення контролю за дотриманням правил приймання стічних вод
Завдання 5.3. Сприяти встановленню локальних очисних споруд з належною ефективністю очистки стічних вод в тих випадках, де підключення до централізованої системи є технічно				
Неефективна робота локальних очисних споруд	Забруднення довкілля	Висока	Сильний	включення вимог щодо очистки стоків до містобудівних умов та обмежень; створення реєстру локальних очисних споруд на території громади; організація перевірок дотримання умов скиду через комунальне підприємство; інформування Держекоінспекції про виявлені порушення; проведення інформаційної роботи щодо важливості належної очистки стоків
Недотримання умов експлуатації	Вихід з ладу обладнання, неефективна очистка	Висока	Сильний	організація періодичних перевірок через комунальне підприємство; застосування адміністративних стягнень за порушення правил благоустрою; вимога надання регулярної звітності про роботу очисних споруд; організація навчань для операторів локальних очисних споруд; розробка типових інструкцій з експлуатації; створення гарячої лінії для повідомлень про порушення; ініціювання перегляду договорів на водовідведення при систематичних порушеннях

Таблиця 6.3

Матриця оцінки загальних ризиків реалізації водної стратегії громади (розроблено автором)

Назва ризику	Наслідки від настання ризику	Ймовірність настання ризику (висока, низька, середня)	Вплив ризику (сильний, слабкий, помірний)	Заходи із запобігання настанню та/або зменшення впливу ризику (хто, що, коли має зробити та/або не зробити)
1	2	3	4	5
Недостатнє фінансування	- зрив термінів виконання робіт - неможливість закупівлі необхідного обладнання - часткова реалізація проектів - погіршення якості виконання робіт	Висока	Сильний	1. Фінансовий відділ (до початку реалізації проекту): - Розробка трьох сценаріїв фінансування; - Створення резервного фонду (5-10% бюджету); 2. Проектний офіс (постійно): - Моніторинг грантових можливостей; - Підготовка грантових заявок 3. Керівництво громади (щоквартально): - Пошук інвесторів, - Переговори з державними органами щодо фінансування
Перевищення бюджету	- призупинення робіт - необхідність додаткового фінансування - зміна технічних рішень - репутаційні втрати	Висока	Сильний	1. Планово-економічний відділ (на етапі планування): - Детальна оцінка вартості - Включення резерву 15-20% 2. Проектний менеджер (щомісяця): - Моніторинг витрат - Контроль відповідності планам 3. Тендерний комітет (постійно): - Ретельний відбір підрядників - Включення гарантійних зобов'язань у контракти

Продовження табл. 6.3

1	2	3	4	5
Технологічні проблеми	- затримки впровадження - додаткові витрати на адаптацію - зниження ефективності систем - необхідність заміни обладнання	Середня	Сильний	1. Технічний відділ (до початку впровадження): - Проведення технічного аудиту - Тестування на пілотних ділянках 2. Зовнішні експерти (на етапі проектування): - Оцінка технічних рішень - Рекомендації щодо адаптації 3. Служба експлуатації (постійно): - Навчання персоналу - Регулярне обслуговування
Аварійні ситуації	- переривання водопостачання - екологічні проблеми - додаткові витрати на ремонт - невдоволення громади	Середня	Сильний	1. Аварійна служба (постійно): - Регулярні огляди - Планові ремонти 2. Технічний відділ (щоквартально): - Оновлення планів реагування - Перевірка систем безпеки 3. Керівництво КП (щорічно): - Створення матеріального резерву - Оновлення обладнання
Управлінські проблеми	- затримки в прийнятті рішень - неефективне використання ресурсів - конфлікти між учасниками - зниження якості робіт	Висока	Помірний	1. Керівництво проекту (на старті): - Створення чіткої структури управління - Розподіл відповідальності 2. Проектний офіс (щомісяця): - Координаційні наради - Моніторинг виконання 3. HR-відділ (постійно): - Навчання керівників - Розвиток команди

Закінчення табл. 6.3

1	2	3	4	5
Кадрові ризики	- зниження якості робіт - затримки у виконанні - додаткові витрати на навчання - втрата експертизи	Висока	Сильний	1. HR-відділ (постійно): - Програми навчання - Система мотивації 2. Керівники підрозділів (щоквартально): - Оцінка персоналу - Планування розвитку 3. Керівництво КП (щорічно): - Перегляд умов праці - Соціальні гарантії
Спротив громади	- затримки реалізації проєктів - репутаційні втрати - політичні наслідки - додаткові витрати на комунікацію	Висока	Сильний	1. Відділ комунікацій (постійно): - Інформаційні кампанії - Громадські обговорення 2. Проектний офіс (щомісяця): - Звіти про прогрес - Реагування на скарги 3. Керівництво громади (щоквартально): - Зустрічі з громадою - Коригування планів
Екологічні ризики	- порушення екосистем - штрафні санкції - необхідність відновлювальних робіт - протести громадськості	Середня	Сильний	1. Екологічний відділ (постійно): - Моніторинг впливу - Превентивні заходи 2. Технічний відділ (на етапі проєктування): - Оцінка впливу на довкілля - Вибір екологічних технологій 3. Підрядники (під час робіт): - Дотримання екологічних норм - Відновлення порушених територій

Необхідно забезпечити регулярний моніторинг ситуації, своєчасне виявлення потенційних проблем та оперативне реагування на виникаючі виклики. Важливо також забезпечити гнучкість у підходах до управління ризиками та готовність адаптувати стратегії реагування відповідно до змін у зовнішньому середовищі.

Отже, ефективне управління виявленими ризиками вимагає системного підходу та постійної уваги з боку керівництва проекту. Проте, не менш важливим аспектом є формування комплексної системи впровадження стратегії, яка б враховувала не лише технічні та організаційні аспекти, але й соціально-екологічні фактори, включаючи розвиток екологічної свідомості та екологічної освіти громади. Саме тому необхідно розробити цілісні організаційно-управлінські механізми, які забезпечать сталу реалізацію стратегії.

6.3. Пропозиції щодо реалізації стратегії інтегрованого управління водними ресурсами та формування екологічної свідомості та освіти для сталого розвитку громади

Успішна реалізація стратегії інтегрованого управління водними ресурсами потребує не лише впровадження технічних та управлінських рішень, але й формування екологічно свідомої громади, яка розуміє цінність водних ресурсів та бере активну участь у їх збереженні [26]. Для досягнення цієї мети органам місцевого самоврядування необхідно здійснити комплекс взаємопов'язаних дій, які можна розділити на кілька ключових напрямків.

Організаційно-управлінський напрямок. Першочерговим завданням є створення ефективної управлінської структури. Рекомендується сформулювати спеціалізований підрозділ з управління водними ресурсами, який матиме чіткі повноваження та ресурси для реалізації стратегії. Цей підрозділ повинен працювати у тісній координації з іншими департаментами міської ради, особливо з управліннями екології, капітального будівництва та фінансів.

Паралельно необхідно створити координаційну раду з управління водними ресурсами, до якої увійдуть представники всіх зацікавлених сторін: місцевої влади, комунальних підприємств, бізнесу, громадських

організацій та науковців. Така рада забезпечить збалансоване представництво інтересів усіх стейкхолдерів та прозорість прийняття рішень.

Особливу увагу слід приділити формуванню проектного офісу, який безпосередньо займатиметься впровадженням стратегії. Цей офіс має бути укомплектований фахівцями з проектного менеджменту, технічними експертами та спеціалістами з комунікацій. Важливо забезпечити офіс необхідними ресурсами та повноваженнями для ефективної роботи.

Нормативно-правове забезпечення. Міська рада має розробити та затвердити пакет локальних нормативних актів, які стануть правовою основою для реалізації стратегії. Це включає положення про управління водними ресурсами, правила користування водними об'єктами, порядок проведення моніторингу та механізми взаємодії з водокористувачами. Особливу увагу слід приділити розробці технічних регламентів, які встановлюватимуть чіткі вимоги до якості води, правил експлуатації водних об'єктів та проведення робіт [301, 302].

На сьогодні співпраця з Європейським Союзом займає визначне місце у пріоритетах зовнішньої політики України. Однак однією з головних умов просування процесу інтеграції є впровадження європейських стандартів у національне законодавство [303, 304]. Стандарти повинні застосовуватися до всіх організацій, незалежно від їх типу, розміру, продукції чи послуг, рівня ризику для навколишнього середовища та існуючого рівня екологічної підготовки [305]. Це стосується різних галузей промисловості, організацій державного та приватного сектору та промислових підприємств, послуг та органів державної влади. Впровадження екологічних стандартів може легко створити ефективну систему екологічного управління та визнати свою відповідальність у захисті навколишнього середовища. На сьогодні, за оцінками експертів, впровадженню стандартів ЄС у сфері охорони навколишнього середовища перешкоджають такі фактори: – відсутність чітко сформованої громадської думки щодо необхідності впровадження стандартів ЄС у цій сфері [306]; – недосконалість державної політики та ефективної системи технічного регулювання у сфері охорони навколишнього середовища [307]; – небажання виробників

впроваджувати нові правила та вимоги, що мають регуляторний вплив; – слабкий кадровий потенціал органів державної влади [308].

Відповідно, наша країна потребує нового покоління фахівців з європейським світоглядом. Таким чином, необхідно розробляти та впроваджувати освітні проекти, основною метою яких є підготовка фахівців у сфері охорони навколишнього середовища за стандартами ЄС. Формування екологічно орієнтованого суспільства з високим рівнем знань про особливості впровадження європейських екологічних стандартів та директив ЄС у сфері охорони навколишнього середовища України та принципів сталого розвитку країни в рамках європейської інтеграції має бути результатом цих проектів.

Фінансово-економічне забезпечення. Критично важливим є створення стійкої фінансової бази для реалізації стратегії. Необхідно розробити довгостроковий фінансовий план, який враховуватиме різні джерела фінансування: місцевий бюджет, державні субвенції, міжнародні гранти, кредитні ресурси та приватні інвестиції. Особливу увагу слід приділити створенню резервного фонду для реагування на непередбачені ситуації.

Важливо впровадити ефективні економічні механізми, включаючи систему тарифів та зборів, які забезпечать самоокупність водного господарства та сформулюють стимули для раціонального водокористування. При цьому необхідно передбачити механізми соціального захисту вразливих верств населення.

Технічна модернізація. Необхідно провести масштабну технічну модернізацію водного господарства. Це включає впровадження сучасних інформаційних систем, зокрема створення геоінформаційної системи та системи моніторингу водних ресурсів. Важливо забезпечити автоматизацію процесів управління та створення систем раннього попередження про надзвичайні ситуації.

Особливу увагу слід приділити оновленню лабораторної бази для контролю якості води. Це передбачає закупівлю сучасного обладнання, акредитацію лабораторій та підготовку кваліфікованого персоналу.

Кадрове забезпечення. Успіх реалізації стратегії значною мірою залежить від якості кадрового забезпечення. Необхідно розробити та впровадити комплексну програму розвитку персоналу, яка включатиме

регулярні навчання, стажування та обмін досвідом. Важливо створити ефективну систему мотивації працівників, яка базуватиметься на чітких показниках ефективності. Доцільно створити експертну раду, яка надаватиме консультації з технічних, екологічних та економічних питань. Це дозволить залучити найкращих фахівців для вирішення складних проблем.

Комунікаційна складова. Особливу увагу слід приділити комунікаційній складовій. Необхідно розробити та впровадити комплексну комунікаційну стратегію, яка забезпечить ефективну взаємодію з усіма зацікавленими сторонами. Це включає регулярне інформування громадськості, проведення громадських обговорень, роботу зі ЗМІ та соціальними мережами. Важливо створити ефективну систему внутрішніх комунікацій, яка забезпечить швидкий обмін інформацією між усіма підрозділами та учасниками процесу реалізації стратегії.

Формування екологічної свідомості та освіти для сталого розвитку громади. Екологічна освіта - це процес, який спрямований на формування у людей екологічної культури, екологічної свідомості та екологічної поведінки. Вона охоплює широкий спектр питань, пов'язаних з навколишнім середовищем, включаючи природні процеси, екологічні проблеми та шляхи їх вирішення. Науковці дають різні визначення екологічної освіти. Так, американський екологічний освітянин Б. Бек визначає її як «процес, який допомагає людям зрозуміти взаємозв'язки між людьми та природою, сформувати цінності, які сприяють сталому розвитку, та розвинути навички, необхідні для відповідальної взаємодії з навколишнім середовищем» [309]. Українські науковці також акцентують увагу на тому, що екологічна освіта повинна формувати в людей екологічну свідомість, яка включає в себе: розуміння взаємозв'язків між людьми та природою; ціннісне ставлення до навколишнього середовища; готовність діяти на захист навколишнього середовища. Таким чином, екологічна освіта є важливим процесом, який сприяє формуванню у людей екологічної культури, екологічної свідомості та екологічної поведінки. Вона є основою для сталого розвитку суспільства.

Останніми роками зростає зацікавленість у питаннях екологічної освіти та виховання. Науковці досліджують різні аспекти екологічної освіти, включаючи її розвиток, мету та завдання, фокусуються на екологічній освіті як основі для сталого розвитку. Вивчається багато аспектів, включаючи екологічне світогляд, свідомість, відповідальність та поведінку. Особливу увагу приділяють підготовці вчителів для екологічного виховання. Вчені відзначають, що в екологічній освіті з'являються нові явища та тенденції, які вимагають трансдисциплінарного підходу та професійного розв'язання екологічних проблем [310].

У контексті наукового дослідження розроблено концептуальний підхід до формування екологічної свідомості та освіти для сталого розвитку територіальних громад. Даний підхід візуалізовано у вигляді двох взаємодоповнюючих схем, що демонструють взаємозв'язок між теоретико-методологічними засадами та інструментальним забезпеченням екологічної освіти в системі інтегрованого управління водними ресурсами. На рис. 6.3 представлено ключові особливості науково-методичного підходу до формування екологічної свідомості та освіти для сталого розвитку в системі інтегрованого управління водними ресурсами на рівні територіальної громади, що постає фундаментом для розбудови системи екологічної освіти на рівні територіальної громади.

Центральним елементом схеми є процес формування екологічної свідомості, що виступає у ролі ядра всієї системи. Навколо нього розташовані вісім концептуальних особливостей, які визначають методологічну специфіку підходу. Системність, як перша особливість, відображає взаємозалежність усіх елементів підходу та підкреслює комплексний характер формування екологічної свідомості. Адаптивність забезпечує можливість модифікації підходу відповідно до специфічних умов конкретної територіальної громади з урахуванням локальних особливостей водних ресурсів. Інклюзивність гарантує залучення всіх соціально-демографічних груп населення до екоосвітніх процесів. Практична спрямованість підходу акцентує увагу на формуванні не лише пізнавального компоненту екологічної свідомості, але й практичного, що спрямований на конкретні зміни в поведінкових моделях мешканців громади.



Рис. 6.3. Ключові особливості науково-методичного підходу до формування екологічної свідомості та освіти для сталого розвитку

Інтеграція формальної та неформальної освіти забезпечує компліментарність різних освітніх форматів, що дозволяє досягти синергетичного ефекту у формуванні екологічної свідомості. Трансдисциплінарність підходу відображає необхідність поєднання екологічних, соціологічних, педагогічних, економічних та управлінських аспектів у процесі формування екологічної свідомості. Циклічність процесу підкреслює необхідність постійного моніторингу, оцінки ефективності та вдосконалення екоосвітніх практик. Локальний контекст, як восьма особливість, зосереджує увагу на специфіці місцевих водних ресурсів та екологічних проблем конкретної громади. Нижня частина рисунку демонструє результативність запропонованого підходу, що сприяє розвитку чотирьох ключових компонентів сталого розвитку громади: екологічної свідомості, громадянської активності, соціальної відповідальності та культури співучасті.

Рисунок 6.4 розкриває інструментальне забезпечення імплементації науково-методичного підходу. Центральним елементом цієї схеми є інтегроване управління водними ресурсами, що виступає контекстуальним середовищем для застосування восьми

взаємопов'язаних інструментів. Освітні програми забезпечують систематичне формування екологічних знань та компетентностей у різних вікових групах. Екологічна просвіта розширює інформаційне поле та формує суспільний дискурс щодо сталого водокористування. Інтерактивні освітні центри надають можливість для практичного засвоєння екологічних знань та формування відповідних навичок. Екологічні акції та громадські ініціативи, представлені в середній частині рисунку забезпечують практичну реалізацію екологічних цінностей та залучення громади до активних дій щодо збереження водних ресурсів. Економічні стимули створюють систему заохочень для екологічно відповідальної поведінки як окремих громадян, так і підприємств. Громадський моніторинг забезпечує партисипативний контроль за станом водних об'єктів та залучає мешканців до наукового спостереження. Комунікаційні стратегії, розташовані у верхній частині схеми, забезпечують ефективний інформаційний обмін та формування єдиного інформаційного поля щодо сталого водокористування.



Рис. 6.4. Схема формування екологічної свідомості та освіти для сталого розвитку громади

Результатом застосування зазначених інструментів є залучення населення до охорони та раціонального використання водних ресурсів, що становить кінцеву мету всього комплексу заходів.

Обидві схеми демонструють системний взаємозв'язок між теоретико-методологічними засадами та практичними інструментами формування екологічної свідомості громади. Запропонований підхід характеризується цілісністю, комплексністю та орієнтацією на досягнення конкретних результатів у сфері сталого водокористування на рівні територіальної громади.

Система моніторингу та контролю. Необхідно створити комплексну систему моніторингу та контролю реалізації стратегії. Це включає створення дієвої системи отримання та верифікації екологічної інформації та формування достовірної звітності про стан водних ресурсів. Стійкий розвиток суспільства в сучасних умовах значною мірою залежить від доступу до актуальної та достовірної інформації. Для кожної з 17 цілей сталого розвитку екологічна інформація має своє специфічне значення (табл. 6.4). В контексті глобального екологічного партнерства, яке передбачає ефективну співпрацю між усіма суспільними секторами (державними та місцевими органами влади, промисловістю, бізнесом, громадськими організаціями, науковими та освітніми установами) для формування та реалізації стратегічних рішень на різних рівнях, особливо важливим стає принцип подолання інформаційної нерівності та забезпечення широкого інформаційного доступу в процесах прийняття й впровадження рішень екологічного характеру. Отже, екологічна інформація є наскрізним фактором, який впливає на досягнення всіх цілей сталого розвитку. Обізнаність про стан довкілля, екологічні загрози та можливі рішення є необхідною умовою для сталого розвитку в усіх сферах людської діяльності. З метою сприяння захисту права кожної людини жити в сприятливому для здоров'я та добробуту навколишньому природному середовищі, доступу до екологічної інформації, участі громадськості в процесі прийняття рішень та правосуддю з питань, що стосуються навколишнього природного середовища була прийнята Орхуська конвенція [311], яку Україна підписала 25 червня 1998 року, а вже 6 липня 1999 року Верховна рада України ратифікувала її. В інших законодавчих документах, таких як Конституція України [312], Закони

України «Про інформацію» [313], «Про охорону навколишнього природного середовища» [53] також зазначаються гарантії доступу до екологічної інформації.

Таблиця 6.4

Значення екологічної інформації для сталого розвитку

Ціль сталого розвитку	Значення екологічної інформації
ЦСР 1. Подолання бідності	Інформування про зв'язок між деградацією довкілля та бідністю, про екологічні права та можливості для найбільш вразливих верств населення.
ЦСР 2. Подолання голоду	Поширення знань про сталі методи ведення сільського господарства, збереження агробіорізноманіття, адаптацію до змін клімату.
ЦСР 3. Міцне здоров'я і благополуччя	Висвітлення впливу стану довкілля на здоров'я людей, профілактика екологічно обумовлених захворювань.
ЦСР 4. Якісна освіта	Включення екологічної складової в освітні програми всіх рівнів, розвиток освіти для сталого розвитку.
ЦСР 5. Гендерна рівність	Роз'яснення особливої ролі жінок в управлінні природними ресурсами, наслідків екологічних проблем для жінок.
ЦСР 6. Чиста вода та належні санітарні умови	Інформування про загрози для водних ресурсів, способи очищення води та екологізації водокористування.
ЦСР 7. Доступна та чиста енергія	Популяризація енергозбереження та відновлюваних джерел енергії, роз'яснення наслідків використання викопного палива.
ЦСР 8. Гідна праця та економічне зростання	Висвітлення принципів зеленої та циркулярної економіки, екологічної модернізації виробництва.
ЦСР 9. Промисловість, інновації та інфраструктура	Інформування про екологічні інновації, зелені технології, стійкий транспорт та інфраструктуру.
ЦСР 10. Скорочення нерівності	Роз'яснення екологічних прав та обов'язків, залучення вразливих груп до ухвалення екологічних рішень.
ЦСР 11. Стійкий розвиток міст і громад	Поширення знань про зелене містобудування, інтегроване управління відходами, якість атмосферного повітря у містах.
ЦСР 12. Відповідальне споживання та виробництво	Формування культури сталого споживання, популяризація екомаркування, роз'яснення концепції життєвого циклу продукції.
ЦСР 13. Пом'якшення наслідків зміни клімату	Інформування про причини, наслідки та заходи з адаптації до змін клімату на всіх рівнях.
ЦСР 14. Збереження морських ресурсів	Висвітлення загроз для океанів та морів, сталих практик рибальства, проблеми морського сміття.
ЦСР 15. Захист та відновлення екосистем суші	Поширення знань про цінність біорізноманіття та екосистемних послуг, загрози для наземних екосистем.
ЦСР 16. Мир, справедливість та сильні інститути	Роз'яснення екологічних прав, інформування про участь громадськості в екологічному врядуванні.
ЦСР 17. Партнерство заради сталого розвитку	Висвітлення кращих практик екологічного партнерства на локальному, національному та глобальному рівнях.

Джерело: розроблено автором

Екологічна інформація також відіграє ключову роль у формуванні екологічної свідомості громадян. Вона підвищує обізнаність про стан довкілля та екологічні проблеми, розвиває екологічне мислення, мотивує до дій на захист довкілля, сприяє набуттю практичних навичок сталого способу життя. Екологічно свідомі громадяни, у свою чергу, створюють запит на сталу продукцію та послуги, на відповідальну екологічну політику, стимулюючи «зелену» трансформацію економіки та суспільства. Екологічна інформація може надходити до суспільства різними шляхами та впливати на нього на різних рівнях - від формування державної політики до зміни індивідуальної поведінки громадян. Вона охоплює як офіційні (сайти органів влади, кадастри), так і неофіційні (соціальні мережі, блоги) джерела; як наукові (статті, монографії), так і популярні (теле- та радіопрограми, інфографіка) формати.

Важливо забезпечити прозорість реалізації стратегії через регулярну публічну звітність про досягнуті результати та використання коштів. В наш час все більшої актуальності набувають відносини суспільства та довкілля, а особливо їх гармонізація, яка можлива за умови розвитку екологічної свідомості, екологічного виховання та дбайливого ставлення до навколишнього природного середовища. Екологічна свідомість та виховання формують екологічну відповідальність, яка сприяє вирішенню важливих екологічних проблем сьогодення. Саме екологічна відповідальність є складовою соціальної відповідальності підприємств та організацій. Сьогодні, як звітність зі сталого розвитку, так і звітність з корпоративної соціальної відповідальності (КСВ) мають високий рівень популярності серед бізнесу, але з акцентами на різні аспекти. Звітність зі сталого розвитку зосереджується на екологічній стійкості та інтеграції з фінансовими показниками, тоді як КСВ має сильніші зв'язки з корпоративною етикою, впливом на спільноту та внутрішньою культурою компаній. Обидва підходи важливі для сучасних компаній, що прагнуть відповідати зростаючим очікуванням споживачів. Але, якщо порівнювати світові тренди, то майже всі компанії зі списку 250 найбільших у світі (G250) звітують про стійкість. У 2022 році рівень звітності серед G250 залишився на рівні 96%, як і у 2020 році. Інтегрована звітність, яка поєднує фінансові та нефінансові дані в одному щорічному звіті, набула поширення: 55% компаній N100 на Близькому Сході та 30%

компаній N100 в Азіатсько-Тихоокеанському регіоні використовують цей підхід. Використання стандартів GRI: GRI (Global Reporting Initiative) залишається найбільш домінантним стандартом у світі, прийнятим 68% компаній N100 та 78% G250, особливо в США [314]. Встановлено, що звіт зі сталого розвитку охоплює ширший спектр тем, включаючи екологічну, соціальну та економічну стійкість. Він зосереджений на довгострокових цілях та впливі діяльності підприємства на стійкість розвитку. Саме Звіт зі сталого розвитку може бути спрямований на більш специфічну аудиторію, яка включає інвесторів, регуляторів, суспільство та інших учасників ринку, які зацікавлені в довгостроковій стійкості та економічній ефективності компанії. Отже, звітність підприємств зі сталого розвитку сприятиме розвитку екологічної відповідальності бізнесу в Україні в наступних напрямках: формування у бізнес-спільноті розуміння важливості екологічної відповідальності, тобто поширенню екологічних знань та цінностей, впровадження екологічно чистих технологій та виробництв, а також дозволить компаніям відстежувати свої екологічні показники та оцінювати ефективність заходів, які вони впроваджують для зменшення свого впливу як на водне середовище, так і на навколишнє природне середовище в цілому.

Для успішної реалізації стратегії критично важливо забезпечити:

1. Політичну підтримку та наступність при зміні керівництва громади
2. Достатнє та стабільне фінансування
3. Ефективну координацію всіх учасників процесу
4. Професійну команду виконавців
5. Підтримку громадськості

У процесі імплементації запропонованих заходів з формування екологічної свідомості та освіти в системі інтегрованого управління водними ресурсами необхідним є розроблення детального плану впровадження з чітко визначеними часовими рамками, сферами відповідальності та необхідною ресурсною базою. Даний план повинен передбачати механізми систематичного перегляду та адаптації відповідно до змін екзогенних чинників та досягнутих проміжних результатів, що забезпечить гнучкість та ефективність реалізації комплексу заходів у довгостроковій перспективі.

Значущим компонентом успішної реалізації запропонованої методології є формування комплексної системи управління ризиками, яка уможливить своєчасну ідентифікацію потенційних загроз та імплементацію превентивних заходів. Паралельно з цим доцільним є налагодження систематичного обміну позитивним досвідом з іншими територіальними громадами та дослідження передових практик у сфері управління водними ресурсами, що сприятиме підвищенню ефективності місцевих ініціатив та запобіганню повторення типових помилок імплементації.

Для Житомирської міської територіальної громади рекомендується реалізація додаткового комплексу заходів, зокрема: розроблення та впровадження програми навчання і підвищення кваліфікації фахівців у 2025-2026 роках; формування системи раннього оповіщення про надзвичайні ситуації протягом 2025-2028 років; розроблення плану реагування на кризові ситуації у 2025 році; імплементація системи енергетичного менеджменту на об'єктах водопровідно-каналізаційного господарства у 2025-2028 роках; створення демонстраційних об'єктів сталого водокористування у період 2025-2026 років. Запропонований комплекс заходів характеризується взаємодоповнюваністю та системністю, що дозволить досягти синергетичного ефекту у процесі трансформації системи управління водними ресурсами на локальному рівні.

Для оцінки ефективності запропонованих напрямків реалізації стратегії було обрано два ключові критерії: пріоритетність та складність впровадження (табл. 6.5). Вибір цих критеріїв обумовлений необхідністю практичного застосування запропонованих заходів в умовах обмежених ресурсів територіальної громади та базується на методології проектного менеджменту й теорії прийняття управлінських рішень. Критерій «пріоритетність» відображає стратегічну важливість кожного напрямку для досягнення цілей стратегії та дозволяє визначити першочерговість впровадження заходів.

Таблиця 6.5

Основні напрямки реалізації стратегії інтегрованого управління водними ресурсами та формування екологічної свідомості та освіти для сталого розвитку громади (розроблено автором)

Напрямок	Ключові заходи	Очікувані результати	Пріоритетність*	Складність впровадження**
1. Організаційно-управлінський	- створення спеціалізованого підрозділу управління водними ресурсами - формування координаційної ради - створення проектного офісу	- ефективна структура управління - координація дій всіх стейкхолдерів - професійне управління проектами	Висока	Середня
2. Нормативно-правовий	- розробка локальних нормативних актів - створення технічних регламентів - розробка правил користування водними об'єктами	- правова база реалізації стратегії - чіткі стандарти та вимоги - регламентовані процедури	Висока	Низька
3. Фінансово-економічний	- розробка довгострокового фінансового плану - створення резервного фонду - впровадження економічних механізмів	- стійке фінансування - фінансова безпека - економічна ефективність	Висока	Висока
4. Технічна модернізація	- впровадження ГІС - створення системи моніторингу - оновлення лабораторної бази	- сучасна технічна база - ефективний контроль - якісні дослідження	Середня	Висока
5. Кадрове забезпечення	- програма розвитку персоналу - створення експертної ради - система мотивації	- кваліфіковані кадри - експертна підтримка - ефективна робота	Висока	Середня
6. Комунікаційна діяльність	- розробка комунікаційної стратегії - система внутрішніх комунікацій - взаємодія зі ЗМІ	- ефективні комунікації - прозорість діяльності - інформованість громади	Середня	Низька
7. Екологічна свідомість	- освітні програми - демонстраційні майданчики - екологічні акції - громадський моніторинг	- екологічно свідомо громада - активна участь населення - сталі практики водокористування	Висока	Середня
8. Моніторинг та контроль	- система отримання та верифікації екологічної інформації - формування достовірної звітності про стан водних ресурсів	- ефективний контроль - своєчасне коригування - прозорість результатів	Середня	Середня

Примітки: *Пріоритетність: висока - критично важливо для успіху стратегії; середня - важливо, але може бути реалізовано поетапно; низька - бажано, але не критично; ** Складність впровадження: висока - потребує значних ресурсів та/або часу; середня - потребує помірних ресурсів; низька - може бути реалізовано з наявними ресурсами

Оцінка за цим критерієм враховує:

- вплив на досягнення стратегічних цілей;
- терміновість впровадження;
- масштаб очікуваного ефекту;
- взаємозалежність з іншими напрямками.

Критерій «складність впровадження» характеризує практичні аспекти реалізації заходів та враховує:

- необхідні фінансові та матеріальні ресурси;
- потребу в кваліфікованих кадрах;
- складність організаційних змін;
- технологічну готовність;
- можливі перешкоди та ризики.

Комбінація цих критеріїв дозволяє сформувати збалансований підхід до планування впровадження стратегії, враховуючи як стратегічну важливість заходів, так і реальні можливості їх реалізації. Трирівнева шкала оцінки (висока-середня-низька) обрана для забезпечення чіткої диференціації та простоти практичного застосування.

Аналіз стратегії інтегрованого управління водними ресурсами Житомирської міської територіальної громади дозволив виділити вісім основних напрямків реалізації:

1. Організаційно-управлінський напрямок передбачає створення спеціалізованого підрозділу управління водними ресурсами, формування координаційної ради та проектного офісу. Це забезпечить ефективну структуру управління, координацію дій усіх зацікавлених сторін та професійне управління проектами. Цей напрямок має високу пріоритетність та середню складність впровадження.

2. Нормативно-правовий напрямок включає розробку локальних нормативних актів, технічних регламентів та правил користування водними об'єктами. Реалізація цього напрямку створить необхідну правову базу для впровадження стратегії з чіткими стандартами та вимогами. Має високу пріоритетність при низькій складності впровадження.

3. Фінансово-економічний напрямок охоплює розробку довгострокового фінансового плану, створення резервного фонду та

впровадження економічних механізмів, що забезпечить стійке фінансування, фінансову безпеку та економічну ефективність проектів. Характеризується високою пріоритетністю та високою складністю впровадження.

4. Технічна модернізація фокусується на впровадженні геоінформаційних систем, створенні системи моніторингу та оновленні лабораторної бази. Це дозволить сформувати сучасну технічну базу для ефективного контролю та проведення якісних досліджень. Має середню пріоритетність та високу складність впровадження.

5. Кадрове забезпечення включає програму розвитку персоналу, створення експертної ради та систему мотивації. Цей напрямок спрямований на формування команди кваліфікованих спеціалістів із належною експертною підтримкою. Характеризується високою пріоритетністю та середньою складністю впровадження.

6. Комунікаційна діяльність передбачає розробку комунікаційної стратегії, створення системи внутрішніх комунікацій та налагодження взаємодії зі ЗМІ. Це забезпечить ефективні комунікації, прозорість діяльності та інформованість громади. Має середню пріоритетність та низьку складність впровадження.

7. Розвиток екологічної свідомості включає освітні програми, створення демонстраційних майданчиків, проведення екологічних акцій та запровадження громадського моніторингу. Цей напрямок сприятиме формуванню екологічно свідомої громади, активній участі населення та впровадженню сталих практик водокористування. Має високу пріоритетність та середню складність впровадження.

8. Моніторинг та контроль охоплює створення системи отримання та верифікації екологічної інформації, формування достовірної звітності про стан водних ресурсів, що забезпечить ефективний контроль, своєчасне коригування дій та прозорість результатів. Характеризується середньою пріоритетністю та середньою складністю впровадження.

Такий комплексний підхід дозволяє охопити всі ключові аспекти інтегрованого управління водними ресурсами громади та враховує як стратегічні цілі, так і практичні можливості їх досягнення.

6.4. Дорожня карта впровадження системи управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів на рівні територіальної громади

Основною метою розробки дорожньої карти є забезпечення системного підходу до впровадження розробленої методології управління екологічною безпекою водних об'єктів з урахуванням специфіки територіальної громади, наявних ресурсів та потенційних ризиків. Карта враховує взаємозв'язки між різними компонентами системи управління та забезпечує їх узгоджену реалізацію.

Розроблена дорожня карта базується на результатах проведених досліджень, враховує виявлені проблеми та особливості водних об'єктів регіону, а також спирається на успішний досвід впровадження подібних систем управління (табл. 6.6). Вона передбачає поетапне впровадження розроблених рішень з можливістю корегування та адаптації до змінних умов середовища.

Для забезпечення ефективності впровадження системи управління екологічною безпекою, дорожня карта включає детальний опис етапів реалізації, необхідних ресурсів, механізмів координації між учасниками процесу та систему моніторингу досягнення поставлених цілей. Особлива увага приділяється визначенню чітких критеріїв оцінки результативності впроваджених заходів та механізмів їх корегування.

Дорожня карта є комплексним документом покрокової реалізації розробленої методології управління екологічною безпекою водних об'єктів, що базується на затверджених стратегічних цілях громади та визначених індикаторах їх досягнення. Представлена дорожня карта є комплексним документом стратегічного планування, що охоплює період з 2025 по 2050 роки та структурована за чотирма послідовними етапами впровадження. Документ розроблено з урахуванням принципів сталого розвитку та європейських підходів до управління водними ресурсами, що відображається у визначених індикаторах та очікуваних результатах.

Таблиця 6.6

Дорожня карта впровадження системи управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів

Етап	Заходи	Терміни	Необхідні ресурси та фінансування	Механізми координації	Система моніторингу	Індикатори виконання	Очікувані результати
1. Підготовчий етап	Розробка Програми інтегрованого управління та охорони водних ресурсів	2025-2026	Місцевий бюджет, технічна допомога міжнародних партнерів	Створення міжвідомчої робочої групи, щоквартальні наради	Щоквартальний звіт про прогрес розробки	Затверджена програма, план заходів	Нормативно-правова база управління водними ресурсами
	Оформлення прав на поверхневі водні об'єкти та паспортизація	2025-2026	Місцевий бюджет, власні кошти КП	Координація з земельним відділом та ДАБІ	Щомісячний моніторинг оформлення документів	Кількість оформлених паспортів та прав	Правове забезпечення управління водними об'єктами
	Впровадження систем моніторингу	2025-2027	Кошти ДФРР, міжнародні гранти, місцевий бюджет	Створення єдиного центру моніторингу	Щотижневий контроль впровадження систем	% охоплення мереж системою моніторингу	Система оперативного контролю стану мереж
	Розробка вимог до зелено-блакитної інфраструктури	2025-2026	Місцевий бюджет, технічна допомога	Громадські обговорення, експертні консультації	Щоквартальний звіт про розробку вимог	Затверджені вимоги та стандарти	База для розвитку екологічної інфраструктури
2. Етап впровадження	Розробка програм відновлення водосховищ	2026-2028	Державний та місцевий бюджети, міжнародні гранти	Координаційна рада з управління водними ресурсами	Щоквартальний моніторинг розробки програм	Кількість розроблених та затверджених програм	Комплексні плани відновлення водосховищ
	Реалізація програми розчистки русел	2027-2030	Екологічний фонд, місцевий бюджет	Міжвідомча координація, залучення громадськості	Щомісячний контроль виконання робіт	% виконання програми, км розчищених русел	Покращення гідрологічного режиму
	Модернізація систем водопостачання	2026-2030	ДФРР, кредити міжнародних фінансових установ	Координаційний комітет з модернізації	Щотижневий моніторинг виконання робіт	% оновлених мереж, зниження аварійності	Зменшення втрат води до 30%
	Розширення мереж водовідведення	2026-2030	Державний бюджет, кредити МФО	Робоча група з розвитку інфраструктури	Щомісячний контроль будівництва	% збільшення охоплення послугами	Охоплення 90% населення послугами
3. Етап розвитку	Будівництво локальних очисних споруд	2030-2035	Державно-приватне партнерство, гранти ЄС	Координаційна рада з розвитку інфраструктури	Щомісячний моніторинг будівництва	Кількість збудованих споруд, потужність	Очистка 60% зливових стоків
	Впровадження водоефективних технологій	2030-2040	Кошти міжнародних програм, місцевий бюджет	Експертна рада з впровадження технологій	Щоквартальний аналіз ефективності	% економії води, впроваджені технології	45% повторного використання води
	Відновлення водних екосистем	2030-2040	Екологічні фонди, гранти	Екологічна рада громади	Щорічний екологічний моніторинг	Показники якості води, біорізноманіття	60% водойм з «добрим» станом
4. Етап сталого розвитку	Досягнення нормативів якості води	2040-2050	Комплексне фінансування з усіх джерел	Міжгалузева координаційна рада	Постійний моніторинг якості води	Відповідність нормам ЄС	80% водойм з «добрим» станом
	Повне охоплення послугами	2040-2050	Місцевий бюджет, інвестиційні програми	Координаційний центр розвитку послуг	Щоквартальний аналіз охоплення	% охоплення населення послугами	100% охоплення населення
	Впровадження найкращих технологій	2040-2050	Інвестиції, гранти, місцевий бюджет	Рада з інновацій та розвитку	Щорічний технологічний аудит	Відповідність ВАТ (найкращим доступним технологіям)	Досягнення рівня технологій ЄС

Підготовчий етап (2025-2027) зосереджений на формуванні нормативно-правової та організаційної бази управління. Ключовим елементом цього етапу є розробка Програми інтегрованого управління та охорони водних ресурсів, що закладає фундамент для подальших дій. Паралельно передбачається впровадження систем моніторингу та розробка вимог до зелено-блакитної інфраструктури, що формує технологічну базу для контролю та розвитку водних об'єктів. Особлива увага приділяється правовому оформленню водних об'єктів, що є критично важливим для подальшого ефективного управління.

Етап впровадження (2026-2030) характеризується початком активних практичних дій з модернізації інфраструктури та відновлення водних об'єктів. Заплановані заходи з розчистки русел та відновлення водосховищ спрямовані на покращення гідрологічного режиму. Паралельно відбувається модернізація систем водопостачання та водовідведення, що має забезпечити зниження втрат води до 30% та розширення охоплення населення послугами до 90%. Важливо відзначити комплексний підхід до фінансування цих заходів, що передбачає залучення як державних коштів, так і міжнародних фінансових ресурсів.

Етап розвитку (2030-2040) фокусується на впровадженні інноваційних технологій та екологічному відновленні водних об'єктів. Будівництво локальних очисних споруд має забезпечити очистку 60% зливових стоків, а впровадження водоефективних технологій передбачає досягнення 45% повторного використання води в промисловості. Особливу увагу приділено відновленню водних екосистем з метою досягнення «доброго» екологічного стану для 60% водойм. Цей етап характеризується значними інвестиціями та потребує ефективної координації між всіма стейкхолдерами.

Етап сталого розвитку (2040-2050) спрямований на досягнення європейських стандартів якості води та повного охоплення населення послугами водопостачання та водовідведення. Передбачається досягнення «доброго» екологічного стану для 80% водойм та впровадження найкращих доступних технологій відповідно до стандартів ЄС. Цей етап вимагає найбільших фінансових інвестицій та найскладнішої координації між усіма учасниками процесу.

Аналіз механізмів координації показує комплексний підхід до управління процесом впровадження, що включає створення різних координаційних органів на кожному етапі. Індикатори виконання та очікувані результати чітко визначені для кожного заходу та корелюють з європейськими стандартами та цілями сталого розвитку. Особливу увагу приділено кількісним показникам, що дозволяє об'єктивно оцінювати прогрес впровадження.

Фінансове забезпечення передбачає диверсифікований підхід з використанням різних джерел фінансування: місцевого та державного бюджетів, міжнародних грантів, кредитів фінансових установ, державно-приватного партнерства. Такий підхід підвищує стійкість фінансування та знижує ризики недофінансування окремих заходів.

Загалом, представлена дорожня карта є добре структурованим та комплексним документом, що охоплює всі аспекти впровадження системи управління екологічною безпекою водних об'єктів. Поетапний підхід, чіткі індикатори та механізми координації створюють передумови для успішної реалізації запланованих заходів та досягнення поставлених цілей щодо забезпечення екологічної безпеки водних об'єктів відповідно до європейських стандартів.

Висновки до розділу 6

1. Розроблена система стратегічного планування та реалізації інтегрованого управління водними ресурсами Житомирської міської територіальної громади представляє собою комплексний підхід до вирішення водних проблем регіону до 2050 року. Система базується на п'яти ключових стратегічних цілях, які охоплюють забезпечення ефективного управління водними ресурсами, охорону та відновлення водних екосистем, забезпечення доступу до якісної питної води, підвищення стійкості до змін клімату та стале використання водних ресурсів. Важливим аспектом розробленої системи є її інтеграція з існуючими стратегічними документами громади. Для моніторингу прогресу впровадження стратегії розроблено систему з дев'яти ключових індикаторів, які мають чітко визначені цільові значення на 2030, 2040 та 2050 роки. Ці індикатори охоплюють різні аспекти управління водними ресурсами - від технічних показників, таких як втрати води у мережах, до екологічних, як-от частка водних об'єктів з «добрим» екологічним станом. Амбітні цільові показники, наприклад, зменшення втрат води з 44% до 12% та збільшення частки очищених зливових стоків з 10% до 90%, відповідають найкращим світовим практикам та стандартам ЄС. Розроблений план заходів передбачає поетапну реалізацію визначених цілей з чітким розподілом відповідальності між різними департаментами та установами громади. Особливу увагу приділено впровадженню інноваційних підходів, таких як розвиток зелено-блакитної інфраструктури та використання сучасних технологій моніторингу. План також враховує необхідність адаптації до змін клімату та забезпечення сталого розвитку водної інфраструктури. Запропонована система планування демонструє системний підхід до управління водними ресурсами, який базується на принципах басейнового управління та відповідає вимогам Водної рамкової директиви ЄС. Важливим елементом є встановлення чітких механізмів моніторингу та звітності, що дозволить відстежувати прогрес та вносити необхідні корективи в процесі реалізації.

2. Дослідження механізмів впровадження стратегії інтегрованого управління водними ресурсами та оцінка ризиків реалізації для Житомирської міської територіальної громади виявило комплексний характер потенційних викликів та необхідність системного підходу до їх подолання. Проведена комплексна оцінка факторів ризику, що базувалась на п'яти видах аналізу (статистичному, просторовому, економічному, системному та порівняльному), дозволила виявити критичні аспекти управління водними ресурсами громади. Розроблена матриця оцінки спеціальних ризиків охоплює п'ять стратегічних цілей розвитку водного господарства та включає детальний аналіз потенційних загроз для кожного напрямку. При цьому для кожного ідентифікованого ризику визначено ймовірність настання, потенційний вплив та розроблено конкретні запобіжні заходи. Особливу увагу приділено програмно-управлінським, земельним, технічним, екологічним ризикам та ризикам відновлення екосистем. Аналіз загальних ризиків виявив вісім ключових категорій: фінансові, технічні, управлінські, кадрові, соціальні та екологічні ризики. Найбільш критичними визначено фінансові ризики, зокрема ризик недостатнього фінансування та перевищення бюджету, для яких запропоновано створення гнучкої фінансової моделі та формування резервного фонду. Технологічні ризики потребують особливої уваги через можливість виникнення аварійних ситуацій та необхідність адаптації нових технологій до існуючої інфраструктури. Запропоновані механізми управління ризиками передбачають комплексний підхід, що включає превентивні заходи, системи моніторингу та реагування на виникаючі проблеми. Важливим елементом є забезпечення ефективної комунікації між всіма зацікавленими сторонами та активне залучення громади до процесу прийняття рішень.

3. Успішна реалізація стратегії інтегрованого управління водними ресурсами Житомирської міської територіальної громади потребує комплексного підходу, що охоплює вісім ключових напрямків: організаційно-управлінський, нормативно-правовий, фінансово-економічний, технічну модернізацію, кадрове забезпечення,

комунікаційну діяльність, формування екологічної свідомості та освіти для сталого розвитку та систему моніторингу й контролю. Проведена оцінка цих напрямків за критеріями пріоритетності та складності впровадження дозволила визначити оптимальну послідовність їх реалізації та необхідні ресурси. Дослідження показало, що найбільш пріоритетними при помірній складності впровадження є організаційно-управлінський, кадровий та екологічно-просвітницький напрямки, які формують фундаментальну основу для реалізації стратегії. Значну роль у впровадженні стратегії відіграє формування екологічної свідомості та освіти для сталого розвитку громади, що передбачає розробку освітніх програм, створення демонстраційних майданчиків, проведення екологічних акцій та запровадження громадського моніторингу.

ВИСНОВКИ

За результатами проведеного комплексного дослідження розроблено наукові основи управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів в умовах трансформаційних змін для забезпечення їх збалансованого функціонування та відновлення. Основні наукові та практичні результати роботи полягають у наступному:

1. Проведений бібліометричний аналіз 2835 публікацій з інтегрованого управління водними ресурсами дозволив простежити еволюцію наукових підходів до забезпечення екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів. Встановлено поступовий перехід від суто технічних аспектів до комплексного інтегрованого управління з експоненційним зростанням публікацій з початку 2000-х років. У ході дослідження виявлено формування чотирьох взаємопов'язаних дослідницьких кластерів: технічного, управлінського, екологічного та соціально-економічного, що свідчить про багатовимірність проблематики водокористування. На базі цього аналізу сформовано систему критеріїв оцінки трансформації водних екосистем, яка включає гідрологічні, фізико-хімічні та біологічні показники з чіткими індикаторами критичних змін.

2. Спираючись на виявлені критерії, розроблено вдосконалену методику моніторингу трансформаційних змін водних екосистем, що базується на синергетичному аналізі індексів NDWI і NDVI. Запропонований підхід встановлює функціональні взаємозв'язки між цими індексами, де NDWI виявляє тенденції аридизації територій, а NDVI відображає відповідні зміни у структурі рослинного покриву. Аналіз дозволив класифікувати чотири типи екосистемних трансформацій: стабільна, адаптивна, деградує та нестабільна. Референтна річка Парма демонструє стабільно-адаптивний тип з високою кореляцією між індексами ($r = 0,72$), тоді як українські річки виявляють ознаки деградації, особливо внаслідок військових дій (зниження кореляції до $r = 0,29-0,34$), що свідчить про трансформацію рослинного покриву прибережних зон у бік зниження вологозабезпеченості території.

3. Поглиблений аналіз забруднення водних об'єктів доповнив результати дистанційного моніторингу та підтвердив необхідність

комплексної оцінки їх екологічного стану. Запропоновано підхід на основі коефіцієнтів накопичення ($K_n=35-150$) та донної акумуляції (КДА=9769-19310) важких металів з виділенням трьох рівнів екологічної ситуації. Апробація цієї методики виявила критичні перевищення ГДК у досліджуваних річках, що корелює з виявленими за допомогою індексів NDWI/NDVI трансформаційними процесами та дозволяє прогнозувати довгострокові зміни для розробки ефективних стратегій відновлення водних екосистем.

4. Дослідження водних об'єктів під різними типами антропогенного навантаження виявило принципові відмінності в механізмах деградації водних екосистем. Результати показали, що урбанізаційний вплив (р. Кам'янка) проявляється у поступовому погіршенні гідрохімічних параметрів та високій акумуляції поллютантів у донних відкладах (КДА[Fe^{2+}]=19310, КДА[Mn^{2+}]=9769), тоді як військові дії (р. Мощунка) спричиняють раптові зміни гідрохімічного режиму з критичним падінням розчиненого кисню (до 2,33%), різким зростанням ХСК (до 31,00%) та концентрацій важких металів (у 2,5-3,7 рази). Виявлені закономірності дозволили обґрунтувати необхідність диференційованого підходу до відновлення водних екосистем та розробити триступеневу систему очищення річкових вод, що включає зони дрегінгу/кетчінгу, фіторе mediaції та донної акумуляції.

5. Для ефективного оперативного контролю якості води створено комплексну систему автоматизованого онлайн-моніторингу стану поверхневих водних об'єктів. Система базується на інтеграції високоточного обладнання (eXact iDip та YSI EXO2) з геоінформаційною платформою ArcGIS Hub і забезпечує вимірювання 40 параметрів якості води в режимі реального часу з обробкою до 1000 запитів/с. Розроблена мережа з 25 автоматизованих станцій контролю з відстанню між точками спостереження 100 м дозволяє здійснювати оперативний моніторинг стану водних об'єктів. Реалізація системи в рамках міжнародного проекту за підтримки ПРООН для Чернігівської області продемонструвала практичну ефективність теоретичних положень дисертації. Розроблені технічні специфікації та структура системи моніторингу мають універсальний характер і можуть бути адаптовані для інших регіонів України, зокрема для Житомирської області. Впровадження такої системи є важливим елементом технологічного забезпечення прийняття управлінських рішень та

передумовою для розробки комплексного підходу до аналізу отриманих даних.

6. На основі масиву даних моніторингу водних об'єктів розроблено комплексний аналітичний підхід, що поєднує SWOT-аналіз із багатовимірними статистичними методами. Залучення 16 експертів, які оцінювали фактори за 7-бальною шкалою Міллера, дозволило виявити критичні екологічні проблеми, серед яких забруднення водою отримало найвищий бал (6,44). Подальший кореляційний та кластерний аналіз 460 пар показників виявив 47 природних кластерів факторів впливу на екологічну безпеку водних ресурсів та значущі кореляційні зв'язки між різними характеристиками. Особливо цінними виявилися кореляції між наявністю кваліфікованих кадрів та розвитком водної рекреації (1,000), а також між водосховищами для відновлюваної енергії та екологічною обізнаністю населення (0,955), що стало підґрунтям для формування науково обґрунтованої системи індикаторів.

7. Важливим аспектом практичної імплементації результатів дослідження стало вдосконалення системи інтеграції водоохоронних зон у геоінформаційні системи міських кадастрів. Розроблено п'ятиетапну програму впровадження на 2025-2030 рр., що включає підготовчий етап, геодезичне забезпечення, розробку ГІС, впровадження та моніторинг. Аналіз кадастрової системи Житомирської міської ТГ виявив проблеми з класифікацією земельних ділянок водного фонду площею 39,4394 га та визначенням меж водоохоронних зон. Запропоновані геоінформаційні рішення дозволяють подолати ці проблеми та забезпечити ефективне управління водоохоронними зонами відповідно до чинних нормативно-правових вимог.

8. Синтезуючи результати попередніх етапів дослідження, розроблено системну модель інтегрованого управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів територіальної громади. Модель базується на комплексному підході та включає шість взаємопов'язаних методів та інтегральний показник ефективності ($I = 0,445$). Запропонована структура реалізується на чотирьох рівнях управління з урахуванням принципів басейнового управління та Водної рамкової директиви ЄС. Така багаторівнева архітектура управління забезпечує системність та послідовність у прийнятті рішень щодо екологічної

безпеки водних об'єктів та стає основою для розробки конкретних індикаторів ефективності.

9. Для практичної реалізації системної моделі управління запропоновано багаторівневу систему з дев'яти ключових індикаторів оцінки ефективності управління водними ресурсами територіальної громади до 2050 року. Система охоплює екологічні, соціальні та економічні аспекти водокористування з конкретними цільовими значеннями на 2030, 2040 та 2050 роки. Така структура індикаторів дозволяє гармонізувати процес управління водними ресурсами з вимогами Водної рамкової директиви ЄС та Цілями сталого розвитку ООН, а також забезпечує об'єктивні критерії для оцінки ефективності управлінських рішень на рівні територіальної громади.

10. Враховуючи потенційні виклики при реалізації водної стратегії, розроблено інтегровану методику ідентифікації та мінімізації ризиків для міських громад. Методика ґрунтується на багатокритеріальному аналізі та охоплює п'ять стратегічних цілей розвитку водного господарства з детальною оцінкою спеціальних та загальних ризиків. Запропонована систематизація ризиків за ймовірністю настання та рівнем впливу дозволяє встановити пріоритетність заходів реагування та забезпечити відповідність управлінських рішень вимогам Водної рамкової директиви ЄС. Це стає важливим елементом формування стійкої системи управління водними ресурсами на місцевому рівні.

11. Аналіз психологічних та соціальних аспектів управління водними ресурсами дозволив розробити концептуальну модель формування екологічної свідомості в системі інтегрованого управління на рівні територіальної громади. Запропонована модель ґрунтується на восьми взаємопов'язаних інструментах, що забезпечують системний вплив на екологічну поведінку населення. Особливістю розробленої моделі є її адаптивність, інклюзивність та практична спрямованість, що дозволяє залучати місцеве населення до процесів збереження водних ресурсів та підвищувати ефективність управлінських рішень через формування екологічно відповідальної громади.

12. У розвиток концептуальної моделі формування екологічної свідомості запропоновано практичну двокритеріальну методику оцінювання заходів за параметрами пріоритетності та складності впровадження. Проведений аналіз показав, що освітньо-просвітницькі

заходи мають високу пріоритетність при середній складності реалізації, що обґрунтовує доцільність їх першочергового впровадження в умовах обмежених ресурсів громади. Така методика стає ефективним інструментом для оптимізації розподілу ресурсів у галузі екологічної освіти та дозволяє максимізувати соціальний ефект від реалізації екологічних програм на місцевому рівні.

13. Інтегруючи всі розроблені компоненти управління, сформовано багаторівневу дорожню карту забезпечення екологічної безпеки поверхневих вод на рівні територіальної громади на період 2025-2050 років. Дорожня карта структурована за чотирма послідовними етапами з детальним описом необхідних ресурсів, що забезпечує реалістичність її впровадження. Важливими елементами карти є система кількісних індикаторів виконання та механізми координації між стейкхолдерами різних секторів, що створює практичну основу для інтегрованого підходу до управління водними ресурсами відповідно до європейських стандартів.

Отже, результати роботи в сукупності утворюють цілісні наукові основи управління екологічним станом поверхневих водних об'єктів, які враховують сучасні трансформаційні зміни (включаючи урбанізаційний вплив та наслідки військових дій) та забезпечують необхідну теоретичну і практичну базу для збалансованого функціонування та відновлення водних екосистем.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. (2024). ЕкоЗагроза. URL: <https://ecozagroza.gov.ua/>.
2. Укрінформ. (2024). Збитки галузі водопостачання через війну сягнули \$11 мільярдів - Укрводоканалекологія. URL: <https://www.ukrinform.ua/rubric-economy/3848056-zbitki-galuzi-vodopostacanna-cerez-vijnu-sagnuli-11-milardiv-ukrvodokanalekologia.html>.
3. Klymenko, M., Gandziura, V., Biedunkova, O., & Statnyk, I. (2022). Influence of hydrochemical factors on morphometric variability of *Scardinius erythrophthalmus* in a freshwater river system. *Biosystems Diversity*, 30(3), 244–254.
4. Kotsiuba, I. G., Skyba, G. V., Skuratovskaya, I. A., & Lyko, S. M. (2019). Ecological monitoring of small water systems: Algorithm, software package, the results of application to the Uzh river basin (Ukraine). *Methods and objects of chemical analysis*, 14(4), 200–207.
5. Udod, V. M., Madzhd, S. M., & Kulynych, Y. I. (2017). Regional features of the structural and functional organization of the development of technogenically altered aquatic ecosystems. *Visnyk of Kremenchuk national university*, (3), 104.
6. Маджд, С. М. (2018). Загальні екологічні особливості структурно-функціональних закономірностей розвитку техноприродних систем гірлової ділянки р. Ірпінь. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*, №5 (112), 110–114. DOI: <https://doi.org/10.30929/1995-0519.2018.5.110-114>
7. Kopylov, V., Popovych, V., Shukel, I., Fitak, M., & Koliadzhyn, I. (2023). Factors of Environmental Safety Reduction on Styr River in the City of Lutsk (Ukraine). *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 24, 233–246. DOI: <https://doi.org/10.12912/27197050/155193>
8. Popovych, V., Skrobala, V., Tyndyk, O., & Kaspruk, O. (2024). Hydro-ecological monitoring of heavy metal pollution of water bodies in the Western Bug River basin within the mining-industrial region. *Mining of*

Mineral Deposits, 18, 139–152. DOI:
<https://doi.org/10.33271/mining18.04.139>

9. Барабаш, О. В. (2019). Оцінка ступеня токсичності поверхневих вод м. Києва. Екологічна безпека, (2), 28.

10. Циганенко-Дзюбенко, І. Ю., Кірейцева, Г. В., Герасимчук, О. Л., Скиба, Г. В., & Хоменко, С. В. (2024). Особливості планування та реалізації моніторингу малих річок в умовах урбанізації та військових дій. Scientific Bulletin of Kherson State University Series Geographical Sciences, (21), 36–46. DOI:
<https://doi.org/10.32999/ksu2413-7391/2024-21-4>

11. Ponomarenko, I., Dmytrenko, T., & Nemtsova, A. (2022). Assessment of the ecological state of surface water bodies by different criteria. Transactions of Kremenchuk Mykhailo Ostrohradskyi National University, (4), 30–37. DOI: <https://doi.org/10.32782/1995-0519.2022.4.4>

12. Munthe, J., Brorström-Lundén, E., Rahmberg, M., Posthuma, L., Altenburger, R., Brack, W., ... van Wezel, A. (2017). An expanded conceptual framework for solution-focused management of chemical pollution in European waters. Environmental Sciences Europe, 29(1), 13. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12302-017-0112-2>

13. Conant, B., Robinson, C. E., Hinton, M. J., & Russell, H. A. J. (2019). A framework for conceptualizing groundwater-surface water interactions and identifying potential impacts on water quality, water quantity, and ecosystems. Journal of Hydrology, 574, 609–627. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.04.050>

14. Замула, І. В., & Кірейцева, Г. В. (2015). Гармонізація корпоративної звітності з охорони атмосферного повітря. Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Економіка, (1 (2)), 291–295.

15. Кірейцева, Г. В., & Давидова, І. В. (2015). Обліково-екологічна інформація як інструмент забезпечення стійкого розвитку. Молодий вчений, (2 (6)), 1109–1111.

16. Замула, І. В., Травін, В. В., Кірейцева, Г. В., Палій, О. В., & Берляк, Г. В. (2022). Торгівля квотами на викиди парникових газів: обліковий підхід. Економіка. Управління. Інновації, 1(30), 1–24.

17. Андрєєва, О. Ю., Марков, Ф. Ф., Іванюк, Т. М., Корма, О. М., & Кірейцева, Г. В. (2022). Різноманіття флори на деяких об'єктах природно-заповідного фонду ДП "Коростенське лісомисливське господарство" Житомирської області. *Scientific Bulletin of UNFU*, 32(4), 12–17. DOI: <https://doi.org/10.36930/40320402>
18. Хоменко, С. В., Тарасюк, Г. М., Кірейцева, Г. В., Демчук, Л. І., & Циганенко-Дзюбенко, І. Ю. (2023). SWOT-аналіз рекреаційно-туристичного потенціалу Житомирської області. *Екологічні науки*, 4(49), 194–199. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.4-49.25>
19. Кірейцева, Г. В., Циганенко-Дзюбенко, І. Ю., Гнітецький, О. М., & Хоменко, С. В. (2024). Комплексний підхід до інтеграції водоохоронних зон у геоінформаційні системи міських кадастрів. *Технічні науки та технології*, (4 (38)), 325–335. DOI: [https://doi.org/10.25140/2411-5363-2024-4\(38\)-325-335](https://doi.org/10.25140/2411-5363-2024-4(38)-325-335)
20. Кірейцева, Г. В., & Хоменко, С. В. (2025). Впровадження системи моніторингу, звітності та верифікації викидів парникових газів як інструмент євроінтеграції України. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*, (1), 81–91. DOI: <https://doi.org/10.32782/1995-0519.2025.1.10>
21. Кірейцева, Г., Циганенко-Дзюбенко, І., Хоменко, С., & Легенчук, Р. (2025). Застосування багатовимірних статистичних методів для аналізу кліматичних проєкцій. *Науковий Журнал Метінвест Політехніки. Серія: Технічні науки*, (3), 26–33. DOI: <https://doi.org/10.32782/3041-2080/2025-3-3>
22. Кірейцева, Г., & Циганенко-Дзюбенко, І. (2025). Антропогенні детермінанти деградації гідрохімічних показників водних об'єктів. *Herald of Khmelnytskyi National University. Technical sciences*, 349(2), 540–545. DOI: <https://doi.org/10.31891/2307-5732-2025-349-80>
23. Кірейцева, Г. (2025). Ідентифікація ризиків реалізації водної стратегії міських громад. *Herald of Khmelnytskyi National University. Technical sciences*, 347(1), 603–611. DOI: <https://doi.org/10.31891/2307-5732-2025-347-84>

24. Валерко, Р. А., Бондарчук, В. М., & Кірейцева, Г. В. (2025). Гідрохімічний моніторинг р. Тетерів у межах питного водозабору м. Житомир. Екологічна безпека та технології захисту довкілля, (№ 1), С. 3–11.
25. Кірейцева, Г. В., Циганенко-Дзюбенко, І. Ю., Хоменко, С. В., Хрутьба, В. О., & Мазуркевич, К. В. (2024). Інтеграція LST-індексів та сценаріїв RCP як інструмент прогнозування теплового режиму міст в умовах трансформаційних змін. Екологічна безпека та технології захисту довкілля, (№ 6), С. 50–59.
26. Валерко, Р. А., & Кірейцева, Г. В. (2024). Обґрунтування природоохоронних заходів для підвищення рівня екологічної безпеки питних підземних вод. Збірник наукових праць Національного університету кораблебудування імені адмірала Макарова. , (1 (494)), 132–138. DOI: [https://doi.org/10.15589/znp2024.1\(494\).19](https://doi.org/10.15589/znp2024.1(494).19)
27. Кірейцева, Г. В. (2024). Теоретичні основи управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів в умовах антропогенного навантаження. Екологічні науки, (Вип. 6 (57)), 70–74. DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.6-57.10>
28. Skyba, H. V., Kireitseva, H. V., & Tsyhanenko-Dziubenko, I. Y. (2024). Quality indicators of small rivers' waters: assessment methodology and environmental challenges. In *Scientific aspects of conserving and restoring natural resources under the modern development of society: Scientific monograph* (pp. 251–272). Riga, Latvia: Baltija Publishing. DOI: <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-511-2-11>
29. Кірейцева, Г. В. (2024). Управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів в умовах трансформаційних змін: монографія. Житомир: ТОВ «Видавничий дім “Бук-Друк”».
30. Zamula, I., Shavurska, O., & Kireitseva, H. (2024). Sustainable Development of Ukraine as an Innovative Approach to Its Post-War Recovery. *Science and Innovation*, 20(3), 3–16. DOI: <https://doi.org/10.15407/scine20.03.003>
31. Скиба, Г. В., Кірейцева, Г. В., Герасимчук, О. Л., Циганенко-Дзюбенко, І. Ю., & Хоменко, С. В. (2024). Визначення та прогнозування вмісту есенціальних важких металів у поверхневих

водах урбанізованих ділянок річки Тетерів (Житомир). Слобожанський науковий вісник. Серія: Природничі науки 2024., Вип. 2, 50–57. DOI: <https://doi.org/10.32782/naturalspu/2024.2.7>

32. Tsyhanenko-Dziubenko, I., Kireitseva, H., & Araújo, J. (2024). Physiological and biochemical biomarkers of macrophyte resilience to military-related toxic stressors. *Environmental Problems*, 9, 227–234. DOI: <https://doi.org/10.23939/ep2024.04.227>

33. Кірейцева, Г., Герасимчук, О., Скиба, Г., Хоменко, С., & Циганенко-Дзюбенко, І. (2024). Біоіндикаційна оцінка екологічного стану р. Кам'янка в м.Житомирі за допомогою MIR-індексу. Вісник Кременчуцького Національного університету імені Михайла Остроградського. – Кременчук: КрНУ, Випуск 3(146), 58–65. DOI: <https://doi.org/10.32782/1995-0519.2024.3.8>

34. Кірейцева, Г. В. (2024). Значення екологічної інформації для стійкого розвитку України. Екологічні науки, Вип. № 2(53), 248–253. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.2-53.34>

35. Кірейцева, Г., Циганенко-Дзюбенко, І., Замула, І., & Демчук, Л. (2024). Аналіз стану та моніторинг поверхневих водних об'єктів Чернігівської області. Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського, (Випуск 1(144)), 58–65. DOI: <https://doi.org/10.32782/1995-0519.2024.1.11>

36. Замула, І. В., Кірейцева, Г. В., Хоменко, С. В., & Устименко, В. І. (2024). Оцінка ефективності міжнародної співпраці України у сфері екологічного менеджменту та аудиту: критичний аналіз підходів. Науковий вісник Вінницької академії безперервної освіти. Серія «Екологія. Публічне управління та адміністрування», (2 (6)), 49–56. DOI: <https://doi.org/10.32782/2786-5681-2024-2.06>

37. Хоменко, С. В., Бельмега, І. В., Кірейцева, Г. В., & Хрутьба, В. О. (2024). Роль фітоінвазії для природного біорізноманіття заповідних територій України. Екологічні науки, (1 (52), Том 2), 94–99. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.1-52.2.18>

38. Кірейцева, Г. В., Хоменко, С. В., Устименко, В. І., Андрєєва, О. Ю., & Палій, О. В. (2023). Звітність підприємств зі стійкого розвитку як інструмент розвитку екологічної відповідальності. Екологічні

науки, (Вип. № 6(51)), 18–24. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.6-51.3>

39. Циганенко-Дзюбенко, І. Ю., Кірейцева, Г. В., Демчук, Л. І., Скиба, Г. В., & Вовк, В. М. (2023). Оцінка стану та фіторе mediaційного потенціалу антропогенно трансформованих гідро екосистем Малинщини. Екологічні науки, (Вип. 5 (50)), 81–87.

40. Циганенко-Дзюбенко, І., & Кірейцева, Г. (2023). Фізіолого-біохімічні механізми стійкості *Planorbarius Corneus* L. до впливу хімічних стресорів війни. Науковий вісник Вінницької академії безперервної освіти. Серія «Екологія. Публічне управління та адміністрування», (№ 4), 18–25. DOI: <https://doi.org/10.32782/2786-5681-2023-4.03>

41. Циганенко-Дзюбенко, І., Хом'як, І., & Кірейцева, Г. (2023). Моделювання динаміки водних і прибережно-водних рослинних угруповань у пост-мілітарних умовах. Проблеми хімії та сталого розвитку, (Випуск 2), 26–37. DOI: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2023-2-7>

42. Демчук, Л., Кірейцева, Г., Циганенко-Дзюбенко, І., & Вовк, В. (2023). Концепція екологічної безпеки держави в контексті сталого розвитку та євроінтеграції. Проблеми хімії та сталого розвитку, (Випуск 2), 26–37. DOI: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2023-2-7>

43. Пацева, І. Г., Алпатова, О. М., Демчук, Л. І., Кірейцева, Г. В., & Левицький, В. Г. (2022). Сучасний стан навколишнього природного середовища в умовах впливу війни. Науково-практичний журнал, (Вип. 4 (43)), 19–22. DOI: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2023-1-1>

44. Герасимчук, О., Кірейцева, А., & Мельниченко, І. (2020). Критерії та показники оцінки якості підготовки фахівців з екології. Нові технології навчання, (94), 71–76.

45. Davydova, I. V, Korbut, M., & Kireitseva, H. V. (2021). Recommendations for studying of features of implementation of European Union standards in the sphere of environmental protection in Ukraine. Ecological Sciences, 35, 132–136. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.2-35.23>

46. Кірейцева, Г. В. (2024). Вимоги до технічних засобів автоматизованої системи вимірювання гідрохімічних параметрів поверхневих вод із застосуванням IoT-технологій. *Технічна інженерія*, (2 (94)), 215–223. DOI: [https://doi.org/10.26642/ten-2024-2\(94\)-215-223](https://doi.org/10.26642/ten-2024-2(94)-215-223)
47. Kapelista, I., Kireitseva, H., Tsyhanenko-Dziubenko, I., Khomenko, S., & Vovk, V. (2024). Review of Innovative Approaches for Sustainable Use of Ukraine's Natural Resources. *Grassroots Journal of Natural Resources*, 7, s378–s395. DOI: <https://doi.org/10.33002/nr2581.6853.0703ukr19>
48. Циганенко-Дзюбенко, І., Кірейцева, Г., Герасимчук, О., Скиба, Г., & Хоменко, С. (2024). Антропогенний вплив війни на водні ресурси: аналіз та потенційні шляхи відновлення. *Проблеми хімії та сталого розвитку*, 51–59. DOI: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2024-3-7>
49. Kireitseva, H., Demchyk, L., Paliy, O., & Kahukina, A. (2023). Toxic impacts of the war on Ukraine. *International Journal of Environmental Studies*, 80, 1–10. DOI: <https://doi.org/10.1080/00207233.2023.2170582>
50. Kireitseva, H., Šerevičienė, V., Khrutba, V., & Zamula, I. (2024). Internal and external factors of use and conservation of water resources in Zhytomyr region. *Environmental Problems*, 9, 43–50. DOI: <https://doi.org/10.23939/ep2024.01.043>
51. Кірейцева, Г. В., Циганенко-Дзюбенко, І. Ю., Герасимчук, О. Л., Скиба, Г. В., & Хоменко, С. В. (2024). GAP-аналіз водокористування у контексті запобігання евтрофікації річки Тетерів в межах урбоєкосистеми м. Житомира. *Екологічні науки*, Вип. 4(55), 53–58. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.4-55.9>
52. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. (2021). *Національна доповідь про стан водних ресурсів України, 2021*. Київ.
53. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» № 1264-XII від 25.06.1991. (1991). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1264-12#Text>.
54. Томільцева, А. І., Яцик, А. В., Мокін, В. Б., & та ін. (2017). *Екологічні основи управління водними ресурсами*. Київ.

55. Young, G., Demuth, S., Mishra, A., & Cudennec, C. (2015). Hydrological sciences and water security: An overview. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 366, 1–9. DOI: <https://doi.org/10.5194/piahs-366-1-2015>
56. Хільчевський, В., & Забокрицька, М. (2021). Хімічний аналіз та оцінка якості природних вод: навч. посібник. Луцьк Вежа-Друк 2021.
57. Morin, S., & Artigas, J. (2023). Twenty Years of Research in Ecosystem Functions in Aquatic Microbial Ecotoxicology. *Environmental toxicology and chemistry*, 42. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.5708>
58. Бедункова, О., & Кузнєцов, П. (2024). Оцінка впливу на навколишнє середовище аналітичних процедур вимірювання макрокомпонентного складу поверхневих вод. *Bulletin National University of Water and Environmental Engineering*, 2, 3–15. DOI: <https://doi.org/10.31713/vs220241>
59. Бондар, О. І., Машков, О. А., & Міхеєв, В. С. (2020). Системний підхід щодо створення системи підтримки екологічних рішень для забезпечення екологічної безпеки держави/Екологічні науки: науково-практичний журнал. К.: ДЕА, (3), 30.
60. Зеркалов, Д. В. (2007). Екологічна безпека: управління, моніторинг, контроль. Посібник. К.: КНТ, Дакор, Основа.
61. Kireitseva, H., Šerevičienė, V., Zamula, I., & Khrutba, V. (2024). Internal and external factors of use and conservation of water resources in Zhytomyr region.
62. Бондар, О. І., Загороднюк, К. Ю., Третьяков, С. В., & Загороднюк, Ю. В. (2023). Основи водозабезпечення територій з дефіцитом водних ресурсів з урахуванням принципів раціонального природокористування (на прикладі Коблівської ОТГ). В: Науково-практичний журнал “Екологічні науки”. Київ, (5), 50.
63. Європейський Парламент і Рада ЄС. Директива Європейського Парламенту і Ради 2000/60/ЄС від 23 жовтня 2000 року про встановлення рамок заходів Співтовариства в галузі водної політики. , Офіційний вісник Європейського Союзу 1–73 (2000). URL:

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>.

64. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. (2023). Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2023 році.

65. Верховна Рада України. Закон України “Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року” (2019). <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19>.

66. Караїм, О. А. (2024). Управління водними ресурсами: методичні вказівки до практичних робіт (р. 20). Луцьк: Волинський національний університет імені Лесі Українки.

67. Приходько, А. (2024). Сучасні технології управління водними ресурсами в умовах зміни клімату. In Роль меліорації та водного господарства у забезпеченні сталого розвитку сільського господарства. Матеріали VI міжнародної науково-практичної конференції молодих вчених 10 жовтня 2024 року (р. 4). DOI: <https://doi.org/10.31073/mivg202403>.

68. Madzhd, S., & Nychyk, O. (2024). Environmental sustainability: biotic potential of hydroecosystems. In European dimensions of sustainable development : VI International conference, May 15-17 (р. 38). Kyiv.

69. Застосування екологічних податків в Україні: проєкт UA2008-01. (2022). URL: <https://ces.org.ua/environmental-taxes-in-ukraine-policy-brief/>.

70. Екологічні податки України. Інформація щодо сплати до Зведеного бюджету України по платниках - суб'єктах природних монополій та платників рентної плати за користування надрами. (n.d.). URL: <https://www.saveecobot.com/analytics/ecotaxes>.

71. Циганенко-Дзюбенко, І., Кірейцева, Г., Герасимчук, О., Скиба, Г., & Хоменко, С. (2024). Антропогенний вплив війни на водні ресурси: аналіз та потенційні шляхи відновлення.

72. Mikheev, A., Lapan, O., & Madzhd, S. (2018). Development of a New Method of Garment Filtering Purification of Water Objects of

Chrome (VI). *Journal of Water Chemistry and Technology*, 40, 157–159.
DOI: <https://doi.org/10.3103/S1063455X18030074>

73. Carpenter, S. R., Stanley, E. H., & Vander Zanden, M. J. (2011). State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual review of Environment and Resources*, 36(1), 75–99.

74. Rapport, D. J. (1999). On the transformation from healthy to degraded aquatic ecosystems. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 2(2), 97–103.

75. Häder, D.-P., & Barnes, P. W. (2019). Comparing the impacts of climate change on the responses and linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 682, 239–246.

76. Alpatova, O., Maksymenko, I., Patseva, I., Khomiak, I., & Gandziura, V. (2022). Hydrochemical state of the post-military operations water ecosystems of the Moschun, Kyiv region. In 16th International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment (Vol. 2022, pp. 1–5). European Association of Geoscientists & Engineers.

77. Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual review of Ecology and Systematics*, 32(1), 333–365.

78. Водна рамкова директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. (2006). Київ.

79. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. (2021). Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України від 31.03.2021 № 372.

80. Carpenter, S. R., Stanley, E. H., & Vander Zanden, M. J. (2011). State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual review of Environment and Resources*, 36(1), 75–99.

81. Mitryasova, O., Pohrebennyk, V., Petrov, O. S., Bezsonov, Y., & Smyrnov, V. M. (2021). Environmental water security policy in the EU, Ukraine and other developing countries. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, 125–130. DOI: <https://doi.org/10.33271/nvngu/2021-2/125>

82. ISO 5667-1:2020. Water quality — Sampling. Part 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques. (2020).

83. EN 14614:2020. Water quality - Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers. (2020).

84. Van Dijk, A., & Renzullo, L. J. (2011). Water resource monitoring systems and the role of satellite observations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(1), 39–55.

85. Ighalo, J. O., Adeniyi, A. G., & Marques, G. (2021). Artificial intelligence for surface water quality monitoring and assessment: a systematic literature analysis. *Modeling Earth Systems and Environment*, 7(2), 669–681.

86. Vîlcu, C., Voicu, G., Paraschiv, G., Manole, E. S., Lehr, C., Nedeia, A., & Borzea, C. I. (2014). System for dynamic monitoring and warning in case of ecological risk for surface waters. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 13(7).

87. Mavukkandy, M. O., Karmakar, S., & Harikumar, P. S. (2014). Assessment and rationalization of water quality monitoring network: a multivariate statistical approach to the Kabbini River (India). *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 10045–10066.

88. Tymków, P., Józków, G., Walicka, A., Karpina, M., & Borkowski, A. (2019). Identification of Water Body Extent Based on Remote Sensing Data Collected with Unmanned Aerial Vehicle. *Water*, 11, 338. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11020338>

89. Кабінет Міністрів України. Порядок здійснення державного моніторингу вод, затверджений постановою Кабінету Міністрів України від 19 вересня 2018 р. № 758. (2018). <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/758-2018-%D0%BF#n11>.

90. European Union. (2008). Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32008L0105>.

91. European Union. (2013). Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives

2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32013L0039>.

92. Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України від 31 грудня 2020 року № 410 «Про затвердження програми державного моніторингу вод (в частині діагностичного та операційного моніторингу поверхневих вод)». (n.d.). URL: <https://mepr.gov.ua/documents/pro-zatverdzhennya-program-derzhavnogo-monitoringu-vod/>.

93. Постанова Кабінету Міністрів України від 19.09.2018 № 758 “Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод.” (2018). URL: <https://davr.gov.ua/postanova-kabinetu-ministriv-ukraini-vid-19092018--758-pro-zatverdzhennya-poryadku-zdijsnennya-derzhavnogo-monitoringu-vod>.

94. Наказ Мінприроди від 06.02.2017 р. № 45 “Про затвердження Переліку забруднюючих речовин для визначення хімічного стану масивів поверхневих і підземних вод та екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод.” (2017). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/z0235-17>.

95. Дані державного моніторингу поверхневих вод. (2024). URL: <https://data.gov.ua/dataset/surface-water-monitoring>.

96. Державне агентство водних ресурсів України. Офіційний сайт. Моніторинг поверхневих вод. (2024). URL: <https://www.davr.gov.ua/monitoring-poverhnevih-vod1>.

97. МОНІТОРИНГ ТА ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ВОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ. Державне агентство водних ресурсів України. (n.d.). URL: <http://monitoring.davr.gov.ua/EcoWaterMon/GDKMap/Index>.

98. ДСТУ ISO/IEC 17025:2017. Загальні вимоги до компетентності випробувальних та калібрувальних лабораторій (ISO/IEC 17025:2017, IDT). (2017).

99. Bain, R. E. S., Gundry, S. W., Wright, J. A., Yang, H., Pedley, S., & Bartram, J. K. (2012). Accounting for water quality in monitoring access to safe drinking-water as part of the Millennium Development Goals:

lessons from five countries. *Bulletin of the World Health Organization*, 90, 228–235.

100. Crocker, J., & Bartram, J. (2014). Comparison and cost analysis of drinking water quality monitoring requirements versus practice in seven developing countries. *International journal of environmental research and public health*, 11(7), 7333–7346.

101. Bartram, J., Brocklehurst, C., Fisher, M. B., Luyendijk, R., Hossain, R., Wardlaw, T., & Gordon, B. (2014). Global monitoring of water supply and sanitation: history, methods and future challenges. *International journal of environmental research and public health*, 11(8), 8137–8165.

102. Danert, K. (2015). Messy, varied, and growing: country-led monitoring of rural water supplies. *From Infrastructure to Services: Trends in Monitoring Sustainable Water, Sanitation and Hygiene Services*. Practical Action Publishing, Rugby, UK.

103. Aertgeerts, R. (2009). Progress and challenges in water and sanitation. *Desalination*, 248(1–3), 249–255.

104. Pahl-Wostl, C. (2007). Transitions Towards Adaptive Management of Water Facing Climate and Global Change. *Water Resources Management*, 21, 49–62. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9040-4>

105. Ramachandran, R., Ramachandran, P., Lowry, K., Kremer, H., & Lange, M. (2014). Improving science and policy in managing land-based sources of pollution. *Environmental Development*, 11. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2014.02.002>

106. Bogardi, J., Dudgeon, D., Lawford, R., Flinkerbusch, E., Meyn, A., Pahl-Wostl, C., ... Vörösmarty, C. (2012). Water security for a planet under pressure: Interconnected challenges of a changing world call for sustainable solutions. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4, 35–43. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2011.12.002>

107. Fölster, J., Futter, M., & Wilander, A. (2014). The Swedish monitoring of surface waters: 50 years of adaptive monitoring. *Ambio*, 43 Suppl 1, 3–18. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0558-z>

108. Espigares, T., Zafra-Calvo, N., & Rodriguez, M. (2008). What do we call Adaptive Management? A general characterization from a global sample. *Web Ecology*, 8, 1–13. DOI: <https://doi.org/10.5194/we-8-1-2008>

109. Borja, Á., Elliott, M., Carstensen, J., Heiskanen, A.-S., & van de Bund, W. (2010). Marine management—towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Marine pollution bulletin*, 60(12), 2175–2186.
110. Carvalho, L., Mackay, E., Cardoso, A., Baattrup-Pedersen, A., Birk, S., Blackstock, K., ... Solheim, A. (2018). Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of The Total Environment*, 658. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.255>
111. Fritsch, O. (2017). Integrated and adaptive water resources management: exploring public participation in the UK. *Regional Environmental Change*, 17, 1933–1944.
112. Ohlson, D. W. (1999). Exploring the application of adaptive management and decision analysis to integrated watershed management. Retrieved from <https://open.library.ubc.ca/collections/831/items/1.0089039>
113. Ravesteijn, W., Song, X., & Wennersten, R. (2009). The 2000 EU Water Framework Directive and Chinese Water Management: Experiences and Perspectives. *WIT Transactions on Ecology and the Environment* (Vol. 124). DOI: <https://doi.org/10.2495/RM090041>
114. Mishra, B., Kumar, P., Chakraborty, S., & Gautam, A. (2021). Water Security in a Changing Environment: Concept, Challenges and Solutions. *Water*, 13. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13040490>
115. Nguyen, T. T., Ngo, H., Guo, W., Ren, N.-Q., Li, G., Ding, J., & Liang, H. (2018). Implementation of a specific urban water management - Sponge City. *Science of The Total Environment*, 652. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.168>
116. Nti, E. K., Cobbina, S., Attafuah, E., Senanu, L., Amenyeku, G., Gyan, M., ... Safo, A.-R. (2023). Water pollution control and revitalization using advanced technologies: Uncovering artificial intelligence options towards environmental health protection, sustainability and water security. *Heliyon*, 9, e18170. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e18170>
117. Kumar, V., Parihar, R., Sharma, A., Bakshi, P., Sidhu, G. P. S., Bali, A., ... Rodrigo-Comino, J. (2019). Global evaluation of heavy metal content in surface water bodies: A meta-analysis using heavy metal pollution

indices and multivariate statistical analyses. *Chemosphere*, 236, 124364. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124364>

118. Akhtar, D., Izzuddin, M., Ishak, S., Bhawani, S., & Umar, K. (2021). Various Natural and Anthropogenic Factors Responsible for Water Quality Degradation: A Review. *Water*, 13. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13192660>

119. Brenna, A., Surian, N., & Mao, L. (2021). Alteration of gravel-bed river morphodynamics in response to multiple anthropogenic disturbances: Insights from the sediment-starved Parma River (northern Italy). *Geomorphology*, 389, 107845. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.107845>

120. Brenna, A., Surian, N., & Mao, L. (2019). Response of A Gravel - Bed River To Dam Closure: Insights From Sediment Transport Processes And Channel Morphodynamics. *Earth Surface Processes and Landforms*, 45. DOI: <https://doi.org/10.1002/esp.4750>

121. Dazzi, S., Vacondio, R., & Mignosa, P. (2021). Flood Stage Forecasting Using Machine-Learning Methods: A Case Study on the Parma River (Italy). *Water*, 13, 1612. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13121612>

122. Ogilvie, A., Belaud, G., Massuel, S., Mulligan, M., Le Goulven, P., & Calvez, R. (2018). Surface water monitoring in small water bodies: potential and limits of multi-sensor Landsat time series. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22, 4349–4380. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-22-4349-2018>

123. Jakovljević, G., Govedarica, M., & Alvarez-Taboada, F. (2018). Waterbody mapping: a comparison of remotely sensed and GIS open data sources. *International Journal of Remote Sensing*, 39. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1538584>

124. Пиріков, О. В., Чумаченко, С. М., & Яковлев, Є. О. (2022). Геоінформаційний системний підхід до аналізу впливу збройних конфліктів на екологічний стан навколишнього природного середовища. *Екологічна безпека та природокористування*, 41(1), 5–17.

125. Mueller, N., Lewis, A., Roberts, D., Melrose, R., Sixsmith, J., Lymburner, L., ... Ip, A. (2015). Water Observations from Space: Mapping Surface Water from 25 Years of Landsat Imagery Across Australia. *Remote*

Sensing of Environment, 174. DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.11.003>

126. Wang, X., & Xie, H. (2018). A Review on Applications of Remote Sensing and Geographic Information Systems (GIS) in Water Resources and Flood Risk Management. *Water*, 10, 608. DOI: <https://doi.org/10.3390/w10050608>

127. Musa, Z., Popescu, I., & Mynett, A. (2015). A review of applications of satellite SAR, optical, altimetry and DEM data for surface water modelling, mapping and parameter estimation. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 12, 4857–4878. DOI: <https://doi.org/10.5194/hessd-12-4857-2015>

128. Yang, L., Driscoll, J., Sarigai, S., Wu, Q., Lippitt, C., & Morgan, M. (2022). Towards Synoptic Water Monitoring Systems: A Review of AI Methods for Automating Water Body Detection and Water Quality Monitoring Using Remote Sensing. *Sensors*, 22, 2416. DOI: <https://doi.org/10.3390/s22062416>

129. Herndon, K., Muench, R., Cherrington, E., & Griffin, R. (2020). An Assessment of Surface Water Detection Methods for Water Resource Management in the Nigerien Sahel. *Sensors*, 20, 431. DOI: <https://doi.org/10.3390/s20020431>

130. Chang, N.-B., Imen, S., & Vannah, B. (2015). Remote Sensing for Monitoring Surface Water Quality Status and Ecosystem State in Relation to the Nutrient Cycle: A 40-Year Perspective. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.829981>

131. Earth Explorer USGS. (2024). URL: <https://earthexplorer.usgs.gov/>.

132. Earth Data NASA. (2024). URL: <https://www.earthdata.nasa.gov/>.

133. HydroATLAS: A Global Compendium of Hydro-environmental Characteristics. (n.d.). URL: <https://www.hydrosheds.org/hydroatlas>.

134. Geoportal of the Emilia-Romagna Region. (n.d.). URL: <https://geoportale.regione.emilia-romagna.it/>.

135. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (n.d.). URL: <https://www.fao.org/home/en/>.
136. McFeeters, S. (1996). The Use of Normalized Difference Water Index (NDWI) in the Delineation of Open Water Features. *International Journal of Remote Sensing - INT J REMOTE SENS*, 17, 1425–1432. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>
137. Tucker, C. (1979). Red and Photographic Infrared Linear Combinations for Monitoring Vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8. DOI: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)
138. Gao, B.-C. (1996). NDWI?A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water from Space. *Remote Sensing of Environment*, 58, 257–266. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)
139. Rouse, J., Haas, R., Schell, J., & Deering, D. (1974). Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. NASA Special Publication, 1.
140. EOS Data Analytics. (2024). URL: <https://eos.com/>.
141. European Climate Data Store. (2024). URL: <https://atlas.climate.copernicus.eu/atlas>.
142. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2024). URL: <https://www.fao.org/home/en/>.
143. Regione Emilia-Romagna Geoportal. (2024). URL: <https://geoportale.regione.emilia-romagna.it/>.
144. ДСТУ (Державний Стандарт України). (2009). ДСТУ ISO 5667-6:2009 “Якість води. Відбирання проб. Настанови щодо відбирання проб води з річок та інших водотоків.”
145. ДСТУ (Державний Стандарт України). (2001). ДСТУ ISO 5667-12:2001 Якість води. Відбирання проб. Частина 12. Настанови щодо відбирання проб донних відкладів (ISO 5667-12:1995, IDT).
146. Міністерство екології та природних ресурсів України. (2003). КНД 211.1.1.106-2003 Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання природних ресурсів. Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі мінекоресурсів).

147. Полетаєва, Л. М., & Сафранов, Т. А. (2005). Моніторинг навколишнього природного середовища: навчальний посібник. ОДЕКУ: Вид-во "Екологія".

148. УкрНДІЕП. (2022). ДСТУ 4077-2001 Якість води. Визначання рН (ISO 10523:1994, MOD) [Національний стандарт України]. Держспоживстандарт України. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=52791.

149. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (1995). КНД 211.1.4.039-95 Методика гравіметричного визначення завислих (суспендованих) речовин в природних і стічних водах гравіметричним методом.

150. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (1995). КНД 211.1.4.023-95 Методика фотометричного визначення нітрит-іонів з реактивом Грісса в поверхневих та очищених стічних водах.

151. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (1995). КНД 211.1.4.027-95 Методика фотометричного визначення нітрат-іонів в поверхневих та стічних водах.

152. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (1995). КНД 211.1.4.021-95 Методика визначення хімічного споживання кисню (ХСК) в поверхневих і стічних водах.

153. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (1995). КНД 211.1.4.024-95 Методика визначення біохімічного споживання кисню після n днів (БСК) в природних і стічних водах титриметричним методом.

154. Технічний комітет стандартизації «Спиртогорілчані виробы, дріжджі». (2004). ДСТУ ISO 5813:2004 Якість води. Визначання розчиненого кисню. Йодометричний метод (ISO 5813:1983, IDT). Національний стандарт України. Держспоживстандарт України. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=52803.

155. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (2001). МВВ 081/12-0004-01 Методика

виконання вимірювань масової концентрації хлоридів методом аргентометричного титрування.

156. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (1995). КНД 211.1.4.026-95 Методика турбідиметричного визначення сульфат-іонів в очищених стічних водах.

157. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (2002). МВВ 081/12-0020-01 Поверхневі води. Методика виконання вимірювань кольоровості фотометричним методом.

158. ДСанПіН 2.2.4-171-10: Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. (n.d.).

159. ДСТУ 7525:2014 Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. Для прісних вод. (2014).

160. Порядок здійснення державного моніторингу вод, затверджений постановою Кабінету Міністрів України від 19 вересня 2018 р. № 758. (2018).

161. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (2003). МВВ 081/12-0109-03 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика визначення масової концентрації сухого залишку (розчинених речовин) гравіметричним методом.

162. Міністерство екології та природних ресурсів України. (2002). МВВ 081/12-0005-01 Поверхневі та очищені стічні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації розчинених ортофосфатів фотометричним методом.

163. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (2004). МВВ 081/12-0106-03 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації амоній-іонів фотоколориметричним методом з реактивом Неслера. Зі зміною № 1.

164. ДСТУ (Державний Стандарт України). (2017). ДСТУ ISO 10359-1:2017 Якість води. Визначення фториду. Частина 1. Електрохімічний метод для питної та слабкозабрудненої води (ISO 10359-1:1992, IDT).

165. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (1995). КНД 211.1.4.017-95. Методика екстракційно-фотометричного визначення аніонних поверхнево-активних речовин (АПАР) з метиленовим блакитним у природних та стічних водах.

166. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (2003). МВВ 081/12-0119-03 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації летких з паром фенолів з використанням 4-аміноантипірину.

167. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (2009). МВВ 081/12-0645-09 Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації нафтопродуктів гравіметричним методом.

168. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (2006). МВВ 081/12-0314-06 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації ціанідів фотоколориметричним методом.

169. ДСТУ (Державний Стандарт України). (2003). ДСТУ ISO 6332:2003 Якість води. Визначання заліза. Спектрофотометричний метод з використанням 1,10-фенантроліну (ISO 6332:1988, IDT).

170. ДСТУ (Державний Стандарт України). (2019). ДСТУ ГОСТ 4974:2019 Вода питна. Методи визначення масової концентрації марганцю (ГОСТ 4974-72, IDT).

171. ДСТУ (Державний Стандарт України). (2014). ДСТУ 7525:2014 Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості.

172. ДСТУ (Державний Стандарт України). (2017). ДСТУ ISO 18412:2017 Якість води. Керівні принципи для визначення хрому методом атомної абсорбції (ISO 18412:2005, IDT).

173. ДСТУ (Державний Стандарт України). (2014). ДСТУ 7525:2014 Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості.

174. Braun-Blanquet, J. (1932). Plant sociology. The study of plant communities.

175. Hennekens, S. (2009). Turboveg for Windows. 1998–2007. Version 2. Wageningen: Inst. voor Bos en Natuur.

176. Бедункова, О. О. (2020). Дослідження екологічної безпеки водних екосистем. Лабораторний практикум: навч. посіб. . Рівне: НУВГП.

177. Офіційний посібник користувача фотометра для вимірювання якості води eXact iDip. (2023). URL: <https://site.jjstech.com/pdf/ITS/iDip%20Instruction%20Manual.pdf>.

178. Vlasenko, Y. (2019). Integrated Spatial Planning for Amalgamated Hromadas. <https://hromada.canactions.com/instruments/>. DOI: <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.18952.70400>

179. Foresight of the geopolitical and security situation in the energy sector of Ukraine for the time horizon 2025-2030. (2023). Analysis of the factors influencing the geopolitical and security situation in the energy sector of Ukraine on the time horizon up to 2025. URL: <https://jace-dev-express.molfar.stream/design/energy#/swot-ES-2025-1> .

180. Komaragiri, S. R., & Duckstein, L. (2004). Integrated application of cluster and multicriterion analysis for ranking water resources planning strategies: A case study in Spain. *Journal of Hydroinformatics*, 6. DOI: <https://doi.org/10.2166/hydro.2004.0022>

181. Pereira, M., Cavalheri, P., Constantino, M., & Magalhães Filho, F. J. (2019). A multivariate statistical approach to the integration of different land-uses, seasons, and water quality as water resources management tool. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7647-1>

182. Fabbrocino, S., Rainieri, C., Paduano, P., & Ricciardi, A. (2019). Cluster analysis for groundwater classification in multi-aquifer systems based on a novel correlation index. *Journal of Geochemical Exploration*, 204. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.05.006>

183. Gu, Q., Wang, K., Li, J., Ma, L., Deng, J., Zheng, K., ... Sheng, L. (2015). Spatio-Temporal Trends and Identification of Correlated Variables with Water Quality for Drinking-Water Reservoirs. *International journal of environmental research and public health*, 12, 13179–13194. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph121013179>

184. Maruyama, T., Kawachi, T., & Singh, V. (2005). Entropy-based assessment and clustering of potential water resources availability. *Journal of Hydrology*, 309, 104–113. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.11.020>
185. Zysk, E., Dawidowicz, A., Zrobek, S., & Żróbek, R. (2020). The concept of a geographic information system for the identification of degraded urban areas as a part of the land administration system - A Polish case study. *Cities*, 96, 102423. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.102423>
186. Volk, R., Rambhia, M., Naber, E., & Schultmann, F. (2022). Urban Resource Assessment, Management, and Planning Tools for Land, Ecosystems, Urban Climate, Water, and Materials—A Review. *Sustainability Science*, 14. DOI: <https://doi.org/10.3390/su14127203>
187. Miltchev, R., Shuleva, N., & Milchev, G. (2022). Optimizing the processing of large amounts of spatial data related to the ecosystem water service provided by forest territories. *Acta Scientifica Naturalis*, 9, 10–24. DOI: <https://doi.org/10.2478/asn-2022-0018>
188. Godwyll, J., & Geomatic, B. (2022, November 23). Participatory GIS for inland water cadastre: case of Densuano, Koforidua, Ghana.
189. Pecar-Ilic, J., & Ruzic, I. (2006). Application of GIS and Web technologies for Danube waterway data management in Croatia. *Environmental Modelling & Software*, 21, 1562–1571. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.05.003>
190. Mika, M., Siejka, M., Leń, P., & Stręk, Ż. (2016). The concept of using the water cadastre databases components for the construction of multi-dimensional cadastre in Poland. *Survey Review*, 50. DOI: <https://doi.org/10.1080/00396265.2016.1263180>
191. Waziri, B. A. (2024). The Potentials of Geodatabase in the development control Process of the Department of Development Control Abuja Metropolitan Management Council. PhD thesis, AUST.
192. Верховна Рада України. Про топографо-геодезичну і картографічну діяльність. (1998). Закон України від 23.12.1998 р. №

353-XIV : станом на 27 груд. 2024 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/353-14#Text>.

193. Верховна Рада України. Про затвердження Порядку ведення Державного земельного кадастру. (2012). Постанова Кабінету Міністрів України від 17.10.2012 р. № 1051 : станом на 10 серп. 2024 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1051-2012-п#Text> .

194. ДБН В.1.3-2:2010. Геодезичні роботи у будівництві. (2010). URL: https://e-construction.gov.ua/laws_detail/3199637436816688486?doc_type=2.

195. ДСТУ 8774:2018. Географічна інформація. Правила моделювання геопросторових даних. (2018). URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page.html?id_doc=78080.

196. Верховна Рада України. Про затвердження Порядку загальнодержавного топографічного і тематичного картографування. (2013). Постанова Кабінету Міністрів України від 04.09.2013 р. № 661 : станом на 04 вер. 2013 р. . URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/661-2013-п#Text>.

197. ISO 19157:2013. Geographic information — Data quality. (2013). URL: <https://cdn.standards.iteh.ai/samples/32575/cfc99e628ec6449c8a657df4061a0c7b/ISO-19157-2013.pdf>.

198. Верховна Рада України. Про національну інфраструктуру геопросторових даних. (2020). Закон України від 13.04.2020 р. № 554-IX : станом на 13 квіт. 2020 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/554-20#Text>.

199. Верховна Рада України. Водний кодекс України. (1995). Закон України від 06.06.1995 р. № 213/95-ВР: станом на 15 листоп. 2024 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-вр#Text>.

200. Верховна Рада України. Земельний кодекс України. (2001). Закон України від 25.10.2001 р. № 2768-III : станом на 15 листоп. 2024 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2768-14#Text>.

201. Верховна Рада України. Про землеустрій. (2003). Закон України від 22.05.2003 р. № 858-IV : станом на 15 листоп. 2024 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/858-15#Text>.

202. Верховна Рада України. Про регулювання містобудівної діяльності. (2011). Закон України від 17.02.2011 р. № 3038-VI: станом на 15 листоп. 2024 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3038-17#Text>.

203. Кабінет Міністрів України. (1996). Постанова Кабінету Міністрів України від 08.05.1996 р. № 486: станом на 24 лип. 2021 р. “Про Порядок визначення розмірів і меж водоохоронних зон та режим ведення господарської діяльності в них.” URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/486-96-п#Text>.

204. Державна служба України з питань геодезії, картографії та кадастру: офіційний веб-портал. (2023). URL: <https://land.gov.ua/>.

205. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. (2024). Керівництво з впровадження принципів ОЕСР з водного врядування на рівні річкових басейнів та місцевому рівні. URL: https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2024/07/Kerivnytstvo-z-vprovadzhennya-pryntsyypiv-OESR-z-vodnogo-vryaduvannya_10_07_2024.docx.

206. Stelmakh, V., Melniichuk, M., Melnyk, O., & Tokarchuk, I. (2023). Hydro-ecological State of Ukrainian Water Bodies Under the Influence of Military Actions. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 25, 174–187. DOI: <https://doi.org/10.54740/ros.2023.017>

207. Alpatova, O., Tsyhanenko-Dziubenko, I., Patseva, I., Khomiak, I., & Gandziura, V. (2022). Hydrochemical State of the Post-Military Operations Water Ecosystems of the Moschun, Kyiv Region. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2022580145>

208. Берія, В., Шух, А., & Гандзюра, В. (2023). Еколого-фауністичні особливості угруповань зоопланктону, іхтіофауни у річці Ірпінь. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Біологія*, 95, 9–12. DOI: <https://doi.org/10.17721/1728.2748.2023.95.9-12>

209. Gleick, P., Vyshnevskyi, V., & Shevchuk, S. (2023). Rivers and Water Systems as Weapons and Casualties of the Russia-Ukraine War. *Earth's Future*, 11. DOI: <https://doi.org/10.1029/2023EF003910>

210. Величко, С., & Дупляк, О. (2023). Вплив повномасштабної агресії на водні об'єкти як джерела водопостачання. Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки, (45), 5–14. DOI: <https://doi.org/10.32347/2524-0021.2023.45.5-14>

211. Ladyka, M., & Starodubtsev, V. (2022). Water reservoirs and the war in Ukraine: environmental problems. EUREKA: Life Sciences, 36–43. DOI: <https://doi.org/10.21303/2504-5695.2022.002664>

212. Zapototskyi, S., & Holub, Y. (2023). Evaluation of ecosystem services of the city of Chernihiv with the beginning of the full-scale invasion of Russia on the territory of Ukraine. Geography and tourism, 25–30. DOI: <https://doi.org/10.17721/2308-135X.2023.72.25-30>

213. Сайт ТЧН. Оприлюднено детальні мапи бойових дій на Чернігівщині: як наступала та втікала армія Росії. (2023). URL: <https://tsn.ua/ato/oprilyudneni-detalni-mapi-boyovih-diy-na-chernigivschini-yak-nastupala-ta-vtikala-armiya-rosiyi-2104588.html>.

214. Brettschneider, D., Misovic, A., Schulte-Oehlmann, U., Oetken, M., & Oehlmann, J. (2019). Detection of chemically induced ecotoxicological effects in rivers of the Nidda catchment (Hessen, Germany) and development of an ecotoxicological, Water Framework Directive–compliant assessment system. Environmental Sciences Europe, 31. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0190-4>

215. Brack, W., Dulio, V., Ågerstrand, M., Allan, I., Altenburger, R., Brinkmann, M., ... Vrana, B. (2017). Towards the review of the European Union Water Framework Directive : Recommendations for more efficient assessment and management of chemical contamination in European surface water resources.

216. Bald, J., Borja, A., Muxika, I., Franco, J., & Valencia, V. (2006). Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive: A case-study from the Basque Country (Northern Spain). Marine pollution bulletin, 50, 1508–1522. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.019>

217. Nõges, P., Bund, W., Cardoso, A., Solimini, A., & Heiskanen, A.-S. (2009). Assessment of the ecological status of European surface

waters: A work in progress. *Hydrobiologia*, 633, 197–211. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9883-9>

218. Mentzafou, A., Katsafados, P., Papadopoulos, A., & Dimitriou, E. (2023). Hydrological Regime Alteration Assessment in the Context of WFD 2000/60: A European and Global Review. *Sustainability*, 15, 15704. DOI: <https://doi.org/10.3390/su152215704>

219. Poikane, S., Salas, F., Kelly, M., Borja, A., Birk, S., & Bund, W. (2020). European aquatic ecological assessment methods: A critical review of their sensitivity to key pressures. *Science of The Total Environment*, 740, 140075. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140075>

220. Martinez-Haro, M., Beiras, R., Bellas, J., Capela, R., Coelho, J., Lopes, I., ... Marques, J. (2015). A review on the ecological quality status assessment in aquatic systems using community based indicators and ecotoxicological tools: What might be the added value of their combination? *Ecological Indicators*, 48, 8–16. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.024>

221. Masouras, A., Karaouzas, I., Dimitriou, E., Tsirtsis, G., & Smeti, E. (2021). Benthic Diatoms in River Biomonitoring—Present and Future Perspectives within the Water Framework Directive. *Water*, 13, 478. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13040478>

222. Fonseca, E., Renau-Pruñonosa, A., Ibáñez, M., Gracia-Lor, E., Estrela, T., Jiménez, S., ... Morell, I. (2019). Investigation of pesticides and their transformation products in the Júcar River Hydrographical Basin (Spain) by wide-scope high-resolution mass spectrometry screening. *Environmental Research*, 177, 108570. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108570>

223. Sipek, V., Matoušková, M., & Dvorák, M. (2009). Comparative analysis of selected hydromorphological assessment methods. *Environmental monitoring and assessment*, 169, 309–319. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1172-6>

224. Morozova, A. O. (2020). Hydrochemical characteristics r. Stryi and some of its tributaries in the summer-autumn period of observations. *Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*, 55–63. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2020.1.6>

225. Vradii, O. I. (2024). Hydro-ecological assessment of pond water quality. *Taurian Scientific Herald*, 482–488. DOI: <https://doi.org/10.32782/2226-0099.2024.137.57>

226. Козак, В. А., Товмаченко, А. В., & Герцюк, М. М. (2020). Методичні аспекти оцінки стану хімічного забруднення та якості води поверхневих вод України. *Журнал хроматографічного товариства*. DOI: <https://doi.org/10.15407/zht2020.66.033>

227. Konishchuk, V. V, Shumyhai, I., & Martynenko, V. (2023). Ecological and hydrochemical analysis of the rivers Drevlianskyi nature reserve (Ukraine). *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv National University, series Geology. Geography. Ecology*, 336–349. DOI: <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2023-58-25>

228. Yatsiuk, M., Mosiichuk, Y., Matselyuk, Y., & Mosiichuk, A. (2023). Analysis of the hydrochemical regime of the Dnipro reservoirs. *Міжвідомчий тематичний науковий збірник Меліорація і водне господарство*, 66–74. DOI: <https://doi.org/10.31073/mivg202301-354>

229. Vlasova, O., Shevchenko, I., & Kozytskyi, O. (2024). Improving the assessment of the ecological state of surface waters by satellite data. *Міжвідомчий тематичний науковий збірник Меліорація і водне господарство*, 103–111. DOI: <https://doi.org/10.31073/mivg202401-379>

230. Vystavna, Y., Diadin, D., Yuri, V., & Stolberg, F. (2015). Hydrochemical characteristics and water quality assessment of surface and ground waters in the transboundary (Russia/Ukraine) Seversky Donetsk basin. *Environmental earth sciences*, 74. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4060-0>

231. Kovalenko, S., Ponomarenko, R., Tretyakov, O., Titarenko, A., & Ivanov, Y. (2022). Determination of the ecological condition of a surface water object (on the example of the Seim river). *Technogenic and Ecological Safety*, 23–31. DOI: <https://doi.org/10.52363/2522-1892.2022.2.3>

232. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2022 році. (2023). URL: <https://eprdep.zht.gov.ua/Regionalna%20dopovidj%202023.pdf>.

233. Клименко, М., & Бєдункова, О. (2016). Поняття “здоров’я гідроекосистем” у розрізі світової концепції “критичних” навантажень.

In Наукова термінологія нового століття: теоретичні і прикладні виміри. Зб. наук. праць. (pp. 218–222). Рівне: НУВГП.

234. Клименко, М. О., & Бедункова, О. О. (2016). Технології «in situ» як засіб регіонального екологічного контролю водного середовища. In Вода: проблеми та шляхи вирішення: зб. статей наук.-практ. конф. з міжнар. участю, м. Рівне, 6–8 липня 2016 р. (pp. 90–96). Житомир: ЖДУ ім. І. Франка.

235. Shumilova, O., Tockner, K., Sukhodolov, A., Khilchevskiy, V., De Meester, L., Stepanenko, S., ... Gleick, P. (2023). Impact of the Russia–Ukraine armed conflict on water resources and water infrastructure (2023). *Nature Sustainability*, 6. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41893-023-01068-x>

236. Trokhymenko, G., Litvak, S., Litvak, O., Andreeva, A., Rabich, O., Chumak, L., ... Sopov, D. (2023). Assessment of iron and heavy metals accumulation in the soils of the combat zone. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5, 6–16. DOI: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2023.289289>

237. Khomiak, I. V., Harbar, O. V., Demchuk, N. S., Kotsiuba, I. Y., & Onyshchuk, I. P. (2019). Above-ground phytomass dynamics in autogenic succession of an ecosystem. *Forestry ideas*, 25(1), 136–146.

238. Khomyak, I. V. (2013). Phytoindication analysis transformation processes in wetlands. *Nature Reserves in Ukraine*, 19(1), 38–42.

239. Khomiak, I. V., Zarichna, M. S., Demchuk, N. S., Kostiuk, V. S., Vasylenko, O. M., Vlasenko, R. P., & Harbar, D. A. (2021). The influence of flow regulation on the dynamics of ecosystems of the Lisna River (Zhytomyr Region). *Ecological sciences*, 2(35), 45–48.

240. Valiela, I., Collins, G., Kremer, J., Lajtha, K., Geist, M., Seely, B., ... Sham, C. H. (1997). Nitrogen Loading From Coastal Watersheds to Receiving Estuaries: New Method and Application. *Ecological Applications* - *ECOL APPL*, 7, 358–380. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0358:NLFCWT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0358:NLFCWT]2.0.CO;2)

241. Kopylov, V., & Popovych, V. (2024). Environmental monitoring of heavy metal content in the hydrographic network of a large city river. *Water Supply*, 24. DOI: <https://doi.org/10.2166/ws.2024.241>

242. Seliverstova, T., Stanchyts, A., & Stanchic, G. (2020). Фрактальні дослідження річки Дніпро. Системні технології, 5(130), 65–70.
243. Gupta, T., & Kesarwani, C. (2022). Rivers as Lifeline of Urbanization- An Environmental Case Analysis. International Journal of Advance Research and Innovation, 10, 1–9. DOI: <https://doi.org/10.51976/ijari.1012201>
244. Wolf, S., Esser, V., Schüttrumpf, H., & Lehmkuhl, F. (2021). Influence of 200 years of water resource management on a typical central European river. Does industrialization straighten a river? Environmental Sciences Europe, 33. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00460-8>
245. Trus, I. M., Gomelya, M. D., Makarenko, I. M., Khomenko, A. S., & Trokhymenko, G. G. (2020). The study of the particular aspects of water purification from the heavy metal ions using the method of nanofiltration. Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu, 117–123. DOI: <https://doi.org/10.33271/nvngu/2020-4/117>
246. Чумаченко, С. М., Яковлев, Є. О., Пиріков, О. В., & Парталян, А. С. (2022). Особливості реалізації мережі екологічного моніторингу бойових дій для Збройних Сил України. Екологічна безпека та природокористування, 42(2), 23–34.
247. Мінекоресурсів України. (2022). Керівний нормативний документ. Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів). КНД 211.1.1.106.2003. Київ.
248. Державна служба статистики України. (2022). Чисельність наявного населення України на 1 січня 2022 року. Київ.
249. Cloete, N., Malekian, R., & Nair, L. (2016). Design of Smart Sensors for Real-Time Water Quality Monitoring. IEEE Access, 4, 1. DOI: <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2016.2592958>
250. Roy, A., Mukhopadhyay, S., & Roy, S. (2022). IoT Based Real-Time Spring Water Quality Monitoring System. DOI: <https://doi.org/10.1109/PCEMS55161.2022.9807932>
251. Budiarti, R. P. N., Tjahjono, A., Hariadi, M., & Purnomo, M. H. (2019). Development of IoT for automated water quality monitoring system.

In 2019 International Conference on Computer Science, Information Technology, and Electrical Engineering (ICOMITEE) (pp. 211–216). IEEE. DOI: <https://doi.org/10.1109/ICOMITEE.2019.8920900>

252. Pant, D., Bhatt, A., Khan, M., Nautiyal, O. P., & Adhikari, P. (2019). Automated IoT based smart water quality assessment system. In 2019 8th International Conference System Modeling and Advancement in Research Trends (SMART) (pp. 98–104). IEEE. DOI: <https://doi.org/10.1109/SMART46866.2019.9117271>

253. Yasruddin, M. L., Ismail, M. A. H., Husin, Z., & Tan, W. K. (2022). Development of Automated Real-Time Water Quality Monitoring and Controlling System in Aquarium. In 2022 IEEE 12th Symposium on Computer Applications & Industrial Electronics (ISCAIE) (pp. 241–245). IEEE. DOI: <https://doi.org/10.1109/iscaie54458.2022.9794472>

254. Nazarov, N., Cook, H., & Woodgate, G. (2004). Water pollution in Ukraine: The search for possible solutions. *Water Resources Development*, 20, 205–218. DOI: <https://doi.org/10.1080/0790062042000206110>

255. Зоріна, О. В. (2018). Наукове обґрунтування удосконалення методики еколого-гігієнічного моніторингу якості питних і природних вод. *Довкілля та здоров'я*, (2 (87)), 29–35. DOI: <https://doi.org/10.32402/DOVKIL2018.02.029>

256. Khilchevskiy, V. (2021). Моніторинг вод в Україні: методи оцінювання якості води для різних цілей у зв'язку зі змінами нормативної бази (2014-2021 pp.). *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, (№3(61)), 6–19. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2021.3.1>

257. Yermolenko, V., Hafurova, O., Deineha, M., Novak, T., Temnikova, A., & Naidansuren, E. (2021). Quality of drinking water in rural areas: problems of legal environment. *E3S Web of Conferences*, 280, 09022. DOI: <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202128009022>

258. Alshami, A., Saleh, E., Elsayed, M., Eltoukhy, A., & Zayed, T. (2024). IoT Innovations in Sustainable Water and Wastewater Management and Water Quality Monitoring: A Comprehensive Review of

Advancements, Implications, and Future Directions. IEEE Access, PP, 1. DOI: <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2024.3392573>

259. Højberg, A., Refsgaard, J., Geer, F., Jørgensen, L., & Zsuffa, I. (2007). Use of Models to Support the Monitoring Requirements in the Water Framework Directive. *Water Resources Management*, 21, 1649–1672. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9119-y>

260. Allan, I., Vrana, B., Greenwood, R., Mills, G., Knutsson, J., Holmberg, A., ... Laschi, S. (2006). Strategic monitoring for the European Water Framework Directive. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 25, 704–715. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2006.05.009>

261. Plumejeaud-Perreau, Quinton, E., Pignol, C., Linyer, H., Ancelin, J., Cipièrè, S., ... Bretagnolle, V. (2019). Towards better traceability of field sampling data. *Computers & Geosciences*, 129. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2019.04.009>

262. Slinkard, K., & Singleton, V. (1977). Total Phenol Analysis: Automation and Comparison with Manual Methods. *American Journal of Enology and Viticulture*, 28, 49–55. DOI: <https://doi.org/10.5344/ajev.1974.28.1.49>

263. Nichols, Z., & Geddes, C. (2021). Sample Preparation and Diagnostic Methods for a Variety of Settings: A Comprehensive Review. *Molecules*, 26, 5666. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules26185666>

264. O’Grady, J., Zhang, D., O’Connor, N., & Regan, F. (2021). A comprehensive review of catchment water quality monitoring using a tiered framework of integrated sensing technologies. *Science of The Total Environment*, 765, 142766. DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142766>

265. Banna, M., Imran, S., Francisque, A., Najjaraan, H., Sadiq, R., Rodriguez, M., & Hoorfar, M. (2014). Online Drinking Water Quality Monitoring: Review on Available and Emerging Technologies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.781936>

266. Park, J., Kim, K., & Lee, W. (2020). Recent Advances in Information and Communications Technology (ICT) and Sensor

Technology for Monitoring Water Quality. *Water*, 12, 510. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12020510>

267. Silva, G., Campos, D., Brasil, J., Tremblay, M., Mendiondo, E., & Ghiglieno, F. (2022). Advances in Technological Research for Online and In Situ Water Quality Monitoring—A Review. *Sustainability*, 14, 5059. DOI: <https://doi.org/10.3390/su14095059>

268. Singh, Y., & Walingo, T. (2024). Smart Water Quality Monitoring with IoT Wireless Sensor Networks. *Sensors*, 24, 2871. DOI: <https://doi.org/10.3390/s24092871>

269. Карпенко, М. І., Чумаченко, С. М., & Мошенський, А. О. (2024). Аргументація поєднання БПЛА та БСМ для дистанційного зондування небезпечних речовин. Збірник матеріалів Міжнародної науково-технічної конференції «Перспективи телекомунікацій», 237–239.

270. Білогуров, В. П., Бакланова, В. Ю., & Діяконова, С. О. (2003). Керівні нормативні документи (КНД 211.1.1.106 –2003) «Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів)».

271. Волинські річки перенасичені залізом. Екологи радять не пити сиру водицю – роботом станеш. (2024). URL: https://www.volynnews.com/news/volyn/volynski_richky_perenasycheni_zalizom_ekolohy_radyat_ne_pyty_syr_vodytsyu_robotom_stanesh/.

272. Нітрати в воді. (2024). URL: <https://ecosoft.ua/ua/blog/nitraty-v-vode/>.

273. Jarvie, H., Withers, J., & Neal, C. (2002). Review of robust measurement of phosphorus in river water: Sampling, storage, fractionation and sensitivity. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-6-113-2002>

274. Загальна лужність як властивість води. (2023). URL: <https://ekspertiza.com.ua/uk/tse-korisno-znati/906-zahalna-luzhnist-iaak-vlastyvist-vody>.

275. Фаляхова, А. О. (2018). Водневий показник (рН) природних водойм та чинники, що впливають на його значення. Студентський

вісник Національного університету водного господарства та природокористування, 2(10), 52–55.

276. Чим небезпечне вживання забрудненої аміаком води? Поради науковця. (n.d.). URL: <https://labprice.ua/statti/naukovo-populyarni-statti/chim-nebezpechne-vzhivannya-zabrudnenoyi-amiakom-vodi-poradi-naukovtsya/>.

277. Рудько, Г. І., & Мацієвська, О. О. (2010). Вплив твердості питної води на здоров'я людини. Вісник Національного університету «Львівська політехніка». Сер. Теплоенергетика. Інженерія довкілля. Автоматизація, (677), 17–21.

278. Моніторинг якості води на питних водозаборах у 2017 році. (n.d.). URL: <https://rovrosi.gov.ua/monitoring-jakosti-vodi-na-pitnih-vodozaborah-u-2017-roci.html>.

279. Осадчий, В. І., & Осадча, Н. М. (2011). Кисневий режим поверхневих вод України. Наукові праці українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту.

280. Medina-Ortiz, D., Contreras, S., Quiroz, C., Asenjo, J., & Olivera-Nappa, A. (2020). DMAKit: A user-friendly web platform for bringing state-of-the-art data analysis techniques to non-specific users. *Information Systems*, 93, 101557. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.is.2020.101557>

281. Anselin, L., Kim, Y., & Syabri, I. (2004). Web-Based Analytical Tools for the Exploration of Spatial Data. *Journal of Geographical Systems*, 6, 197–218. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-03647-7_10

282. Carroll, A., Badger, M., & Millar, A. (2010). The MetabolomeExpress Project: Enabling web-based processing, analysis and transparent dissemination of GC/MS metabolomics datasets. *BMC bioinformatics*, 11, 376. DOI: <https://doi.org/10.1186/1471-2105-11-376>

283. Ramirez, F., Dündar, F., Peter, S., Grüning, B., & Manke, T. (2014). DeepTools: A flexible platform for exploring deep-sequencing data. *Nucleic acids research*, 42. DOI: <https://doi.org/10.1093/nar/gku365>

284. Danger, R., Moiteaux, Q., Feseha, Y., Geffard, E., Ramstein, G., & Brouard, S. (2021). FaDA: A web application for regular laboratory data

analyses. PLOS ONE, 16, e0261083. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0261083>

285. Xia, J. (Jeff), Fjell, C., Mayer, M., Pena, O., Wishart, D., & Hancock, R. (2013). INMEX—A web-based tool for integrative meta-analysis of expression data. *Nucleic acids research*, 41. DOI: <https://doi.org/10.1093/nar/gkt338>

286. Система онлайн-моніторингу стану водних артерій Чернігівської області. (n.d.). URL: <https://water-monitoring-wdc-ukraine.hub.arcgis.com/>.

287. Департамент екології та природних ресурсів Житомирської обласної державної адміністрації. (2022). Екологічний паспорт Житомирської області за 2022 рік. URL: <https://eprdep.zht.gov.ua/Екопаспорт%202023.pdf>.

288. Міністерство екології та природних ресурсів України. (2023). Регіональні доповіді про стан навколишнього середовища в Україні. URL: <https://mepr.gov.ua/diyalnist/napryamky/ekologichnyj-monitoring/regionalni-dopovidi-pro-stan-navkolyshnogo-seredovyssha-v-ukrayini/>.

289. Державне агентство водних ресурсів України. (2023). Портал електронних послуг. URL: <https://e-services.davr.gov.ua/>.

290. Портал відкритих даних державного моніторингу. (2023). Моніторинг та екологічна оцінка якості поверхневих вод в Україні. URL: <http://monitoring.davr.gov.ua/EcoWaterMon/GDKMap/Index> Accessed Date: 21 січня 2025 року.

291. Інтегроване просторове планування для об'єднаних територіальних громад. ІНСТРУМЕНТИ. (2018). URL: <https://hromada.canactions.com/instruments/>.

292. Demchyk, L., Kireitseva, H., & Tsyganenko-Dzyubenko, I. (2023). Features of the application of a systematic approach to the determination of the aquatic environment of anthropogenically transformed hydrotopes. In *The 51st International Scientific and Practical Conference* (pp. 12–17). Berlin.

293. ДСТУ (Державний Стандарт України). ДСТУ 8774:2018 Географічна інформація. Правила моделювання геопросторових даних (2018).

294. Житомирська міська рада. (2023). Генеральний план Житомирської міської територіальної громади.

295. Житомирська міська рада. (2022). Концепція інтегрованого розвитку міста Житомир до 2030 року. .

296. Житомирська міська рада. (2023). План сталої міської мобільності м. Житомира.

297. Житомирська міська рада. (2022). План дій зі сталого енергетичного розвитку та клімату Житомирської міської ОТГ до 2030 р.

298. КП “Житомирводоканал.” (2023). Стратегія розвитку КП “Житомирводоканал” до 2030 року.

299. United Nations General Assembly. (2015). Transforming our world: The 2030 Agenda for Sustainable Development (Resolution 70/1).

300. Національна доповідь “Цілі сталого розвитку: Україна.” (2017). Міністерство економічного розвитку і торгівлі України.

301. European External Action Service. (2025). Delegation of the European Union to Ukraine. URL: https://www.eeas.europa.eu/delegations/ukraine_en.

302. European Union and Ukraine. (1998). Partnership and Cooperation Agreement between the European Communities and their Member States and Ukraine. URL: <https://www.kmu.gov.ua/storage/app/sites/1/uploaded-files/ASSOCIATION%20AGREEMENT.pdf>.

303. Government of Ukraine. (2023). Review on EU Law and Approximation of Legislation. URL: <https://www.kmu.gov.ua/storage/app/media/uploaded-files/EU%20Law%20and%20Legal%20Approximation%20Developments%20Review%20for%20Ukraine%20No%202023.pdf>.

304. European Union Delegation to Ukraine. (2022). Joint Strategy of the European Union towards Ukraine. URL: <http://www.delukr.cec.eu.int/en/Data/strategy-ukr.pdf>.

305. Cabinet of Ministers of Ukraine. The Concept of Adaptation of Ukraine to the European Union. , Pub. L. No. N 33 (03/09/99) (1999).

306. Report on the implementation of the Association Agreement between Ukraine and the European Union / Government portal. Official website. (n.d.). URL: <https://www.kmu.gov.ua/en/yevropejska-integraciya/vikonannya-ugodi-pro-asociaciyu/zviti-pro-vikonannya-ugodi-pro-asociaciyu>.

307. Report on the implementation of the Association Agenda and the Association Agreement between Ukraine and the European Union. / Government portal. (n.d.). URL: https://eu-ua.kmu.gov.ua/sites/default/files/imce/2015_annual_aaaag_goei_report_eng.pdf.

308. Joint report on the implementation of the Partnership and Cooperation Agreement between Ukraine and the EU / Government portal. Official website. (n.d.). URL: http://www.eclc.gov.ua/02_pca_report.html.

309. Buturlina, O., Dovhal, S., Hryhorov, H., Lysokolenko, T., & Palahuta, V. (2021). STEM Education in Ukraine in the Context of Sustainable Development. *European Journal of Sustainable Development*, 10(1), 323. DOI: <https://doi.org/10.14207/ejsd.2021.v10n1p323>

310. Chaikovska, H. (2023). Integration of education for sustainable development in higher education institution: problems and perspectives. *Social work and education*, 10(1), 123–133. DOI: <https://doi.org/10.25128/2520-6230.23.1.11>

311. Конвенція про доступ до інформації, участь громадськості в процесі прийняття рішень та доступ до правосуддя з питань, що стосуються довкілля (Орхуська конвенція). (n.d.). URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_015#Text.

312. Верховна Рада України. (1996). Конституція України: Закон України від 28.06.1996 № 254к/96-ВР. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/254к/96-вр#Text>.

313. Верховна Рада України. (1992). Про інформацію: Закон України від 02.10.1992 № 2657-XII. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2657-12#Text>.

314. Key global trends in sustainability reporting. KPMG International: веб-сайт. (n.d.). URL: <https://kpmg.com/xx/en/home/insights/2022/09/survey-of-sustainability-reporting-2022/global-trends.html>.

315. Чумаченко, С. М., Дерман, В. А., Черепньов, І. А., & Цапков, Б. І. (2022). Особливості ємностей для зберігання запасу питної води в умовах надзвичайних ситуацій. URL: <https://api.dspace.khadi.kharkov.ua/server/api/core/bitstreams/02f8d5e3-cc2b-495e-8945-2c5b4aefec4/content>.

316. Li, P. (2020). To Make the Water Safer. *Exposure and Health*, 12. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12403-020-00370-9>

317. Acuña-Alonso, C., Fernandes, A., Bermúdez, X., Valero, E., Pacheco, F., Varandas, S., ... Fernandes, L. (2020). Water security and watershed management assessed through the modelling of hydrology and ecological integrity: A study in the Galicia-Costa (NW Spain). *Science of The Total Environment*, 759, 143905. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143905>

318. Kovalenko, S. A., Ponomarenko, R., Tretyakov, O. V., Tytarenko, A. V., & Ivanov, Ye. V. (2022). Ecological assessment of the Dnipro river's largest tributary within Ukraine. *Ukrainian Journal of Civil Engineering and Architecture*, 65–76. DOI: <https://doi.org/10.30838/J.BPSACEA.2312.250822.65.879>

319. Bezsonov, Y., Andreev, V., & Smyrnov, V. (2016). Assessment of safety index for water ecological system. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 6, 24–34. DOI: <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2016.86170>

320. Shao, Y., Xiao, H., Di Paolo, C., Deutschmann, B., Brack, W., Hollert, H., & Seiler, T.-B. (2018). Integrated zebrafish-based tests as a novel strategy investigation for water quality assessment. *Water Research*, 150. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.039>

321. Fang, W., Peng, Y., Yan, L., & Xia, P. (2020). A Tiered Approach for Screening and Assessment of Environmental Mixtures by Omics and In Vitro Assays. *Environmental Science & Technology*, XXXX. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00662>

322. Rak, J., & Pietrucha-Urbanik, K. (2019). An Approach to Determine Risk Indices for Drinking Water–Study Investigation. *Sustainability*, 11, 3189. DOI: <https://doi.org/10.3390/su11113189>

323. Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. (2005). МВВ 081/12-0174-05 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації формальдегіду фотоколориметричним методом.

Наукове видання

КІРЕЙЦЕВА Ганна Вікторівна

**УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ
ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ В УМОВАХ
ТРАНСФОРМАЦІЙНИХ ЗМІН**

МОНОГРАФІЯ

В авторській редакції

Коректор Ю.В. Степанчук

Віддруковано з готових оригінал-макетів

**Підписано до друку 30.12.2024 р.
Папір офсетний. Формат 70х100/16
Гарнітура “Таймс”. Друк офсетний. Ум. др. арк. 17,43
Наклад 300 прим. Зам. № 253**

**ТОВ «Видавничий дім “Бук-Друк”»
м. Житомир, вул. М. Бердичівська, 17 А.
тел.: 063 101 22 33**

*Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи
до Державного реєстру видавців, виготівників
і розповсюджувачів видавничої продукції України серія
ДК № 7412 від 27.07.2021 р.*

**Друк та палітурні роботи ФОП О.О. Євенок
м. Житомир, вул. Мала Бердичівська, 17А
тел.: 063 101 22 33, e-mail: printinz@gmail.com**

*Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи
до Державного реєстру видавців, виготівників
і розповсюджувачів видавничої продукції України
серія ДК № 3544 від 05.08.2009 р.*