

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ХАРЧОВИХ ТЕХНОЛОГІЙ**

**Інститут (факультет) Біотехнології та екологічного контролю
Кафедра Екології та екоменеджменту**

**«До захисту в ЕК»
Директор інституту (декан факультету)**

**«До захисту допущено»
Завідувач кафедри**

Наталія ГРЕГІРЧАК
(ім'я та прізвище)
(підпис)
«09» грудня 2025 р.

Ігор ЯКИМЕНКО
(ім'я та прізвище)
(підпис)
«09» грудня 2025 р.

**КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА
НА ЗДОБУТТЯ ОСВІТНЬОГО СТУПЕНЯ МАГІСТРА**

зі спеціальності 101 «Екологія»
(код і назва спеціальності)

освітньо-професійної «Екологія, екоменеджмент та екоаудит»
програми

на тему: Дослідження хімічного складу мулів природно-антропогенної
екосистеми Київського водосховища

Виконав: здобувач II курсу, групи ЕКА-1-2М

Монжиєвський Юрій Олексійович
(прізвище, ім'я, по батькові повністю) (підпис)

Керівник Харченко В'ячеслав Валерійович
(прізвище, ім'я, по батькові повністю) (підпис)

Консультанти _____
(ім'я та прізвище) (підпис)

_____ (ім'я та прізвище) (підпис)

_____ (ім'я та прізвище) (підпис)

_____ (ім'я та прізвище) (підпис)

Рецензент Юрій РЕЗНІЧЕНКО
(ім'я та прізвище) (підпис)

Я як здобувач(ка) Національного університету харчових технологій розумію і підтримую політику університету з академічної доброчесності. Я не надавав(-ла) і не одержував(-ла) незарядженої допомоги під час підготовки цієї роботи. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

Здобувач _____
(підпис)

Київ – 2025 р.

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ХАРЧОВИХ ТЕХНОЛОГІЙ

Інститут (факультет) Біотехнології та екологічного контролю

Кафедра Екології та екоменеджменту

Освітній ступінь магістр

Спеціальність 101 «Екологія»
(код і назва)

Освітньо-професійна програма «Екологія, екоменеджмент та екоаудит»
(назва)

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри Ігор ЯКИМЕНКО

« 30 » вересня 2025 року

З А В Д А Н Н Я

НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ ЗДОБУВАЧА

Монжиєвського Юрія Олексійовича

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи Дослідження хімічного складу мулів природно-антропогенної екосистеми Київського водосховища

керівник роботи Харченко В'ячеслав Валерійович,
кандидат географічних наук, доцент
(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом закладу вищої освіти від «05» листопада 2025 року № 912кв

2. Строк подання здобувачем роботи 09 грудня 2025 р.

3. Вихідні дані до роботи Вихідними даними для виконання кваліфікаційної роботи слугували наукові праці О. С. Ботіної, С. А. Ведули, М. М.

Герасимчука, В. Грубиняка та інших авторів. Під час проходження практики в Українському гідрометеорологічному інституті (УкрГМІ) було отримано дані щодо хімічного аналізу донних мулів, які використано при виконанні роботи, а також застосовано Водний кодекс України, Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища», державні стандарти (ДСТУ).

4. Зміст пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити) Вступ, Виклад теоретико-методичних складових дослідження донних відкладів водосховищ, Характеристика матеріалів та методики дослідження, Висвітлення результатів дослідження хімічного складу мулів Київського водосховища і підсумків щодо представленого дослідження, Висновки, Список використаних джерел.

5. Перелік графічного матеріалу _____

АНОТАЦІЯ

Монжиєвський Ю.О. Дослідження хімічного складу мулів природно-антропогенної екосистеми Київського водосховища. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Кваліфікаційна робота на здобуття освітнього ступеня магістра за спеціальністю 101 «Екологія» (ОПП «Екологія, екоменеджмент та екоаудит»). – Національний університет харчових технологій МОН України, Київ, 2025.

У кваліфікаційній роботі на здобуття освітнього ступеня магістра проаналізовано хімічний склад донних відкладів Київського водосховища як компонента природно-антропогенної водної екосистеми. Досліджено особливості просторового розподілу гранулометричного складу, органічної речовини, біогенних елементів та забруднювачів у донних мулах. Оцінено вплив природних та антропогенних чинників на формування хімічного складу донних відкладів.

Наукова новизна кваліфікаційної роботи: полягає у застосуванні комплексного підходу до дослідження хімічного складу донних відкладів Київського водосховища із застосуванням сучасних аналітичних методів; вперше отримано детальну характеристику просторового розподілу компонентів донних відкладів на основі репрезентативної вибірки проб; результати дослідження доповнюють існуючі уявлення про екологічний стан природно-антропогенної екосистеми Київського водосховища.

Практичне значення роботи: результати дослідження можуть бути використані природоохоронними органами при плануванні заходів з поліпшення якості води. Отримані дані про розподіл забруднювачів у донних відкладах сприятимуть оптимізації схеми контролю екологічного стану водосховища.

Ключові слова: КИЇВСЬКЕ ВОДОСХОВИЩЕ, ДОННІ ВІДКЛАДИ, ДОННІ МУЛИ, ХІМІЧНИЙ СКЛАД, БІОГЕННІ ЕЛЕМЕНТИ, ЗАБРУДНЕННЯ, ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННА ЕКОСИСТЕМА.

ABSTRACT

Monzhyievskiy Y.O. *Study of the Chemical Composition of Bottom Sediments of the Natural–Anthropogenic Ecosystem of the Kyiv Reservoir*. – Qualification scientific work in manuscript form.

Master’s qualification thesis for obtaining the degree of Master in Specialty 101 “Ecology” (Educational and Professional Program “Ecology, Environmental Management and Environmental Audit”). – National University of Food Technologies of the Ministry of Education and Science of Ukraine, Kyiv, 2025.

The master’s qualification thesis analyzes the chemical composition of bottom sediments of the Kyiv Reservoir as a component of a natural–anthropogenic aquatic ecosystem. The spatial distribution features of granulometric composition, organic matter, biogenic elements, and pollutants in bottom sediments are investigated. The influence of natural and anthropogenic factors on the formation of the chemical composition of bottom sediments is assessed.

Scientific novelty of the qualification thesis: consists in applying a comprehensive approach to the study of the chemical composition of bottom sediments of the Kyiv Reservoir using modern analytical methods; for the first time, a detailed characteristic of the spatial distribution of bottom sediment components was obtained based on a representative sample; the results of the study complement existing ideas about the ecological state of the natural and anthropogenic ecosystem of the Kyiv Reservoir.

Practical significance of the work: The results of the study can be used by environmental protection authorities when planning measures to improve water quality. The obtained data on the distribution of pollutants in bottom sediments will contribute to the optimization of the scheme for monitoring the ecological state of the reservoir.

Keywords: KYIV RESERVOIR, BOTTOM SEDIMENTS, SEDIMENT MUDS, CHEMICAL COMPOSITION, BIOGENIC ELEMENTS, POLLUTION, NATURAL–ANTHROPOGENIC ECOSYSTEM.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	9
РОЗДІЛ 1	
ТЕОРЕТИКО-МЕТОДИЧНІ СКЛАДОВІ ДОСЛІДЖЕННЯ ДОННИХ ВІДКЛАДІВ ВОДОСХОВИЩ	13
1.1 Київське водосховище як природно-антропогенна екосистема.....	13
1.2 Методи дослідження хімічного складу донних відкладів	22
1.3 Хімічний склад донних мулів та фактори його формування	31
РОЗДІЛ 2	
МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕННЯ.....	42
2.1 Характеристика об'єкту дослідження та пунктів відбору проб	42
2.2 Методика відбору та підготування проб донних мулів для дослідів	43
2.3 Методи лабораторного аналізу хімічного складу мулів	48
РОЗДІЛ 3	
РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ МУЛІВ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА І ПІДСУМКИ ЩОДО ДОСЛІДЖЕННЯ.....	60
3.1 Гранулометричний та мінералогічний склад донних мулів	60
3.2 Вміст органічних речовин та біогенних елементів у донних відкладах	63
3.3 Аналіз забруднення донних мулів важкими металами та токсичними речовинами	71
3.4 Науковий аналіз та інтерпретація результатів дослідження	79
ВИСНОВКИ.....	86
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	89

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

- ААС – атомно-абсорбційна спектрометрія.
- БГКП – бактерії групи кишкової палички.
- БСК – біохімічне споживання кисню.
- ВМ – важкі метали.
- ГДК – гранично допустима концентрація.
- ГДС – гранично допустимий скид.
- ГЕС – гідроелектростанція.
- ДБН – державні будівельні норми.
- ДСТУ – державний стандарт України.
- ІЗВ – індекс забруднення води.
- ІСП – індуктивно зв’язана плазма.
- ІЧ-спектроскопія (FTIR) – інфрачервона спектроскопія з Фур’є-перетворенням.
- КНС – каналізаційно-насосні споруди.
- КУО – колонієутворювальні одиниці.
- МП – мікропластик.
- НПС – навколишнє природне середовище.
- ОВ – органічна речовина.
- ПАВ – поверхнево-активні речовини.
- ПДК – припустима (допустима) концентрація.
- СЗЗ – санітарно-захисна зона.
- СР – суха речовина.
- ТПВ – тверді побутові відходи.
- ХСК – хімічне споживання кисню.
- BCR – Bureau Communautaire de Référence, метод фракціонування форм важких металів.
- CNS-аналізатор – прилад для визначення вмісту вуглецю, азоту та сірки.
- ICP-AES – атомно-емісійна спектрометрія з індуктивно зв’язаною плазмою.

ICP-MS – мас-спектрометрія з індуктивно зв'язаною плазмою.

LOI – loss on ignition, втрата маси при прожарюванні.

MPC – maximum permissible concentration, гранично допустима концентрація.

pH – водневий показник.

ВСТУП

Актуальність теми. Київське водосховище є одним з найбільших штучних водних об'єктів України, що виконує функції водопостачання, енергетики, транспорту та рекреації. Інтенсивне використання водосховища супроводжується значним антропогенним навантаженням від промислових підприємств, комунальних господарств та сільськогосподарських угідь водозбірної території. Донні відклади акумулюють забруднювальні речовини та є індикатором екологічного стану водної екосистеми.

Хімічний склад донних відкладів відображає інтенсивність та тривалість антропогенного впливу на водне середовище. Накопичення важких металів, біогенних елементів та органічних поллютантів у мулах створює потенційну загрозу для якості води та функціонування гідробіонтів. Вивчення хімічного складу донних відкладів дозволяє оцінити ступінь забруднення та виявити джерела надходження поллютантів.

Природно-антропогенний характер екосистеми Київського водосховища обумовлює складність процесів формування донних відкладів. Природні фактори седиментації взаємодіють з антропогенними потоками речовин, що призводить до просторової та часової варіабельності хімічного складу мулів. Розуміння закономірностей формування донних відкладів має значення для прогнозування екологічних наслідків господарської діяльності.

Донні відклади відіграють роль у процесах самоочищення води та можуть виступати вторинним джерелом забруднення при зміні гідрохімічних умов. Міграція елементів з донних відкладів у водну товщу впливає на якість води та стан біоти. Дослідження механізмів обміну речовин між донними відкладами та водою є необхідним для розробки заходів з охорони водних ресурсів.

Моніторинг хімічного складу донних відкладів забезпечує отримання інформації про довгострокові тренди забруднення водного об'єкта. Донні відклади зберігають історичний запис про зміни антропогенного навантаження

протягом періоду існування водосховища. Ретроспективний аналіз складу донних відкладів дозволяє оцінити ефективність природоохоронних заходів.

Методичні підходи до дослідження хімічного складу донних відкладів постійно розвиваються з появою нових аналітичних технологій. Застосування сучасних методів аналізу підвищує точність визначення компонентів та розширює перелік досліджуваних речовин. Стандартизація процедур дослідження донних відкладів забезпечує порівнянність результатів різних лабораторій.

Результати дослідження хімічного складу донних відкладів Київського водосховища мають практичне значення для управління якістю води та раціонального природокористування. Отримані дані можуть використовуватися при плануванні природоохоронних заходів та оцінці екологічних ризиків. Комплексна характеристика донних відкладів сприяє розробці науково обґрунтованих рекомендацій щодо охорони водних ресурсів.

Мета дослідження: дослідження хімічного складу донних відкладів Київського водосховища для оцінювання екостану природно-антропогенної водної екосистеми.

Об'єкт дослідження – донні відклади Київського водосховища як компонент природно-антропогенної водної екосистеми.

Предмет дослідження – хімічний склад донних відкладів Київського водосховища та закономірності його просторового розподілу.

Завдання дослідження:

1. Провести аналіз літературних джерел щодо методів дослідження хімічного складу донних відкладів та особливостей їх формування у природно-антропогенних водних об'єктах.
2. Відібрати проби донних відкладів у різних ділянках Київського водосховища та здійснити їх підготовку до лабораторного аналізу.
3. Визначити гранулометричний склад, вміст органічної речовини та концентрації хімічних елементів у донних відкладах Київського водосховища.

4. Проаналізувати просторовий розподіл компонентів донних відкладів та оцінити ступінь антропогенної трансформації екосистеми водосховища.

Методи дослідження. В процесі написання роботи була використана система загальнонаукових та спеціальних емпіричних і теоретичних методів дослідження. Також використовувалися такі емпіричні методи, як, опис, порівняння та узагальнення.

Наукова новизна кваліфікаційної роботи визначається комплексним підходом до дослідження хімічного складу донних відкладів Київського водосховища з застосуванням сучасних аналітичних методів. Вперше отримано детальну характеристику просторового розподілу компонентів донних відкладів на основі репрезентативної вибірки проб. Результати дослідження доповнюють існуючі уявлення про екологічний стан природно-антропогенної екосистеми Київського водосховища.

Практичне значення роботи полягає у формуванні бази даних про хімічний склад донних відкладів Київського водосховища для екологічного моніторингу. Результати дослідження можуть використовуватися природоохоронними органами при плануванні заходів з поліпшення якості води. Отримані дані про розподіл забруднювачів у донних відкладах сприятимуть оптимізації схеми контролю екологічного стану водосховища.

Особистий внесок здобувача о.с. «Магістр»: Здобувачем самостійно проведено аналіз наукових і нормативних джерел із проблематики дослідження хімічного складу мулів водосховищ. Опрацьовано сучасні наукові публікації щодо вивчення донних відкладів і впливу мулів на екосистеми водосховищ. Використано нормативно-правові акти України, що регламентують екостан водних об'єктів, зокрема ДСТУ й рекомендації Міндовкілля України. Дані для аналізу отримані в ході польових досліджень на теренах Київського водосховища фахівцями відділу гідрологічних досліджень Українського гідрометеорологічного інституту. Пробопідготовку й аналіз відібраних фахівцями УкрГМІ проб виконував здобувач. Консультаційну та організаційну підтримку надавав зав. лабораторією моніторингу середовища відділу

радіаційного моніторингу природного середовища, кандидат технічних наук Валентин Петрович Процак.

Здобувачем виконано підготовку відібраних проб в означеній лабораторії УкрГМІ на вміст важких металів (*Pb*, *Cd*, *Zn*, *Cu* тощо), органічних забруднювачів (нафтопродукти, пестициди) й інших хімічних компонентів.

Здобувач висловлює свою вдячність за надане сприяння у проведенні представленого дослідження, за методичну й консультаційну допомогу під час виконання аналізів зав. лабораторією УкрГМІ В. П. Процаку.

Планування усіх етапів щодо виконання кваліфікаційної роботи і її написання відбувалось за безпосередньої участі керівника Вячеслава Харченка, кандидата географічних наук, доцента.

Структура роботи. Робота складається зі змісту, вступу, трьох розділів, десяти підрозділів, висновків та списку використаних джерел. Загальний обсяг роботи – 97 сторінок.

РОЗДІЛ 1

ТЕОРЕТИКО-МЕТОДИЧНІ СКЛАДОВІ ДОСЛІДЖЕННЯ ДОННИХ ВІДКЛАДІВ ВОДОСХОВИЩ

1.1 Київське водосховище як природно-антропогенна екосистема

Київське водосховище являє собою штучно створену водну екосистему, що функціонує в умовах значного антропогенного впливу і природних процесів саморегуляції. Водосховище було сформоване в результаті будівництва гідротехнічних споруд на річці Дніпро, що призвело до корінної трансформації гідрологічного режиму та екологічних умов існування водної екосистеми (16). Природно-антропогенна екосистема визначається як складна динамічна система, в якій природні компоненти та процеси функціонують під постійним впливом людської діяльності, формуючи специфічні умови для існування біотичних та абіотичних компонентів. Трансформація природних ландшафтів у природно-антропогенні системи супроводжується зміною гідрохімічного режиму, перерозподілом седиментаційних процесів та формуванням нових умов акумуляції речовин у донних відкладах.

Гідрологічні характеристики Київського водосховища визначаються його морфометричними параметрами, режимом водообміну та особливостями течійних потоків. Водосховище характеризується значною площею водного дзеркала та відносно невеликими глибинами, що створює специфічні умови для процесів седиментації та акумуляції донних відкладів. Гідродинамічний режим екосистеми формується під впливом природних чинників, таких як сезонні коливання водності, вітрове перемішування водних мас, та антропогенних факторів, зокрема регулювання стоку гідротехнічними спорудами (25). Особливості гідрологічного режиму безпосередньо впливають на інтенсивність седиментаційних процесів та просторовий розподіл донних відкладів різного гранулометричного складу в межах водосховища.

Антропогенне навантаження на екосистему Київського водосховища реалізується через множинні канали впливу, що включають скиди стічних вод

промислових підприємств, комунально-побутових об'єктів та надходження забруднюючих речовин з водозбірної території. Урбанізовані території, розташовані в межах водозбору водосховища, є джерелами надходження широкого спектру забруднюючих речовин, включаючи біогенні елементи, важкі метали, нафтопродукти та інші поллютанти. Сільськогосподарська діяльність на водозбірній території призводить до підвищеного надходження біогенних елементів, зокрема сполук азоту та фосфору, що впливає на трофічний статус водойми та інтенсивність процесів евтрофікації. Транспортна інфраструктура та промислові об'єкти є джерелами надходження важких металів, нафтопродуктів та інших техногенних забруднювачів, які акумулюються в донних відкладах.

Роль планктонних угруповань у формуванні донних відкладів визначається інтенсивністю первинної продукції та швидкістю седиментації відмерлої біомаси. Діатомові водорості вносять найбільший внесок у біогенну седиментацію завдяки кремнієвим панцирам, що акумулюються у донних мулах у вигляді біогенного опалу. Ціанобактерії формують органо-мінеральні агрегати з підвищеною швидкістю осідання внаслідок зв'язування з глинистими частинками. Зоопланктон через екскреторну діяльність та утворення пелетів прискорює перенесення органічної речовини з евфотичної зони на дно. Співвідношення біогенної та теригенної складових у донних відкладах змінюється від 1:3 у верхній частині водосховища до 1:1 у центральній акваторії залежно від продуктивності та гідродинаміки.

Вплив гідротехнічних споруд на седиментаційні процеси проявляється через зміну швидкості течії та глибини водойми порівняно з природним річковим руслом. Гребля Київської ГЕС створила зону підпору довжиною 110 км, що призвело до зниження швидкості течії з 0,5-1,0 м/с до 0,05-0,15 м/с та відповідно до зміни режиму седиментації. Водоскидні споруди формують локальні зони підвищеної турбулентності з ресуспензією донних відкладів та їх переносом за течією. Судноплавний канал характеризується постійним механічним впливом на донні відклади внаслідок руху суден з винесенням тонкодисперсного

матеріалу у водну товщу (8). Берегозахисні споруди змінюють природні процеси абразії та акумуляції осадового матеріалу у прибережній зоні.

Мікробіологічні процеси у донних відкладах визначають швидкість мінералізації органічної речовини та біогеохімічні трансформації елементів. Аеробні бактерії у поверхневому окисненому шарі здійснюють швидку деструкцію легкодоступних органічних сполук з утворенням CO_2 та мінеральних форм біогенних елементів. Факультативні анаероби у перехідній зоні використовують нітрати як акцептори електронів, здійснюючи денітрифікацію з утворенням молекулярного азоту. Сульфатредуючі бактерії у глибших відновних горизонтах перетворюють сульфати у сірководень, що призводить до формування чорного забарвлення мулів. Метаногени у найбільш відновних умовах продукують метан з ацетату та CO_2 , що проявляється у виділенні бульбашок газу з донних відкладів. Чисельність бактерій у поверхневому шарі донних мулів становить 10^8 - 10^9 клітин на грам сухої маси, що на 2-3 порядки перевищує їх концентрацію у водній товщі.

Гідрохімічні показники порової води донних відкладів істотно відрізняються від придонної води внаслідок біогеохімічних процесів у товщі осаду. Концентрація розчиненого кисню знижується від 6-8 мг/дм³ у придонній воді до нуля на глибині 1-5 см у донних відкладах. Вміст амонійного азоту у поровій воді зростає з глибиною від 0,5-1,5 мг/дм³ біля поверхні до 5-15 мг/дм³ на глибині 20 см внаслідок амоніфікації органічного азоту (6). Концентрація розчинних фосфатів у поровій воді перевищує їх вміст у придонній воді у 10-50 разів, досягаючи 0,5-2,0 мг Р/л у відновних горизонтах. Вміст розчиненого заліза зростає від слідових кількостей у окисненому шарі до 10-30 мг/дм³ у відновній зоні. рН порової води змінюється від 7,8-8,2 біля поверхні до 6,8-7,2 у глибших горизонтах внаслідок накопичення CO_2 та органічних кислот.

Вплив водної рослинності на формування донних відкладів проявляється через механічну стабілізацію дна, зміну мікрокліматичних умов та привнесення органічного матеріалу. Очерет звичайний у прибережній зоні уповільнює течію та сприяє осадженню зважених частинок з утворенням органо-мінеральних

мулів. Занурені макрофіти виділяють кисень кореневою системою, створюючи окиснені мікрозони у відновних донних відкладах. Відмираюча біомаса макрофітів формує детритні шари на дні з підвищеним вмістом лігніну та целюлози (23). Епіфітні угруповання на поверхні макрофітів після відмирання рослин збагачують донні відклади діатомовими панцирами та органікою. Площа зарослих ділянок у Київському водосховищі становить 12-15 % від загальної акваторії з переважанням у верхній та середній частинах.

Геоморфологічна будова ложа водосховища визначає просторовий розподіл донних відкладів та їх потужність. Затоплена заплава Дніпра характеризується складним мікрорельєфом з чергуванням підвищень та пониззів, що створює мозаїчність умов седиментації. Русловий тальвег зберігає риси первинної річкової долини з переважанням піщаних та алеврито-піщаних відкладів. Стариці та притераси акумулюють найбільш тонкодисперсний матеріал з формуванням потужних шарів пелітових мулів. Абразійні ділянки берегів постачають грубозернистий матеріал у прибережну зону, створюючи локальні зони з переважанням піщаних фракцій. Потужність донних відкладів змінюється від 0,2-0,5 м на підвищених ділянках до 2-5 м у глибоких западинах колишньої заплави.

Вплив льодового режиму на стан донних відкладів проявляється через зміну гідродинамічних умов та температурного режиму придонного шару. Льодостав тривалістю 90-120 днів призводить до практично повної відсутності вітрового перемішування та формування стійкої зворотної стратифікації. Під льодовим покривом знижується інтенсивність фотосинтезу, що зменшує надходження свіжої органічної речовини на дно (23). Весняне танення льоду супроводжується підйомом рівня води та посиленням течії, що може спричинити часткову ерозію поверхневого шару донних відкладів. Льодові утворення можуть захоплювати донний матеріал у мілководних зонах та переносити його на значні відстані при льодоході.

Антропогенні фактори трансформації донних відкладів включають надходження забруднюючих речовин, гідроморфологічні зміни та рекреаційне

навантаження. Скидання недостатньо очищених стічних вод збагачує донні відклади біогенними елементами, органічною речовиною та токсичними сполуками. Днопоглиблювальні роботи у судноплавних каналах порушують природну структуру донних відкладів та призводять до вторинного забруднення води. Рекреаційна діяльність у прибережній зоні спричинює механічне порушення донних мулів та надходження додаткових забруднюючих речовин. Забір води для промислових та комунальних потреб змінює водний баланс водосховища та опосередковано впливає на седиментаційні процеси. Загальне антропогенне навантаження на екосистему Київського водосховища класифікується як високе з необхідністю впровадження комплексних природоохоронних заходів.

Аналіз літературних джерел показав, що хімічний склад донних відкладів формується під впливом комплексу природних та антропогенних чинників. Геологічні особливості водозбірної території, гідродинамічні умови водойми та біогеохімічні процеси визначають базовий склад осадів. Антропогенне навантаження модифікує природні закономірності через надходження техногенних поллютантів різного походження.

Просторова та часова варіабельність властивостей донних відкладів обумовлює необхідність застосування системного підходу до їх дослідження. Інтеграція даних про мінералогічний склад, гранулометричні характеристики та концентрації забруднювачів дозволяє отримати цілісне уявлення про стан донних відкладів. Розуміння механізмів формування хімічного складу є основою для прогнозування поведінки поллютантів у водних екосистемах.

Розвиток методів дослідження донних відкладів спрямований на підвищення точності визначення широкого спектру компонентів при мінімальних витратах матеріалів та часу. Сучасні аналітичні підходи дозволяють виявляти мікроконцентрації забруднювачів та встановлювати їх походження. Стандартизація процедур дослідження забезпечує порівнянність результатів, отриманих різними лабораторіями.

1.2 Методи дослідження хімічного складу донних відкладів

Методологія дослідження хімічного складу донних відкладів включає комплекс взаємопов'язаних етапів, що охоплюють планування досліджень, відбір проб, підготовку зразків, виконання аналітичних визначень та інтерпретацію отриманих результатів. Планування досліджень передбачає визначення мети та завдань роботи, вибір методів відбору проб та аналітичних методик, розробку схеми розташування точок відбору проб (12). Коректність планування дослідницької програми визначає достовірність отриманих результатів і можливість їх подальшої інтерпретації для оцінки екологічного стану водної екосистеми. Вибір методів дослідження повинен враховувати специфіку об'єкта дослідження, характер антропогенного впливу та перелік хімічних показників, що підлягають визначенню.

Відбір проб донних відкладів є початковим та одним із найбільш відповідальних етапів дослідження, оскільки репрезентативність проби визначає достовірність усіх подальших аналітичних визначень. Методи відбору проб донних відкладів класифікуються за способом проникнення пробовідбірною пристроєм в товщу осадових порід, глибиною відбору та можливістю збереження структури відкладів. Гравітаційні пробовідбірники використовують силу власної ваги для проникнення в донні відклади та забезпечують отримання непорушених кернів осадових порід. Ударні пробовідбірники застосовуються для відбору проб у щільних донних відкладах, де гравітаційні пристрої неефективні (3). Поршневі пробовідбірники дозволяють отримувати довгі керни донних відкладів зі збереженням їх природної структури та стратиграфії.

Вибір місць відбору проб донних відкладів повинен забезпечувати репрезентативність досліджень та можливість оцінки просторової варіабельності характеристик осадових порід у межах водойми. Схема розташування точок відбору проб розробляється з урахуванням морфометричних особливостей водойми, характеру течій, розташування джерел забруднення та цілей дослідження. Регулярна сітка точок відбору забезпечує рівномірне покриття досліджуваної

території та можливість статистичної обробки результатів. Стратифікований відбір проб передбачає виділення однорідних ділянок водойми та розташування точок відбору з урахуванням цієї стратифікації. Комбінований підхід поєднує регулярний та стратифікований відбір, забезпечуючи оптимальне співвідношення між кількістю проб та інформативністю результатів.

Кількість точок відбору проб визначається площею досліджуваної водойми, ступенем просторової варіабельності характеристик донних відкладів та статистичними вимогами до достовірності результатів. Статистичні методи планування вибірки дозволяють розрахувати мінімально необхідну кількість проб для досягнення заданої точності оцінки параметрів генеральної сукупності. Попередні дослідження або пілотне обстеження можуть використовуватися для оцінки просторової варіабельності характеристик та оптимізації схеми відбору проб. Збільшення кількості точок відбору підвищує точність оцінки середніх значень параметрів, але призводить до зростання витрат на проведення досліджень.

Глибина відбору проб донних відкладів визначається цілями дослідження та може варіювати від відбору тільки поверхневого шару до отримання кернів значної довжини. Поверхневий шар донних відкладів товщиною 5-10 см відображає сучасний стан екосистеми та інтенсивність надходження забруднюючих речовин на даному етапі (22). Пошарове дослідження кернів донних відкладів дозволяє простежити зміни у часі характеристик осадів та реконструювати історію антропогенного впливу на водойму. Товщина окремих шарів при пошаровому аналізі визначається завданнями дослідження та може становити від 1 до 10 см.

Консервація та транспортування проб донних відкладів повинні забезпечувати збереження їх фізико-хімічних характеристик до моменту проведення лабораторних аналізів. Проби донних відкладів поміщаються у герметичні контейнери, що запобігає їх висиханню та окисненню. Зберігання проб при знижених температурах уповільнює біохімічні процеси та мінімізує зміни характеристик проб під час транспортування. Швидкість доставки проб до

лабораторії та початку аналітичних робіт впливає на достовірність визначення лабільних форм хімічних елементів. Для деяких видів аналізів допускається попередня підготовка проб безпосередньо на місці відбору.

Підготовка проб донних відкладів до аналізу включає операції гомогенізації, висушування, подрібнення та просіювання. Гомогенізація проби забезпечує рівномірний розподіл компонентів у зразку та підвищує представницькість аналітичної наважки. Висушування проб може проводитися при кімнатній температурі або в сушильній шафі при контрольованій температурі. Повітряно-суха проба є стандартною формою зберігання донних відкладів перед проведенням більшості хімічних аналізів. Подрібнення висушених проб та просіювання через сита різного діаметру дозволяє отримати фракції певного гранулометричного складу.

Фізико-хімічна характеристика донних відкладів включає визначення вологості, щільності, гранулометричного складу та інших параметрів, що впливають на процеси міграції та акумуляції хімічних елементів. Вологість донних відкладів визначається гравіметричним методом шляхом висушування наважки проби до постійної маси. Гранулометричний склад характеризує розподіл часток донних відкладів за розмірами та визначається методами ситового аналізу, седиментаційного аналізу або лазерної дифракції (46). Щільність донних відкладів визначається пікнометричним методом або методом парафінування. Пористість осадів розраховується на основі щільності твердої фази та об'ємної маси донних відкладів.

Визначення вмісту органічної речовини в донних відкладах проводиться методом прожарювання проб при високих температурах або методом мокрого окиснення. Метод прожарювання при температурі 550° С дозволяє визначити загальний вміст органічної речовини за втратами маси при прожарюванні. Метод Тюріна (модифікація методу Валлея-Блека) передбачає окиснення органічної речовини дихроматом калію в сірчаноокислому середовищі та титриметричне визначення надлишку окисника. Вміст органічного вуглецю розраховується на основі вмісту органічної речовини з використанням відповідного

перерахункового коефіцієнта. Елементний аналіз органічної речовини може проводитися на автоматичних CNS-аналізаторах.

Визначення форм біогенних елементів у донних відкладах включає аналіз загального вмісту елементів та їх окремих форм, що різняться рухливістю та біодоступністю. Загальний вміст фосфору визначається після мінералізації проби сумішшю концентрованих кислот та фотометричного визначення фосфат-іонів. Рухомі форми фосфору екстрагуються з донних відкладів слабкими розчинами кислот або лужних реагентів. Фракціонування сполук фосфору методом послідовних екстракцій дозволяє визначити вміст різних геохімічних форм елемента (5). Азот у донних відкладах представлений органічними сполуками, амонійною, нітритною та нітратною формами, кожна з яких визначається специфічними аналітичними методами.

Визначення вмісту важких металів у донних відкладах проводиться після попередньої мінералізації проб та вимірювання концентрацій елементів інструментальними методами. Кислотна мінералізація проб виконується з використанням концентрованих мінеральних кислот або їх сумішей при нагріванні. Атомно-абсорбційна спектрометрія є одним із найпоширеніших методів визначення концентрацій важких металів у розчинах після розкладу проб (41). Атомно-емісійна спектрометрія з індуктивно зв'язаною плазмою забезпечує одночасне визначення широкого спектру елементів. Мас-спектрометрія з індуктивно зв'язаною плазмою характеризується найвищою чутливістю та дозволяє визначати ультранизькі концентрації металів.

Фракціонування форм важких металів у донних відкладах проводиться методом послідовних селективних екстракцій, що дозволяє оцінити рухливість та потенційну біодоступність металів. Схема Тессье передбачає послідовне екстрагування п'яти фракцій металів: обмінної, карбонатної, пов'язаної з оксидами заліза та марганцю, пов'язаної з органічною речовиною та залишкової. Модифікована схема Європейського бюро еталонів BCR включає чотири стадії екстракції та забезпечує високу відтворюваність результатів. Рухливі фракції металів можуть мігрувати з донних відкладів у водну товщу при зміні

гідрохімічних умов. Залишкова фракція представлена металами, міцно вбудованими в кристалічну решітку мінералів, та характеризується низькою рухливістю.

Мінералогічний аналіз донних відкладів дозволяє ідентифікувати мінеральні фази, що присутні в осадах, та оцінити їх роль у процесах акумуляції хімічних елементів. Рентгенівська дифракція є основним методом ідентифікації кристалічних мінеральних фаз у донних відкладах. Інфрачервона спектроскопія використовується для характеристики функціональних груп органічної речовини та ідентифікації деяких мінеральних компонентів (49). Електронна мікроскопія дозволяє вивчати морфологію часток донних відкладів та ідентифікувати окремі мінеральні зерна. Термічний аналіз використовується для визначення вмісту карбонатів, органічної речовини та води різних форм.

Контроль якості аналітичних робіт забезпечується використанням стандартних зразків, проведенням холостих дослідів, аналізом дублікатів та контрольних проб. Стандартні зразки донних відкладів з атестованим вмістом визначуваних компонентів використовуються для перевірки правильності методики аналізу. Холості досліді виконуються для контролю можливого забруднення проб реагентами або посудом (22). Аналіз дублікатів дозволяє оцінити відтворюваність результатів та випадкову похибку методу. Участь лабораторії в програмах міжлабораторних порівняльних випробувань підтверджує компетентність персоналу та достовірність результатів досліджень.

Статистична обробка результатів досліджень включає розрахунок описових статистик, виявлення аномальних значень, перевірку статистичних гіпотез та встановлення кореляційних зв'язків між параметрами. Описові статистики (середнє арифметичне, медіана, стандартне відхилення, коефіцієнт варіації) характеризують центральну тенденцію та варіабельність даних. Тести на нормальність розподілу визначають можливість застосування параметричних статистичних методів. Кореляційний аналіз виявляє зв'язки між концентраціями різних елементів та фізико-хімічними характеристиками донних відкладів. Багатомірні статистичні методи (кластерний аналіз, факторний аналіз)

дозволяють виявити групи взаємопов'язаних параметрів та ідентифікувати джерела надходження забруднюючих речовин.

Підготовка лабораторного посуду та обладнання для аналізу донних відкладів передбачає спеціальні процедури очищення для запобігання контамінації проб. Скляний посуд промивається детергентами, ополіскується дистильованою водою та обробляється розбавленою азотною кислотою для видалення слідів металів. Пластиковий посуд для зберігання проб замочується у розчині *HCl* та ретельно промивається деіонізованою водою. Металеві інструменти для відбору проб виготовляються з нержавіючої сталі або покриваються тефлоном для мінімізації забруднення (45). Лабораторне повітря фільтрується через НЕРА-фільтри для зниження пилового забруднення аналізованих зразків.

Консервація проб донних відкладів залежить від параметрів, що підлягають визначенню, та очікуваного часу зберігання до аналізу. Проби для визначення летких органічних сполук відбираються у герметичні скляні віали без повітряного простору та зберігаються при температурі 4°C не більше 7 діб. Зразки для аналізу важких металів консервуються підкисленням до рН < 2 азотною кислотою та можуть зберігатися до 6 місяців. Проби для визначення біогенних елементів заморожуються при температурі -20°C одразу після відбору для запобігання мікробній трансформації (3). Зразки для мікробіологічних досліджень аналізуються протягом 4-6 годин після відбору без консервації. Документація зразків включає дату, час відбору, координати точки, глибину води, температуру та візуальні характеристики.

Методи екстракції органічних забруднювачів з донних відкладів включають екстракцію органічними розчинниками, мікрохвильову та ультразвукову екстракцію. Екстракція за Соклетом використовує суміш гексану з ацетоном у співвідношенні 1:1 протягом 16-24 годин для вилучення неполярних органічних сполук. Прискорена екстракція розчинником під тиском скорочує час до 15-20 хвилин при температурі 100-150°C та тиску 10-15 МПа. Ультразвукова екстракція застосовується для вилучення поліароматичних

вуглеводнів та пестицидів з тривалістю 20-30 хвилин. Твердофазна мікроекстракція використовується для аналізу летких та напівлетких органічних сполук безпосередньо з порової води. Очищення екстрактів проводиться на колонках з силікагелем або флорізілем для видалення матричних інтерференцій.

Визначення мікропластику у донних відкладах потребує спеціалізованих методів відділення полімерних частинок від мінеральної матриці. Густина полімерів становить 0,9-1,4 г/см³, що дозволяє відокремлювати їх флотацією у насиченому розчині NaCl або ZnCl₂. Окисна обробка перекисом водню при підвищеній температурі руйнує органічну речовину без впливу на полімерні частинки. Ферментативна обробка протеїназою видаляє білкові компоненти біологічного походження. Фільтрація екстракту через мембрани з розміром пор 1-10 мкм дозволяє концентрувати мікропластик для подальшої ідентифікації. Ідентифікація полімерів здійснюється методом інфрачервоної спектроскопії з Фур'є-перетворенням або Раман-спектроскопії.

Радіоізотопні методи датування донних відкладів використовуються для визначення швидкості седиментації та реконструкції історії забруднення. Метод ²¹⁰Pb заснований на вимірюванні надлишкової активності цього ізотопу з періодом напіврозпаду 22,3 роки. Активність ²¹⁰Pb визначається гамма-спектрометрією на германієвих детекторах з тривалістю виміру 24-48 годин (20). Метод ¹³⁷Cs використовує глобальні маркери атмосферних випробувань ядерної зброї 1963 року та Чорнобильської аварії 1986 року. Швидкість седиментації розраховується з використанням моделей постійного потоку CRS або постійної концентрації CIC. Похибка датування становить ±10-15 % для останніх 100 років седиментації.

Визначення ізотопного складу елементів у донних відкладах надає інформацію про джерела речовин та біогеохімічні процеси. Співвідношення стабільних ізотопів вуглецю δ¹³C дозволяє розрізнити автохтонну та алохтонну органічну речовину. Органіка фітопланктону характеризується значеннями δ¹³C від -22 % до -28 %, тоді як теригенна органіка має δ¹³C від -26‰ до -32‰. Ізотопний склад азоту δ¹⁵N використовується для ідентифікації джерел азотного

забруднення з діапазоном +3‰ до +8‰ для комунальних стоків та -2‰ до +3‰ для мінеральних добрив. Ізотопи свинцю $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ дозволяють встановлювати джерела свинцевого забруднення з різними співвідношеннями для бензину, промислових викидів та природних джерел. Аналіз проводиться методом мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою або ізотопної мас-спектрометрії.

Автоматизовані системи моніторингу хімічного складу донних відкладів включають розгортання *in situ* зондів та пробовідбірників порової води. Діалізні зонди DET дозволяють визначати розподіл розчинених елементів у поровій воді з вертикальним розділенням 1-5 мм. Планарні оптоди вимірюють двовимірний розподіл кисню, рН та сірководню у поверхневому шарі донних відкладів з просторовим розділенням до 0,1 мм. Седиментаційні пастки встановлюються для безперервного збору осадового матеріалу з визначенням потоків речовин на дно (45). Бентосні камери ізолюють ділянку дна для прямого виміру потоків елементів через межу розділу вода-дно. Автоматизовані системи забезпечують високу часову розділеність даних та дозволяють досліджувати короточасні процеси тривалістю години-добы.

Біоіндикація стану донних відкладів використовує бентосні організми як показники екологічного стану та рівня забруднення. Структура угруповань макрозообентосу змінюється від різноманітних ценозів у чистих ділянках до збіднених угруповань з домінуванням стійких видів у забруднених зонах. Індекс біотичний ВІ розраховується на основі присутності та чисельності індикаторних таксонів з діапазоном від 10 (відмінна якість) до 1 (критична якість). Олігохетний індекс ОІ відображає частку малощетинкових червів у загальній біомасі бентосу з підвищенням у забруднених умовах. Біоаккумуляція важких металів у тканинах бентосних організмів використовується для оцінки біодоступності токсикантів. Коефіцієнти біоконцентрування становлять 100-500 для цинку, 200-800 для міді, 50-200 для свинцю відносно донних відкладів.

Методи статистичної обробки даних по хімічному складу донних відкладів включають *univariate* та *multivariate* техніки аналізу. Описова статистика включає розрахунок середніх значень, медіани, стандартного відхилення та

коефіцієнта варіації. Перевірка нормальності розподілу проводиться тестами Шапіро-Уїлка або Колмогорова-Смірнова. Кореляційний аналіз Пірсона або Спірмена виявляє зв'язки між параметрами (50). Факторний аналіз та аналіз головних компонент визначають латентні фактори, що контролюють варіації хімічного складу. Кластерний аналіз групує станції відбору проб за подібністю геохімічних характеристик. Просторовий аналіз з використанням ГІС-технологій створює карти розподілу елементів методами інтерполяції *kriging* або *IDW*.

Валідація аналітичних методів забезпечує надійність результатів досліджень хімічного складу донних відкладів. Межа виявлення LOD визначається як концентрація, що дає сигнал у 3 рази вище фонового шуму. Межа кількісного визначення LOQ встановлюється на рівні 10-кратного перевищення над фоном. Лінійність градуовальної залежності перевіряється у діапазоні робочих концентрацій з коефіцієнтом детермінації $R^2 > 0,995$. Відтворюваність методу оцінюється через відносне стандартне відхилення $RSD < 10\%$ для повторних вимірювань. Правильність перевіряється аналізом стандартних зразків з відновленням 90-110% атестованих значень. Невизначеність вимірювань розраховується з урахуванням всіх джерел похибок включаючи відбір проб, підготовку та аналіз.

Огляд методів дослідження хімічного складу донних відкладів демонструє широке розмаїття аналітичних підходів різного рівня складності. Вибір конкретного методу визначається характером досліджуваних компонентів, необхідною точністю визначення та наявним обладнанням. Комбінування декількох методів дозволяє отримати найбільш повну характеристику хімічного складу.

Інструментальні методи аналізу забезпечують високу чутливість та селективність визначення компонентів донних відкладів. Спектральні та хроматографічні методи дозволяють ідентифікувати та кількісно визначати як неорганічні, так і органічні сполуки. Автоматизація аналітичних процедур підвищує продуктивність досліджень та зменшує вплив людського фактора на результати.

Розробка нових аналітичних методів та вдосконалення існуючих процедур сприяє розширенню можливостей дослідження донних відкладів. Зниження межі виявлення забруднювачів дозволяє виявляти антропогенний вплив на ранніх стадіях. Впровадження експресних методів аналізу забезпечує оперативне отримання інформації про стан донних відкладів для прийняття управлінських рішень.

1.3 Хімічний склад донних мулів та фактори його формування

Хімічний склад донних мулів являє собою складну багатокomпонентну систему, що формується під впливом природних геохімічних процесів та антропогенних чинників. Донні мули визначаються як тонкодисперсні органо-мінеральні відклади, що характеризуються підвищеним вмістом органічної речовини, колоїдних часток та води. Мінеральна матриця донних мулів представлена різноманітними силікатними, алюмосилікатними, карбонатними та оксидними мінералами, співвідношення яких визначається геологічною будовою водозбору та характером процесів вивітрювання порід (30). Органічна складова донних мулів включає продукти життєдіяльності водних організмів, залишки відмерлих рослин та тварин, а також техногенні органічні сполуки антропогенного походження. Співвідношення органічної та мінеральної складових варіює в широких межах залежно від трофічного статусу водойми, інтенсивності біологічних процесів та характеру теригенного стоку.

Формування хімічного складу донних мулів контролюється процесами седиментації зважених часток з водної товщі, біогеохімічною трансформацією речовин у придонному шарі води та в самих донних відкладах. Седиментація теригенного матеріалу забезпечує надходження до донних відкладів мінеральних часток, що утворилися в результаті фізичного та хімічного вивітрювання порід водозбірної території. Біогенна седиментація пов'язана з осадженням органічних залишків планктонних організмів, детриту та фекальних pellet зоопланктону. Хімічна седиментація включає процеси осадження

мінеральних фаз з пересичених розчинів та коагуляцію колоїдних часток. Швидкість седиментації визначає темпи накопичення донних відкладів та вертикальний розподіл хімічних елементів у їх товщі.

Гранулометричний склад донних мулів характеризується переважанням тонкодисперсних фракцій, що визначає специфічні фізико-хімічні властивості цих осадів. Глинисті частки розміром менше 2 мкм становлять значну частку мінеральної складової мулів та визначають їх високу сорбційну ємність. Алевритова фракція (2-50 мкм) представлена зернами кварцу, польових шпатів та іншими силікатними мінералами. Співвідношення різних гранулометричних фракцій відображає гідродинамічні умови седиментації та впливає на фізичні та хімічні властивості донних мулів. Питома поверхня донних мулів, що визначається переважно глинистою фракцією, досягає значних величин та забезпечує високу реакційну здатність осадів.

Мінералогічний склад донних мулів визначається літологічним складом порід водозбірної території, інтенсивністю процесів вивітрювання та хімічного осадконакопичення у водоймі. Глинисті мінерали групи каолініту, гідролюд, монтморилоніту представляють основу тонкодисперсної фракції донних мулів. Кварц присутній у різних гранулометричних фракціях та є одним із найпоширеніших мінеральних компонентів. Карбонатні мінерали представлені переважно кальцитом, який може мати як теригенне, так і біогенне або хімічне походження (46). Оксиди та гідроксиди заліза та марганцю формують аутигенні мінеральні фази у донних відкладах та відіграють роль геохімічних бар'єрів.

Органічна речовина донних мулів характеризується складною молекулярною структурою та різноманітним джерельним походженням. Автохтонна органічна речовина утворюється безпосередньо у водоймі в результаті фотосинтетичної діяльності фітопланктону та макрофітів. Алохтонна органічна речовина надходить з водозбірної території у вигляді гумусових речовин ґрунтів, рослинного детриту та розчинених органічних сполук. Антропогенна органічна речовина включає компоненти стічних вод, нафтопродукти, детергенти та інші синтетичні органічні сполуки.

Співвідношення різних джерел органічної речовини визначається характером землекористування на водозборі та інтенсивністю антропогенного впливу.

Деструкція органічної речовини в донних мулах здійснюється мікроорганізмами в аеробних та анаеробних умовах і призводить до утворення різноманітних проміжних та кінцевих продуктів. Аеробна мінералізація органічної речовини відбувається у верхньому окисненому шарі донних відкладів за участю аеробних бактерій. Анаеробна деструкція домінує у глибших горизонтах донних мулів, де відсутній молекулярний кисень, та реалізується через процеси денітрифікації, сульфатредукції та метаногенезу (44). Швидкість мінералізації органічної речовини залежить від її хімічної природи, температури, наявності окисників та активності мікробних угруповань. Гумусові речовини представляють стабільну фракцію органічної речовини, що характеризується високою молекулярною масою та стійкістю до біодеградації.

Біогенні елементи у донних мулах представлені різноманітними хімічними формами, що різняться рухливістю та здатністю до міграції у водну товщу. Фосфор у донних відкладах знаходиться у формі мінеральних фосфатів (апатит, вівіаніт), сорбованого на поверхні оксидів заліза та алюмінію фосфору, органічних фосфатів та розчинних фосфатів порової води. Азот представлений переважно органічними сполуками, а також амонійною формою, сорбованою на глинистих мінералах, та розчиненими формами у поровій воді (6). Кремній надходить до донних відкладів у складі мінеральних частинок та біогенного опалу скелетів діатомових водоростей. Розподіл біогенних елементів між різними геохімічними фракціями визначає їх потенційну рухливість та можливість міграції у водне середовище.

Важкі метали в донних мулах знаходяться у формі різноманітних мінеральних та органічних сполук, що характеризуються різною стійкістю та біодоступністю. Залізо та марганець формують власні оксидні та гідроксидні фази, які виступають сорбентами для інших важких металів. Мідь, цинк, свинець та інші метали можуть бути сорбовані на поверхні мінеральних часток, зв'язані з органічною речовиною, входити до складу карбонатів або знаходитися у вигляді

сульфідів. Форми знаходження металів визначаються окисно-відновними та кислотно-лужними умовами у донних відкладах. Техногенні метали, що надходять з промисловими та комунально-побутовими стічними водами, накопичуються переважно у поверхневому шарі донних мулів.

Окисно-відновні умови у донних мулах є одним із визначальних факторів, що контролюють форми знаходження та рухливість хімічних елементів. Окисно-відновний потенціал у донних відкладах змінюється з глибиною від позитивних значень у поверхневому шарі до негативних у глибших горизонтах. Кисень проникає в донні відклади на невелику глибину (декілька міліметрів до декількох сантиметрів) внаслідок його споживання в процесах аеробної деструкції органічної речовини (40). Редокс-залежні елементи (залізо, марганець, сірка) змінюють ступінь окиснення та форми міграції при зміні окисно-відновних умов. Формування відновних умов у донних мулах призводить до відновлення сульфатів до сульфідів та осадження важких металів у формі нерозчинних сульфідів.

Кислотно-лужні умови у донних мулах впливають на розчинність мінеральних фаз, активність мікроорганізмів та сорбційну здатність твердої фази. Значення рН у донних відкладах визначається взаємодією процесів генерації та споживання протонів, включаючи розклад органічної речовини, дисоціацію карбонатної системи та катіонний обмін. Карбонатна буферна система підтримує відносно стабільні значення рН у донних відкладах з високим вмістом карбонатних мінералів. Процеси підкиснення донних мулів можуть відбуватися внаслідок окиснення сульфідів при надходженні кисню в анаеробні горизонти (44). Сорбція катіонів важких металів на поверхні мінеральних часток та органічної речовини зростає зі збільшенням рН.

Порова вода донних мулів являє собою середовище, в якому відбуваються процеси розчинення та осадження мінеральних фаз, міграція розчинених форм елементів та життєдіяльність мікроорганізмів. Склад порової води відрізняється від складу придонної води внаслідок біогеохімічних процесів у донних відкладах. Концентрації біогенних елементів у поровій воді часто перевищують

їх вміст у водній товщі внаслідок мінералізації органічної речовини. Градієнт концентрацій між поровою водою та придонним шаром води є рушійною силою дифузійного потоку розчинених речовин з донних відкладів у воду. Турбулентний обмін на межі розділу вода-донні відклади інтенсифікує міграцію розчинених форм елементів.

Сезонна динаміка фізико-хімічних умов у водоймі та донних відкладах впливає на інтенсивність процесів міграції речовин між донними мулами та водною товщею. Літня стратифікація водних мас та формування дефіциту кисню в придонних шарах води створюють умови для відновлення оксидів заліза та марганцю в поверхневому шарі донних відкладів. Надходження металів та фосфору з донних відкладів у воду інтенсифікується в умовах анаеробних умов у придонному шарі. Осіннє перемішування водних мас та окиснення поверхневого шару донних відкладів призводить до повторного осадження фосфору та металів (39). Зимовий період характеризується уповільненням біогеохімічних процесів та зниженням інтенсивності обмінних процесів.

Антропогенні фактори формування хімічного складу донних мулів включають надходження забруднюючих речовин з точкових та дифузних джерел, фізичну трансформацію водозбірної території та порушення гідрологічного режиму водойм. Промислові стічні води є джерелом надходження важких металів, нафтопродуктів та специфічних органічних забруднювачів. Комунально-побутові стічні води привносять у водойми біогенні елементи, органічну речовину та детергенти. Поверхневий стік з урбанізованих територій містить широкий спектр забруднюючих речовин, включаючи важкі метали від транспорту та продукти деградації будівельних матеріалів (27). Сільськогосподарські стоки є основним джерелом надходження біогенних елементів та пестицидів.

Просторова варіабельність хімічного складу донних мулів у межах водойми визначається неоднорідністю умов седиментації, різницею в інтенсивності антропогенного впливу на різних ділянках та особливостями циркуляції водних мас. Зони впливу точкових джерел забруднення

характеризуються підвищеними концентраціями специфічних забруднюючих речовин у донних відкладах. Прибережні ділянки водоєм отримують більше теригенного матеріалу та характеризуються підвищеною мінералізацією донних відкладів. Глибоководні зони акумуляції характеризуються накопиченням тонкодисперсних органо-мінеральних мулів. Гідродинамічно активні ділянки характеризуються більш грубим гранулометричним складом донних відкладів та зниженим вмістом органічної речовини.

Вертикальний розподіл хімічних елементів у товщі донних мулів відображає зміни в інтенсивності антропогенного впливу, діагенетичні перетворення осадових порід та процеси міграції рухливих форм елементів. Поверхневий шар донних відкладів характеризується найвищим вмістом лабільних форм біогенних елементів та органічної речовини. Зони максимальних концентрацій важких металів у вертикальному розрізі відповідають періодам найбільш інтенсивного техногенного навантаження. Діагенетичні процеси призводять до перерозподілу редокс-чутливих елементів у товщі донних відкладів. Міграція розчинених форм елементів у поровій воді може призводити до формування вторинних максимумів концентрацій у глибших горизонтах.

Форми знаходження важких металів у донних відкладах визначають їх екологічну небезпеку та потенціал міграції у водне середовище. Водорозчинна фракція включає вільні іони та слабо зв'язані комплекси, що перебувають у рівновазі з поровою водою. Обмінна фракція представлена металами, сорбованими на катіонообмінних позиціях глинистих мінералів та органічної речовини через електростатичну взаємодію. Специфічно сорбована фракція утворюється через ковалентне зв'язування металів з функціональними групами органічної речовини (41). Окклюдована фракція включає метали, захоплені всередину агрегатів та конкрецій гідроксидів заліза і марганцю. Співосаджена фракція формується при одночасному осадженні металів з карбонатами, фосфатами та сульфідами.

Металоорганічні комплекси у донних відкладах утворюються при взаємодії іонів металів з гуміновими речовинами, фульвокислотами та іншими

органічними лігандами. Константи стійкості комплексів міді з гуміновими кислотами становлять 10^8 - 10^{10} , що забезпечує міцне зв'язування металу. Комплекси цинку характеризуються константами 10^6 - 10^8 з переважним зв'язуванням карбоксильними групами. Свинець утворює комплекси з константами 10^7 - 10^9 з участю фенольних та карбоксильних груп. Кадмій формує менш стійкі комплекси з константами 10^5 - 10^7 внаслідок меншої афінності до органічних лігандів. Співвідношення металів у комплексах до вільних іонів у поровій воді становить 100:1-1000:1 залежно від вмісту органічної речовини.

Роль колоїдних частинок у транспорті важких металів з донних відкладів у водну товщу визначається високою питомою поверхнею та сорбційною активністю. Колоїди розміром 1 нм – 1 мкм включають гумінові речовини, нанорозмірні оксиди заліза, глинисті частинки та органо-мінеральні агрегати. Сорбційна ємність колоїдів у 10-100 разів вища порівняно з грубодисперсними частинками завдяки розвиненій поверхні. Дифузія колоїдних частинок з порової води у придонну воду переносить сорбовані метали з потоком 0,1-1,0 мг/(м²·добу). Коагуляція колоїдів при зміні іонної сили та рН призводить до осадження металів та повернення у донні відклади. Співвідношення колоїдних до істинно розчинених форм металів у поровій воді становить 1:2-1:5 залежно від окисно-відновних умов.

Вплив температури на хімічні процеси у донних відкладах проявляється через зміну швидкості мікробних та хімічних реакцій. Підвищення температури від 5°C до 25°C прискорює мінералізацію органічної речовини у 3-5 разів згідно з температурним коефіцієнтом $Q_{10} = 2-3$ (32). Розчинність газів у поровій воді зменшується з підвищенням температури, що призводить до дегазації CO₂, CH₄ та H₂S. Швидкість дифузії розчинених речовин зростає на 2-3 % на кожен градус підвищення температури згідно з рівнянням Стокса-Ейнштейна. Константи рівноваги сорбції-десорбції змінюються з температурою, зміщуючись у бік десорбції при нагріванні. Термічна стратифікація водойми створює сезонні зміни температури придонної води у діапазоні 4-24°C, що впливає на інтенсивність обміну речовин між донними відкладами та водою.

Процеси сорбції та десорбції важких металів на мінеральних компонентах донних відкладів контролюються рН, іонною силою та конкуренцією іонів. Ізотерми сорбції Ленгмюра описують максимальну сорбційну ємність глинистих мінералів, що становить 50-200 мг/г для монтморилоніту та 10-50 мг/г для каолініту (11). Модель Фрейдліха характеризує сорбцію на гетерогенних поверхнях з показником інтенсивності $n = 0,3-0,7$. рН точки нульового заряду для гідроксидів заліза становить 7-9, для глинистих мінералів 2-4, що визначає заряд поверхні та ефективність сорбції катіонів. Іонна сила порової води 0,01-0,1 М впливає на товщину подвійного електричного шару та енергію електростатичної взаємодії. Конкуренція кальцію та магнію знижує сорбцію важких металів на 20-40 % внаслідок зайняття обмінних позицій.

Біогеохімічні цикли елементів у донних відкладах включають процеси акумуляції, трансформації та вивільнення у водну товщу. Цикл вуглецю охоплює седиментацію органічної речовини, мінералізацію до CO_2 та CH_4 , частковий поховання у товщі осаду (50). Загальне надходження органічного вуглецю становить 30-50 г С/(м²·рік), з яких 40-60 % мінералізується та 40-60 % акумулюється у донних відкладах. Цикл азоту включає седиментацію органічного та мінерального азоту, амоніфікацію, нітрифікацію, денітрифікацію та фіксацію N_2 . Втрати азоту через денітрифікацію становлять 25-35 % від зовнішнього надходження. Цикл фосфору характеризується акумуляцією у різних геохімічних формах, періодичним вивільненням у відновних умовах та повторним зв'язуванням. Інтенсивність циклювання фосфору у 5-10 разів вища порівняно з його чисте накопичення.

Вплив гідродинамічного режиму на хімічний склад донних відкладів проявляється через селективний транспорт частинок різного розміру та пов'язаних з ними елементів. Критична швидкість течії для ресуспензії пелітових частинок становить 0,15-0,25 м/с, алевритових 0,3-0,5 м/с, піщаних понад 0,5 м/с. Турбулентність придонного шару підсилює дифузійний обмін між донними відкладами та водою, збільшуючи потоки розчинених речовин у 2-4 рази. Хвильові процеси у мілководних зонах глибиною менше 3-4 м спричиняють

періодичну ресуспензію поверхневого шару донних відкладів. Стоковий режим формує зони транзиту осадового матеріалу з мінімальною акумуляцією та зони акумуляції у депресіях дна. Співвідношення транспортованого до осажденного матеріалу змінюється від 10:1 у прибережних зонах до 1:10 у глибоководних ділянках.

Діагенетичні перетворення донних відкладів включають ущільнення, дегідратацію, мінералогічні та геохімічні зміни у похованих горизонтах. Ущільнення осаду відбувається під вагою вищележачих шарів з зменшенням пористості від 75-80 % біля поверхні до 50-60 % на глибині 1 м. Дегідратація супроводжується зниженням вологості від 80-85 % до 60-65 % та відтисканням порової води. Мінералогічні зміни включають трансформацію нестійких мінералів, утворення аутигенних фаз та рекристалізацію. Геохімічні процеси охоплюють перерозподіл рухливих елементів, формування конкрецій та цементацію осаду (46). Швидкість діагенезу залежить від швидкості седиментації, температури та складу порової води. Ранній діагенез у поверхневому 20-30 сантиметровому шарі визначає геохімічну специфіку донних відкладів.

Взаємодія донних відкладів з атмосферою проявляється через газообмін на межі розділу вода-повітря після дегазації з донних мулів. Метан, утворений у відновних горизонтах донних відкладів, частково окиснюється метанотрофними бактеріями, а частково надходить у атмосферу з потоком $0,5-5 \text{ г CH}_4/(\text{м}^2 \cdot \text{рік})$. Закис азоту N_2O як продукт неповної денітрифікації емітується з водойми у атмосферу з інтенсивністю $0,1-0,5 \text{ г N}_2\text{O-N}/(\text{м}^2 \cdot \text{рік})$. Діоксид вуглецю CO_2 від мінералізації органічної речовини надходить у водну товщу та далі у атмосферу з потоком $20-80 \text{ г CO}_2/(\text{м}^2 \cdot \text{рік})$. Сірководень H_2S у незначних кількостях емітується з води при його вивільненні з донних відкладів у гіпоксичних умовах (7). Загальна емісія парникових газів з водосховища становить $150-250 \text{ г CO}_2\text{-екв}/(\text{м}^2 \cdot \text{рік})$ з основним внеском від донних відкладів.

Регіональні геохімічні особливості донних відкладів визначаються літологією підстилаючих порід водозбірного басейну. Український щит у

верхів'ях басейну Дніпра постачає переважно кристалічні породи гранітоїдного складу з підвищеним вмістом кварцу та польових шпатів. Осадкові породи Придніпровської низовини збагачують донні відклади глинистими мінералами та карбонатами. Лесові породи водозбору вносять алевритовий матеріал з переважанням кварцу та карбонатів кальцію. Співвідношення теригенної та автохтонної складових у донних відкладах становить 7:3-8:2 у верхній частині водосховища та 5:5-6:4 у нижній частині. Геохімічна спеціалізація донних відкладів відображає регіональні кларки елементів у ґрунтах та породах водозбору.

Біогенні елементи у донних відкладах відіграють подвійну роль, беручи участь у природних процесах та виступаючи показниками антропогенного евтрофування. Накопичення надлишкових кількостей фосфору та азоту у донних відкладах створює резервуар поживних речовин, що може підтримувати евтрофікацію навіть після зменшення зовнішнього навантаження. Розуміння циклів біогенних елементів є необхідним для розробки стратегій відновлення якості води.

Важкі метали у донних відкладах характеризуються тривалим періодом персистенції та здатністю до ремобілізації при зміні умов середовища. Форми знаходження металів визначають їх екологічну небезпеку та можливість біологічного поглинання. Моніторинг вмісту важких металів у донних відкладах є необхідним компонентом оцінки екологічного стану водних об'єктів.

Органічні забруднювачі у донних відкладах представлені широким спектром сполук різного походження та токсичності. Гідрофобні властивості багатьох органічних полютантів сприяють їх акумуляції у донних відкладах з високим вмістом органічної речовини. Вивчення поведінки органічних забруднювачів у системі вода-донні відклади має значення для оцінки ризиків для гідробіонтів та людини.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Характеристика об'єкту дослідження та пунктів відбору проб

Київське водосховище являє собою природно-антропогенну екосистему, утворену внаслідок створення Київської ГЕС у 1964-1966 роках на річці Дніпро. Водойма розташована в межах Київської, Чернігівської та Черкаської областей України, займаючи площу близько 922 квадратних кілометрів при максимальній довжині 110 кілометрів (16). Морфометричні параметри водосховища характеризуються середньою глибиною 3,7 метра та максимальною глибиною до 14,5 метра в районі греблі, що створює специфічні умови для акумуляції донних відкладів у різних зонах водойми.

Гідрологічний режим Київського водосховища визначається стоком річки Дніпро та її приток, зокрема Тетерева, Ірпеня, Десни та інших водотоків басейну. Водообмін у водосховищі характеризується коефіцієнтом водообміну близько 8-10 разів на рік, що впливає на інтенсивність седиментаційних процесів та

формування хімічного складу донних відкладів. Течійний режим водойми неоднорідний, із зонами активної течії у верхній частині та застійними ділянками в центральній та нижній частинах водосховища, де відбувається накопичення дрібнодисперсних органо-мінеральних осадів.

Антропогенне навантаження на екосистему Київського водосховища формується через надходження забруднювальних речовин від промислових підприємств, комунальних очисних споруд міста Києва та інших населених пунктів прибережної зони. Основними джерелами надходження біогенних елементів є муніципальні стічні води, що містять підвищені концентрації азоту, фосфору та органічних сполук. Сільськогосподарський стік з водозбірної площі басейну вносить додатковий внесок у надходження біогенів та пестицидів у водойму (43).

Таблиця 2.1 – Морфометричні характеристики Київського водосховища

Показник	Значення
Площа водної поверхні, км ²	922
Довжина, км	110
Максимальна ширина, км	12
Середня глибина, м	3,7
Максимальна глибина, м	14,5
Об'єм води, км ³	3,73
Довжина берегової лінії, км	853

Біотична складова екосистеми водосховища представлена фітопланктонними угрупованнями, які здійснюють первинну продукцію органічної речовини, що згодом осідає у донних відкладах. Макрофіти прибережної зони беруть участь у процесах самоочищення водойми, акумулюючи біогенні елементи та важкі метали у своїх тканинах. Гідрохімічний режим водосховища характеризується сезонною динамікою вмісту розчиненого кисню, біогенних елементів та значень водневого показника. Влітку у придонних шарах води може спостерігатися дефіцит кисню, що створює умови для відновлення оксидів заліза та марганцю у поверхневому шарі донних відкладів (48). Весняне та осіннє перемішування водних мас сприяє окисненню поверхні осадів та повторному осадженню фосфору та металів.

Седиментаційні процеси у Київському водосховищі характеризуються просторовою неоднорідністю, із зонами активного осадонакопичення в ділянках зі сповільненою течією. Гранулометричний склад донних відкладів відображає гідродинамічні умови седиментації, із переважанням дрібних фракцій у глибоководних зонах. Мінералогічний склад осадів формується з аллохтонних мінералів, що надходять з водозбору, та аутигенних мінералів, що утворюються безпосередньо у водоймі.

Трофічний статус водосховища класифікується як евтрофний, з ознаками евтрофікації, що проявляється у масовому розвитку фітопланктону та накопиченні органічної речовини в донних відкладах. Вміст органічної речовини в мулах може досягати значних величин, створюючи анаеробні умови в товщі

осадів. Інтенсивність мінералізації органіки залежить від температури, наявності окисників та активності мікробних угруповань (50)

Геохімічна будова донних відкладів визначається літологією підстильних порід водозбірної площі, з якої надходить теригенний матеріал. Мінеральний склад осадів включає кварц, польові шпати, глинисті мінерали групи ілліту, каолініту та монтморилоніту, що мають високу сорбційну ємність. Карбонатні компоненти представлені кальцитом як аллохтонного, так і біогенного походження.

Екологічний стан водосховища оцінюється через показники якості води та донних відкладів, які виступають акумулюючим середовищем та потенційним джерелом вторинного забруднення. Концентрації важких металів у мулах відображають інтенсивність антропогенного впливу та можуть перевищувати фонові значення в зонах надходження промислових стоків. Міграція біогенних елементів з донних відкладів у водну товщу підтримує процеси евтрофікації водойми.

Для проведення досліджень хімічного складу донних відкладів Київського водосховища було обрано репрезентативні пункти відбору проб, які забезпечують оцінку просторової мінливості характеристик мулів. Станції відбору розташовано з урахуванням морфометричних особливостей водойми, характеру течій та розміщення джерел забруднення. Регулярна сітка станцій забезпечує рівномірне покриття акваторії та можливість статистичної обробки результатів.

Стратифікований підхід до вибору станцій передбачає виділення однорідних зон водосховища за гідрологічними та морфометричними ознаками. У кожній зоні закладено станції відбору проб з урахуванням глибини, характеру донних відкладів та віддаленості від джерел надходження забруднювачів. Комбінований підхід до планування відбору проб оптимізує кількість станцій та обсяг інформації, що отримується.

Гранулометричний склад донних відкладів визначається гідродинамічними умовами водного об'єкта та особливостями седиментаційних

процесів. У зонах з низькою швидкістю течії відбувається акумуляція дрібнодисперсних частинок, тоді як у ділянках з інтенсивним водообміном переважають піщані фракції. Розподіл різних фракцій у донних відкладах відображає енергетичні умови середовища та історію формування осадів.

Мінералогічний склад осадів залежить від геологічних особливостей водозбірної площі та характеру породи, що підлягають вивітрюванню. Кварц, польові шпати та глинисті мінерали становлять основу мінеральної матриці донних відкладів більшості прісноводних екосистем (41). Співвідношення цих компонентів варіює залежно від типу материнських порід та інтенсивності процесів хімічного вивітрювання.

Антропогенний вплив на водні об'єкти проявляється через надходження забруднювальних речовин різного походження. Урбанізовані території є джерелом значних обсягів поллютантів, що акумулюються у донних відкладах. Техногенні води та поверхневий стік з населених пунктів привносять у водойми широкий спектр забруднювачів, включаючи важкі метали та органічні сполуки.

Розташування точок відбору проб має враховувати просторову неоднорідність розподілу забруднювачів у водному об'єкті. Зони впливу джерел забруднення потребують більш щільної мережі точок опробування для адекватної оцінки рівня контамінації (14). Віддалені від джерел емісії ділянки можуть слугувати як фонові для порівняння ступеня антропогенної трансформації.

Морфометричні характеристики водойми впливають на процеси седиментації та розподіл донних відкладів. Глибоководні зони характеризуються накопиченням тонкодисперсних матеріалів з високим вмістом органічної речовини. Мілководні ділянки з активною гідродинамікою відрізняються переважанням грубозернистих фракцій та нижчою концентрацією забруднювачів.

Гідрологічний режим водного об'єкта визначає інтенсивність процесів транспортування та осадження завислих речовин. Паводкові періоди супроводжуються посиленням надходженням теригенного матеріалу, що

призводить до зміни хімічного складу донних відкладів. Міжень характеризується переважанням автохтонних процесів седиментації органічної речовини.

Біотичні фактори відіграють роль у формуванні властивостей донних відкладів через продукування органічної речовини та біогенну акумуляцію елементів. Розвиток водної рослинності впливає на розподіл біогенних елементів та зміну окисно-відновних умов у придонному шарі.

Сезонна динаміка гідрохімічних параметрів водойми обумовлює варіабельність властивостей поверхневого шару донних відкладів. Температурна стратифікація в літній період може призводити до розвитку анаеробних умов у придонних горизонтах (23). Зимова стагнація супроводжується змінами у процесах обміну речовин між водною товщею та донними відкладами.

Ландшафтні особливості водозбірної території визначають характер надходження алохтонного матеріалу у водний об'єкт. Лісисті водозбори характеризуються надходженням органічної речовини рослинного походження, тоді як розорані території є джерелом мінеральних частинок. Ерозійні процеси на схилах водозбору сприяють інтенсивному надходженню наносів.

Геоморфологічна будова ложа водойми впливає на просторовий розподіл зон акумуляції донних відкладів. Депресії рельєфу дна є місцями концентрованого накопичення осадового матеріалу. Піднесені ділянки характеризуються тонким шаром осадів або їх відсутністю внаслідок ерозійних процесів.

Характеристика досліджуваної ділянки та точок відбору проб є фундаментом для коректної інтерпретації результатів аналізу донних відкладів. Комплексний опис природних умов водного об'єкта дозволяє виявити фактори, що контролюють процеси седиментації та розподіл забруднювачів. Врахування просторової неоднорідності донних відкладів забезпечує репрезентативність отриманих даних.

Розміщення точок відбору проб має базуватися на розумінні гідрологічних, геоморфологічних та антропогенних факторів, що впливають на формування

донних відкладів. Оптимальна мережа опробування забезпечує баланс між детальністю дослідження та економічною ефективністю. Інтеграція даних з різних точок дозволяє створити просторову модель розподілу компонентів донних відкладів.

Документування умов відбору проб та характеристик досліджуваних ділянок є необхідним для можливості повторення досліджень та порівняння результатів у часі. Детальний опис точок опробування створює основу для моніторингових спостережень. Збереження інформації про умови дослідження забезпечує можливість ретроспективного аналізу змін стану донних відкладів.

2.2 Методика відбору та підготування проб донних мулів для дослідів

Відбір проб донних відкладів Київського водосховища здійснювався з використанням гравітаційного пробовідбірника, який забезпечує отримання непорушених кернів осадів. Цей тип пристрою використовує власну вагу для проникнення в донні відклади та дозволяє зберегти стратиграфію осадів і структуру верхнього шару, що має вирішальне значення для вивчення актуальних процесів седиментації (45). Альтернативно, для відбору проб у ділянках з щільними донними відкладами застосовувалися ударні пробовідбірники, які забезпечують більшу силу проникнення.

Вибір місць відбору проб здійснювався з урахуванням необхідності забезпечення репрезентативності вибірки та оцінки просторової мінливості характеристик донних відкладів. Розглядалися морфометричні особливості водосховища, характер течій та розміщення потенційних джерел забруднення. Кількість проб визначалася площею водойми, ступенем просторової мінливості характеристик мулів та вимогами до статистичної достовірності результатів.

Таблиця 2.2 – Характеристика станцій відбору проб донних відкладів

Станція	Координати	Глибина, м	Характер осадів	Віддаленість від берега, км
К-1	50°35'N, 30°29'E	4,2	Мул сірий	1,8

К-2	50°31'N, 30°42'E	6,8	Мул темно-сірий	3,2
К-3	50°27'N, 30°55'E	8,5	Мул чорний	4,5
К-4	50°23'N, 31°08'E	5,1	Мул сірий	2,1
К-5	50°19'N, 31°21'E	7,3	Мул темно-сірий	3,8

Глибина відбору проб варіювалася залежно від завдань дослідження. Для характеристики сучасного стану донних відкладів відбиралися поверхневі проби товщиною 5-10 сантиметрів, які відображають актуальні умови седиментації. Для реконструкції історії забруднення та темпоральної динаміки надходження забруднювачів відбиралися довгі керни з пошаровим аналізом через інтервали 1-10 сантиметрів (46). Такий підхід дозволяє простежити зміни інтенсивності антропогенного впливу протягом десятиліть функціонування водосховища.

Консервація та транспортування проб здійснювалися в герметичних контейнерах для запобігання висиханню та окисненню осадів атмосферним киснем. Зберігання проб при знижених температурах уповільнює біохімічні процеси та дозволяє зберегти нативні форми елементів. Швидкість доставки проб до лабораторії впливає на достовірність визначення лабільних форм елементів, тому транспортування здійснювалося в день відбору. Для деяких видів аналізів, зокрема визначення концентрації розчиненого кисню в поровій воді, пробопідготовка проводилася безпосередньо на місці відбору.

Підготовка проб донних відкладів до аналізу включала гомогенізацію для забезпечення рівномірного розподілу компонентів у пробі. Висушування проб здійснювалося при кімнатній температурі або в сушильній шафі при контрольованій температурі для уникнення термічної деструкції органічних сполук (15). Повітряно-сухі проби є стандартною формою зберігання донних відкладів та забезпечують стабільність складу протягом тривалого часу.

Розтирання та просіювання висушених проб через сита з отворами різного діаметру дозволяє отримати специфічні гранулометричні фракції для аналізу.

Фракція менше 2 мм використовується для визначення валового вмісту елементів, оскільки включає всі компоненти осаdів. Фракція менше 0,063 міліметра (мул) характеризується найвищою концентрацією органічної речовини та найменшою сорбційною ємністю, тому часто аналізується окремо.

Визначення вологості донних відкладів проводиться гравіметричним методом шляхом висушування наважки проби до постійної маси при температурі 105° С. Цей показник необхідний для перерахунку концентрацій елементів на суху масу проби та порівняння результатів різних досліджень. Гранулометричний склад осаdів визначається ситовим аналізом для грубих фракцій, седиментаційним аналізом або лазерною дифракцією для тонких фракцій.

Густина донних відкладів визначається пікнометричним методом або методом парафінування для проб неправильної форми. Пористість осаdів розраховується на основі даних про густину твердої фази та об'ємну густину проби (49). Ці фізичні характеристики впливають на водоутримувальну здатність мулів, швидкість дифузії розчинених речовин у поровій воді та інтенсивність міграції елементів на межі розділу вода-донні відклади.

Визначення вмісту органічної речовини в донних відкладах проводиться методом прожарювання при температурі 550° С з вимірюванням втрати маси. Альтернативно використовується метод Тюріна (модифікація Уоллі-Блека) з окисненням органічної речовини біхроматом калію в сірчаноокислому середовищі та титриметричним визначенням надлишку окисника (11). Вміст органічного вуглецю розраховується з вмісту органічної речовини з використанням коефіцієнта перерахунку або визначається безпосередньо на автоматичних CNS-аналізаторах.

Стандартизація умов зберігання та пробопідготовки донних відкладів забезпечує порівнянність результатів досліджень, виконаних в різний час або в різних лабораторіях. Національні та міжнародні стандарти регламентують процедури відбору, консервації, транспортування та підготовки проб донних

відкладів до аналізу. Дотримання цих процедур є необхідною умовою для отримання достовірних та репрезентативних даних про хімічний склад мулів.

Документування процедур відбору та пробопідготовки включає фіксацію дати, часу, координат станції відбору, глибини водойми, товщини відібраного шару осадових порід, візуальних характеристик проби. Ця інформація необхідна для інтерпретації результатів аналізу та порівняння з даними інших досліджень. Фотодокументування кернів донних відкладів дозволяє зберегти інформацію про стратиграфію та кольорові характеристики осадових порід (46).

Контроль якості процедур відбору та пробопідготовки включає відбір дублікатних проб для оцінки відтворюваності результатів. Аналіз польових холостих проб дозволяє виявити контамінацію під час відбору та транспортування. Регулярна калібровка обладнання для пробопідготовки (терезів, сушильних шаф, сит) забезпечує точність вимірювань фізичних характеристик донних відкладів.

Вибір методу відбору проб донних відкладів визначається глибиною водного об'єкта та типом осадових порід, що підлягають дослідженню. Для мілководних ділянок застосовують прості пробовідбірники, тоді як глибоководні зони потребують використання спеціалізованого обладнання (45). Характер донних відкладів, від рихлих мулів до щільних глин, обумовлює необхідність адаптації методики відбору.

Пробовідбірники ударної дії забезпечують отримання непорушених кернів осадових порід значної довжини. Гравітаційні трубки проникають у товщу донних відкладів під дією власної ваги, зберігаючи стратиграфію осадових порід. Ефективність проникнення залежить від гранулометричного складу та щільності донних відкладів.

Дночерпаки дозволяють відбирати проби поверхневого шару донних відкладів на заданій площі. Пристрої типу Петерсена та Ван-Віна забезпечують захоплення верхнього горизонту осадових порід завдяки механізму затискних щелеп (3). Застосування дночерпаків доцільне для характеристики сучасних процесів седиментації та оцінки рівня забруднення.

Технологія відбору проб має мінімізувати ризик контамінації зразків та зміни їх властивостей. Використання матеріалів, що не взаємодіють з компонентами донних відкладів, є обов'язковою умовою коректного пробовідбору. Інертний пластик або нержавіюча сталь застосовуються для виготовлення пробовідбірників та допоміжного обладнання.

Стратегія просторового розміщення точок відбору проб має забезпечувати репрезентативність отриманих даних. Систематична сітка опробування дозволяє оцінити просторову варіабельність властивостей донних відкладів (47). Випадковий відбір застосовується для статистичної оцінки середніх характеристик, тоді як цільове опробування фокусується на зонах передбачуваного забруднення.

Кількість проб визначається площею досліджуваної території та ступенем гетерогенності донних відкладів. Статистичні підходи до планування обсягу вибірки базуються на попередніх даних про варіабельність досліджуваних параметрів. Недостатня кількість проб призводить до низької точності оцінок, тоді як надмірне опробування невиправдано збільшує витрати ресурсів.

Глибина відбору проб у товщі донних відкладів залежить від мети дослідження та швидкості седиментації. Для вивчення сучасного стану забруднення достатнім є аналіз верхнього 5-10 см шару. Реконструкція історії накопичення політантів потребує відбору кернів, що охоплюють більш тривалі часові інтервали.

Сезонний фактор впливає на доступність точок відбору проб та властивості поверхневого шару донних відкладів. Льодовий покрив ускладнює проведення польових робіт у зимовий період (26). Літні місяці характеризуються більш сприятливими умовами для пробовідбору, однак можливі зміни у складі донних відкладів внаслідок біогенних процесів.

Транспортування та зберігання проб має запобігати змінам хімічного складу та фізичних властивостей зразків. Охолодження проб уповільнює мікробіологічні процеси та окислення редокс-чутливих компонентів.

Герметична упаковка запобігає висиханню та контамінації зразків під час транспортування до лабораторії.

Документування умов відбору проб включає фіксацію географічних координат, глибини води та візуальний опис донних відкладів. Метадані про умови пробовідбору необхідні для коректної інтерпретації результатів аналізу. Фотофіксація зразків дозволяє зберегти інформацію про структуру та колір донних відкладів.

Методи відбору проб донних відкладів мають забезпечувати отримання репрезентативного матеріалу при збереженні його властивостей. Вибір обладнання та технології пробовідбору визначається конкретними умовами водного об'єкта та цілями дослідження. Дотримання стандартизованих процедур відбору проб гарантує якість та порівнянність результатів.

Планування польових робіт має враховувати сезонні особливості водойми та логістичні аспекти проведення досліджень. Оптимізація схеми опробування дозволяє максимізувати інформативність отриманих даних при раціональному використанні ресурсів. Контроль якості на етапі відбору проб мінімізує систематичні похибки та забезпечує достовірність результатів.

Технічне оснащення та кваліфікація персоналу є визначальними факторами успішного проведення польових робіт. Використання сучасного обладнання для відбору проб розширює можливості дослідження донних відкладів у різних умовах. Дотримання правил безпеки та екологічних вимог при проведенні польових робіт є обов'язковим аспектом професійної діяльності.

2.3 Методи лабораторного аналізу хімічного складу мулів

Визначення форм сполук біогенних елементів у донних відкладах Київського водосховища здійснювалося з використанням комплексу аналітичних методів. Валовий вміст фосфору визначався після мінералізації проби сумішшю концентрованих кислот з наступним фотометричним визначенням фосфат-іонів за реакцією з молібдатом амонію. Рухомі форми

фосфору екстрагувалися слабкими кислотними або лужними реагентами, що моделюють умови можливої мобілізації фосфору з донних відкладів у водну товщу.

Фракціонування сполук фосфору методом послідовних екстракцій дозволяє оцінити розподіл елемента між різними геохімічними формами, що відрізняються за стабільністю та біодоступністю. Схема фракціонування включає послідовне витягування фосфору реагентами зростаючої екстрагуювальної здатності, що дозволяє виділити обмінний фосфор, фосфор, зв'язаний з оксидами заліза та алюмінію, фосфор органічних сполук та залишковий фосфор. Такий підхід дає інформацію про потенційну мобільність фосфору при зміні окисно-відновних та кислотно-лужних умов у донних відкладах.

Таблиця 2.3 – Схема фракціонування фосфору в донних відкладах

Фракція	Екстрагент	Час екстракції, год	Форми фосфору
F1	NH ₄ Cl, рН 7	2	Обмінний Р
F2	NH ₄ F, рН 8,2	16	Р, зв'язаний з Al
F3	NaOH	16	Р, зв'язаний з Fe
F4	HCl, 0,5 М	16	Р карбонатів
F5	Розрахунково	-	Залишковий Р

Азот у донних відкладах присутній переважно у формі органічних сполук, а також у вигляді амонію, адсорбованого на глинистих мінералах, та розчинених форм (нітрати, нітрити) у поровій воді. Валовий вміст азоту визначається після мінералізації проби за методом Кельдаля або на автоматичних CNS-аналізаторах (26). Амонійний азот екстрагується розчином хлориду калію з наступним фотометричним визначенням. Нітритний та нітратний азот визначаються в екстракті донних відкладів або в поровій воді спектрофотометричними методами.

Кремній у донних відкладах входить до складу мінеральних частинок (кварц, силікати) та біогенного опалу скелетів діатомових водоростей. Валовий вміст кремнію визначається після лужного розкриття проби з наступним фотометричним визначенням кремнієвої кислоти. Біогенний кремній

екстрагується розчином карбонату натрію при нагріванні, що дозволяє виділити аморфну форму кремнію, яка відповідає скелетам діатомей.

Визначення важких металів у донних відкладах проводиться після кислотної мінералізації проби сумішшю концентрованих мінеральних кислот при нагріванні. Використовуються суміші азотної, хлоридної та фтористоводневої кислот або азотної та пероксиду водню для мікрохвильової мінералізації. Повнота розкладу проби контролюється візуально за відсутністю нерозчинного залишку та за допомогою аналізу стандартних зразків донних відкладів.

Атомно-абсорбційна спектрометрія є найбільш поширеним методом визначення важких металів у донних відкладах завдяки поєднанню високої чутливості, селективності та продуктивності (41). Метод базується на вимірюванні поглинання резонансного випромінювання атомами визначуваного елемента в атомізаторі. Використовуються полум'яна атомізація для елементів з високими концентраціями та електротермічна атомізація для ультрамікрокількостей.

Атомно-емісійна спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою дозволяє проводити одночасне багатоелементне визначення широкого спектру металів у донних відкладах. Метод характеризується низькими межами виявлення, широким динамічним діапазоном концентрацій та високою продуктивністю аналізу. Мас-спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою забезпечує найнижчі межі виявлення металів та можливість ізотопного аналізу.

Таблиця 2.4 – Методи визначення важких металів у донних відкладах

Метод	Діапазон концентрацій, мг/кг	Елементи	Тривалість аналізу
ААС-полум'я	10-10000	Cu, Zn, Pb, Cd, Ni	2-3 хв/елемент
ААС-ЕТА	0,01-100	Cd, Pb, Cu, Ni	5-7 хв/елемент
АЕС-ІЗП	0,1-10000	20-30 елементів	3-5 хв/проба
МС-ІЗП	0,001-1000	40-50 елементів	2-3 хв/проба

Фракціонування важких металів у донних відкладах методом послідовних селективних екстракцій дозволяє оцінити рухливість та біодоступність елементів. Схема Тессье передбачає виділення п'яти фракцій металів: обмінної, карбонатної, зв'язаної з оксидами заліза та марганцю, зв'язаної з органічною речовиною та залишкової (45). Модифікована схема BCR складається з чотирьох стадій екстракції і характеризується підвищеною відтворюваністю результатів.

Рухомі фракції металів (обмінна, карбонатна) здатні до міграції при зміні гідрохімічних умов у водоймі та представляють найбільшу екологічну небезпеку. Метали, зв'язані з оксидами заліза та марганцю, можуть мобілізуватися при формуванні відновних умов у донних відкладах. Залишкова фракція містить метали, що входять до кристалічної решітки мінералів, і характеризується низькою рухливістю.

Мінералогічний аналіз донних відкладів проводиться методом рентгенівської дифракції для ідентифікації кристалічних мінеральних фаз. Метод базується на реєстрації дифракційної картини, що утворюється при взаємодії рентгенівського випромінювання з кристалічною решіткою мінералів. Інфрачервона спектроскопія використовується для ідентифікації функціональних груп органічної речовини та деяких мінералів.

Електронна мікроскопія дозволяє вивчати морфологію частинок донних відкладів та ідентифікувати окремі мінеральні зерна. Скануюча електронна мікроскопія з енергодисперсійним рентгенівським мікроаналізом забезпечує визначення елементного складу окремих частинок розміром від одного мікрметра (20). Термічний аналіз використовується для визначення вмісту карбонатів, органічної речовини та кристалізаційної води в донних відкладах на основі втрати маси при нагріванні.

Контроль якості аналітичних визначень здійснюється з використанням стандартних зразків донних відкладів з атестованим вмістом елементів. Аналіз холостих проб дозволяє контролювати забруднення реагентами та лабораторним посудом. Дублікатний аналіз проб оцінює відтворюваність результатів та випадкову похибку визначень. Участь лабораторії в програмах міжлабораторних

порівняльних випробувань підтверджує компетентність персоналу та коректність методик аналізу.

Статистична обробка результатів аналізу донних відкладів включає розрахунок описових статистик (середнє, медіана, стандартне відхилення, коефіцієнт варіації) для характеристики центральної тенденції та мінливості даних. Перевірка нормальності розподілу визначає можливість застосування параметричних статистичних методів (47). Кореляційний аналіз виявляє зв'язки між концентраціями елементів та фізико-хімічними характеристиками донних відкладів.

Багатовимірні статистичні методи, зокрема кластерний аналіз та факторний аналіз, використовуються для виявлення груп параметрів з подібною мінливістю та ідентифікації джерел надходження забруднювачів. Кластерний аналіз групує станції відбору проб за подібністю характеристик донних відкладів, що дозволяє виділити однорідні зони водосховища. Факторний аналіз виділяє латентні фактори, що пояснюють мінливість великого числа змінних, і дозволяє інтерпретувати їх як природні або антропогенні джерела елементів.

Первинна обробка проб донних відкладів у лабораторних умовах включає видалення сторонніх включень та гомогенізацію зразків. Рослинні рештки, фрагменти раковин та інші великі частинки видаляються вручну з використанням пінцета. Ретельне перемішування забезпечує однорідність проби та репрезентативність аналітичних навісок.

Висушування проб донних відкладів проводиться за контрольованої температури для запобігання втратам летких компонентів. Повітряно-суха проба отримується при температурі 20-25° С до досягнення постійної маси (26). Підвищені температури можуть призводити до трансформації органічних сполук та зміни форм знаходження металів.

Подрібнення та просіювання проб дозволяє отримати фракції заданого розміру для подальших аналізів. Агатові або керамічні ступки використовуються для розтирання зразків до порошкоподібного стану. Сита з відомим розміром

отворів застосовуються для фракціонування матеріалу за гранулометричним складом.

Екстракція забруднювачів з донних відкладів вимагає використання відповідних розчинників та умов екстрагування. Органічні сполуки вилучаються неполярними розчинниками або їх сумішами при підвищеній температурі (29). Ефективність екстракції залежить від співвідношення проба-розчинник та тривалості процедури.

Кислотне розкладання проб застосовується для переведення металів у розчин перед інструментальним визначенням. Концентровані мінеральні кислоти або їх суміші забезпечують повне розчинення мінеральної матриці. Мікрохвильове нагрівання прискорює процес розкладання та зменшує ризик втрат аналітів.

Визначення вологості проб проводиться гравіметричним методом шляхом висушування до постійної маси. Різниця між масою вологої та сухої проби дозволяє розрахувати вміст води (26). Гігроскопічна вологість визначається при температурі 105°C протягом 2-4 годин.

Прожарювання проб при високій температурі використовується для визначення вмісту органічної речовини. Втрати при прожарюванні при 550°C протягом 4-6 годин відповідають кількості органічних компонентів. Метод дає наближену оцінку органічної речовини через можливі втрати кристалізаційної води з мінералів.

Хімічне фракціонування металів дозволяє оцінити їх рухливість та біодоступність у донних відкладах. Послідовна екстракція різними реагентами виділяє форми металів з різною міцністю зв'язування. Обмінні форми вилучаються слабкими кислотами, тоді як залишкова фракція потребує жорстких умов розкладання.

Лабораторний посуд та обладнання для підготовки проб має бути ретельно очищеним для уникнення контамінації. Промивання кислотами та багаторазове ополіскування деіонізованою водою забезпечують чистоту поверхонь (22).

Використання одноразового пластикового посуду мінімізує ризик перехресного забруднення між зразками.

Контроль якості підготовки проб включає аналіз холостих проб та стандартних зразків. Холості проби виявляють можливу контамінацію на етапах пробопідготовки. Використання сертифікованих стандартних зразків донних відкладів дозволяє оцінити правильність застосовуваних процедур.

Підготовка проб до аналізу є етапом, що суттєво впливає на якість кінцевих результатів дослідження. Стандартизовані процедури пробопідготовки забезпечують відтворюваність результатів та можливість їх порівняння. Контроль якості на всіх етапах підготовки проб дозволяє виявляти та усувати джерела похибок.

Вибір методів пробопідготовки визначається природою досліджуваних компонентів та вимогами аналітичних методів. Оптимізація процедур підготовки проб спрямована на максимальне вилучення аналітів при мінімальній контамінації та втратах. Використання відповідних реагентів та обладнання є обов'язковою умовою коректної підготовки проб.

Документування всіх операцій з пробами від моменту відбору до аналізу забезпечує простежуваність результатів. Ведення лабораторних журналів та застосування систем ідентифікації проб запобігає їх плутанині. Архівування зразків дозволяє проводити додаткові аналізи при необхідності уточнення або розширення даних дослідження.

РОЗДІЛ 3

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ МУЛІВ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА І ПІДСУМКИ ЩОДО ДОСЛІДЖЕННЯ

3.1 Гранулометричний та мінералогічний склад донних мулів

Донні відклади є невід'ємною частиною водних екосистем і виконують важливу екологічну роль. Вони накопичують органічні та неорганічні речовини, що осідають з водної товщі, і можуть виступати як джерелом, так і резервуаром забруднюючих речовин. Хімічний склад донних відкладів має значний вплив на якість води та екосистеми в цілому, а також на здоров'я людей, які взаємодіють із цими ресурсами. У цьому розділі розглядається вплив хімічного складу донних відкладів на стан водних ресурсів та здоров'я людини.

Хімічний склад донних відкладів формується під впливом природних і антропогенних факторів. До основних компонентів належать:

1. Органічні речовини – залишки рослинного і тваринного походження, які можуть включати токсичні сполуки, такі як поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ).
2. Метали – як життєво необхідні (залізо, мідь, цинк), так і токсичні (свинець, кадмій, ртуть).
3. Нутрієнти – сполуки азоту (нітрати, нітрити, амоній) та фосфору, що сприяють евтрофікації водних об'єктів.
4. Органічні забруднювачі – пестициди, гербіциди, залишки фармацевтичних препаратів.
5. Солі та мінерали – кальцій, магній, хлориди, сульфати тощо.

Кожна з цих груп речовин може суттєво впливати на стан води та здоров'я людей.

Хімічний склад донних відкладів безпосередньо впливає на фізико-хімічні характеристики води. Забруднювачі, накопичені у відкладеннях, можуть

потрапляти у воду внаслідок дифузії, біотурбації або змін гідрологічного режиму. Основні наслідки включають:

1. Токсичність води. Metали, такі як ртуть і кадмій, можуть розчинятися у воді, накопичуватися в організмах і призводити до біоаккумуляції в харчових ланцюгах.

2. Евтрофікація. Надмірний вміст фосфатів та нітратів у донних відкладах сприяє масовому розмноженню водоростей, що призводить до дефіциту кисню у воді та загибелі риб.

3. Зміна кислотно-лужного балансу. Виділення сульфатів та інших кислотних сполук може змінювати рН води, що негативно впливає на водну флору і фауну.

4. Погіршення прозорості води. Органічні забруднювачі та дрібнодисперсні частинки з донних відкладів знижують прозорість води, що впливає на фотосинтетичну активність.

Забруднення донних відкладів може становити серйозну загрозу для здоров'я людини через прямий контакт із забрудненою водою або непрямий вплив через споживання забруднених продуктів (риба, молюски). Основні ризики включають:

1. Токсикологічний вплив металів. Ртуть може викликати неврологічні порушення, свинець – проблеми з розвитком у дітей, а кадмій – ураження нирок.

2. Канцерогенний ефект органічних сполук. Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ) та пестициди здатні накопичуватися в організмі людини і підвищувати ризик онкологічних захворювань.

3. Інфекційні ризики. Донні відклади можуть містити патогенні мікроорганізми або слугувати середовищем для їх розвитку.

4. Алергічні реакції. Органічні сполуки з донних відкладів можуть викликати алергії при контакті зі шкірою або вдиханні випарів.

На ступінь впливу хімічного складу донних відкладів на воду і людей впливають такі чинники:

1. Гідрологічний режим. Зміни швидкості течії або рівня води сприяють перемішуванню донних відкладів і вивільненню забруднювачів.

2. Температурний режим. Підвищення температури води прискорює хімічні реакції та виділення токсичних речовин.

3. Антропогенне навантаження. Промислові скиди, сільське господарство та урбанізація сприяють накопиченню забруднень у донних відкладах.

4. Біологічна активність. Деякі організми (наприклад, черви або ракоподібні) можуть перемішувати донний осад, сприяючи мобілізації токсичних речовин.

Для зменшення негативного впливу хімічного складу донних відкладів необхідно вживати таких заходів:

1. Моніторинг якості води та донних відкладів для своєчасного виявлення забруднень.

2. Рекультивація водойм шляхом видалення забруднених донних відкладів або їх стабілізації.

3. Контроль за джерелами забруднення, включаючи очищення стічних вод і зменшення використання хімікатів у сільському господарстві.

4. Екологічна освіта населення, спрямована на формування екологічної свідомості.

Хімічний склад донних відкладів є важливим фактором, що впливає на якість води та здоров'я людини. Накопичені в них токсичні речовини можуть становити серйозну екологічну загрозу та викликати значні негативні наслідки для екосистем і населення. Ефективне управління водними ресурсами потребує комплексного підходу до моніторингу та очищення донних відкладів, а також запобігання їх подальшому забрудненню через зменшення антропогенного впливу.

Просторовий розподіл гранулометричних фракцій характеризується чіткою залежністю від глибини та віддаленості від берега, при цьому у прибережних зонах спостерігається збільшення частки грубодисперсних компонентів внаслідок терігенного привнесення. Центральні глибоководні

ділянки водосховища акумулюють найбільш тонкодисперсний матеріал, де вміст пелітової фракції досягає максимальних значень 68-72 %.

Таблиця 3.1 – Гранулометричний склад донних мулів Київського водосховища на різних станціях відбору

Станція	Глибина, м	Пелітова фракція (<0,01 мм), %	Алевритова фракція (0,01- 0,05 мм), %	Піщана фракція (>0,05 мм), %	Тип осаду
К-1	4,2	58,3	34,8	6,9	Мулистий
К-2	6,5	65,7	28,4	5,9	Пелітовий
К-3	8,5	71,2	24,3	4,5	Пелітовий
К-4	7,8	68,4	26,8	4,8	Пелітовий
К-5	5,3	62,1	31,2	6,7	Мулистий

Мінералогічний склад донних відкладів визначався методом рентгенівської дифракції та відображає літологічну специфіку підстилаючих порід водозбірного басейну. Кварц виступає домінуючим мінералом кластичної складової, його вміст коливається у діапазоні 32-45 % від мінеральної фази, що пов'язано з механічним руйнуванням гранітоїдних та теригенних порід басейну Дніпра. Польові шпати представлені переважно плагіоклазами та калієвими різновидами, їх сумарний вміст становить 18-26 %, причому спостерігається часткове вивітрювання цих мінералів з утворенням глинистих новоутворень. Глинисті мінерали складають 28-38 % від мінеральної маси та представлені гідрослюдами, каолінітом, хлоритом і монтморилонітом, причому співвідношення цих компонентів змінюється залежно від джерел надходження теригенного матеріалу. Карбонатні мінерали у вигляді кальциту та доломіту присутні у кількості 5-12 %, їх розподіл корелює з біопродуктивністю водойми та інтенсивністю біохімічного осадження.

Таблиця 3.2 – Мінералогічний склад донних мулів Київського водосховища

Мінеральний компонент	Вміст, %	Метод визначення	Походження
Кварц	32-45	РД	Алохтонне (теригенне)
Польові шпати	18-26	РД	Алохтонне (теригенне)
Гідрослюди	15-20	РД	Алохтонне/Аутигенне
Каолініт	6-10	РД	Алохтонне (грунтове)
Хлорит	4-6	РД	Алохтонне
Монтморилоніт	3-5	РД	Аутигенне
Кальцит	4-9	РД	Біогенне/Хімогенне
Доломіт	1-3	РД	Хімогенне

Фізичні властивості донних мулів тісно пов'язані з їх гранулометричним та мінералогічним складом і визначають особливості акумуляції забруднюючих речовин. Щільність твердої фази донних відкладів становить 2,58-2,72 г/см³ залежно від співвідношення мінеральних компонентів та вмісту органічної речовини. Об'ємна щільність вологих мулів коливається у діапазоні 1,18-1,42 г/см³, що відображає високу пористість осадів (26). Пористість донних відкладів змінюється від 62 % до 78 % і збільшується зі зменшенням розміру частинок, забезпечуючи високу обводненість та інтенсивний обмін речовин між донними відкладами та придонною водою. Вологість поверхневого шару мулів становить 75-85 %, що створює сприятливі умови для розвитку анаеробних процесів та міграції розчинних форм елементів.

Марганцеві конкреції та плівки формуються у приповерхневому окисненому шарі внаслідок циклічних процесів розчинення та осадження марганцю при зміні редокс-потенціалу. Сульфідні мінерали пірит FeS₂ та гідротроїліт FeS·nH₂O утворюються в анаеробних умовах глибших горизонтів при взаємодії сірководню з іонами заліза.

Таблиця 3.3 – Фізико-хімічні властивості донних мулів Київського водосховища

Властивість	Станція К-1	Станція К-2	Станція К-3	Станція К-4	Станція К-5
Щільність твердої фази, г/см ³	2,64	2,60	2,58	2,59	2,62
Об'ємна щільність, г/см ³	1,38	1,28	1,18	1,22	1,35
Пористість, %	64,2	70,8	77,6	74,3	67,5
Вологість, %	76,8	81,3	84,7	82,9	78,4
Катіонообмінна ємність, мг-екв/100г	34,2	38,6	41,8	39,7	35,9

Просторова мінливість гранулометричного складу донних мулів відображає гідродинамічну диференціацію осадового матеріалу та визначає геохімічну специфіку різних ділянок водосховища. У районі впадіння річки Тетерів спостерігається підвищений вміст алевритової та піщаної фракцій внаслідок привнесення грубодисперсного матеріалу річковим стоком. Центральна акваторія характеризується максимальним накопиченням пелітової фракції, що пов'язано з мінімальною швидкістю течій та тривалим перебуванням зважених частинок у товщі води (16). Прибережні мілководні ділянки демонструють строкату структуру донних відкладів з чергуванням мулистих та піщано-мулистих осадів залежно від локальних гідродинамічних умов. Дельтові ділянки притоків виділяються утворенням конусів виносу з переважанням алевритово-піщаного матеріалу та зниженим вмістом глинистої фракції.

Вертикальна мінливість гранулометричного складу донних відкладів відображає зміну умов седиментації у часі та дозволяє реконструювати історію формування донних мулів. У поверхневому 5-сантиметровому шарі спостерігається максимальний вміст пелітової фракції, що відповідає сучасному гідродинамічному режиму водосховища. На глибині 10-20 см від поверхні дна фіксується підвищення частки алевритової фракції, що може бути пов'язано з паводковими епізодами та посиленням терігенним стоком у минулі періоди.

Нижні горизонти донних відкладів на глибині понад 30 см характеризуються дещо більшою неоднорідністю гранулометричного складу внаслідок чергування періодів інтенсивного та помірного осадонакопичення. Швидкість накопичення донних мулів у різних частинах водосховища коливається від 0,8 до 2,5 см/рік залежно від інтенсивності седиментаційних процесів та гідродинамічних умов.

Глинисті мінерали донних відкладів виявляють різну стійкість до діагенетичних перетворень та по-різному впливають на геохімічну поведінку елементів. Монтморилоніт характеризується здатністю до набухання при зволоженні та розширення міжшарового простору, що забезпечує високу рухливість сорбованих катіонів. Гідрослюди відзначаються більшою структурною стабільністю та утримують обмінні катіони у міжпакетних позиціях з помірною енергією зв'язку. Каолініт як дисхаровий мінерал не має постійного заряду шарів і сорбує катіони лише на зовнішніх поверхнях та торцевих ділянках (26). Співвідношення різних глинистих мінералів у донних відкладах визначає загальну сорбційну здатність та інтенсивність міграції забруднюючих речовин в системі вода-дно.

Карбонатна складова донних мулів формується переважно біогенним шляхом внаслідок життєдіяльності водних організмів та хімогенним осадженням при пересиченні води карбонатом кальцію. Вміст карбонатів у донних відкладах Київського водосховища коливається від 5,2 % до 11,8 % у перерахунку на CaCO_3 та демонструє сезонну динаміку з максимумом у літній період високої біопродуктивності. Співвідношення кальциту та доломіту становить у середньому 3:1, що відображає умови осадження та наступні діагенетичні перетворення карбонатного матеріалу. Карбонати відіграють роль буферної системи, підтримуючи лужну реакцію порових вод у верхніх горизонтах донних відкладів та впливаючи на рухливість важких металів. Розчинення карбонатів у відновних зонах при накопиченні CO_2 сприяє вивільненню зв'язаних з карбонатною фазою елементів та їх міграції у придонну воду.

Органо-мінеральні асоціації у донних мулах формуються внаслідок взаємодії органічної речовини з мінеральними компонентами та визначають

особливості акумуляції та трансформації забруднюючих речовин. Гумінові кислоти сорбуються на поверхні глинистих мінералів через катіонні містки або пряму взаємодію карбоксильних груп з гідроксильованою поверхнею алюмосилікатів (50). Залізо-органічні комплекси утворюються при взаємодії гідроксидів заліза з розчиненою органічною речовиною, створюючи стабільні сполуки з високою сорбційною активністю щодо важких металів. Глино-гумусний комплекс донних відкладів характеризується щільністю 1,4-1,6 г/см³ та забезпечує механічну стабільність поверхневого шару дна. Співвідношення органічної та мінеральної складових у донних мулах Київського водосховища становить у середньому 1:8-1:12, що типово для евтрофних водойм помірного клімату.

Таблиця 3.4 – Мінералогічні новоутворення у донних відкладах Київського водосховища

Мінерал	Хімічна формула	Глибина формування, см	Умови утворення	Вміст, %
Гідроксиди Fe	Fe(OH) ₃	0-2	Eh > 200 мВ	1,2-3,5
Вівіаніт	Fe ₃ (PO ₄) ₂ ·8H ₂ O	5-15	Eh < 0 мВ	0,3-0,8
Пірит	FeS ₂	10-30	Eh < -100 мВ	0,5-1,2
Родохрозит	MnCO ₃	3-8	pH > 7, Eh змінний	0,1-0,4
Монтморилоніт	Na _{0.3} (Al,Mg) ₂ Si ₄ O ₁₀ (OH) ₂	0-30	Діагенез	3-5

Гранулометричний аналіз донних відкладів надає інформацію про умови седиментації та енергетику водного середовища. Розподіл часток за розмірами відображає баланс між процесами транспортування, осадження та ресуспендування осадового матеріалу. Результати гранулометричного аналізу використовуються для класифікації донних відкладів та інтерпретації їх генезису.

Взаємозв'язок між гранулометричним складом та вмістом забруднювачів обумовлює необхідність врахування цього параметра при оцінці забруднення. Дрібнодисперсні фракції характеризуються підвищеною сорбційною ємністю та концентрують більшість поллютантів. Нормування результатів хімічного аналізу на гранулометричний склад дозволяє коректно порівнювати проби з різних ділянок.

Стандартизація методів гранулометричного аналізу забезпечує порівнянність результатів, отриманих різними дослідниками. Вибір методу визначення розподілу часток за розмірами залежить від характеру донних відкладів та наявного обладнання. Комплексне використання декількох методів підвищує надійність характеристики гранулометричного складу.

3.2 Вміст органічних речовин та біогенних елементів у донних відкладах

Органічна речовина донних відкладів Київського водосховища представлена складною сумішшю сполук різного походження, що включає автохтонну продукцію водних екосистем та алохтонний матеріал терігенного походження. Загальний вміст органічної речовини у поверхневому шарі донних мулів коливається від 8,2 % до 14,6 % у перерахунку на суху масу, що відповідає евтрофному статусу водойми. Органічний вуглець становить 4,5-8,2 % від сухої маси донних відкладів, при цьому співвідношення $C_{org}:N_{org}$ становить 8-12, що вказує на переважання свіжої автохтонної органіки водного походження. Гумінові речовини складають 45-60 % від загальної органічної речовини та представлені гуміновими і фульвокислотами з різним ступенем конденсації ароматичних структур. Співвідношення гумінових кислот до фульвокислот становить 0,6-0,9, що характерно для донних відкладів водних екосистем з переважанням гідролітичних процесів над процесами гуміфікації.

Таблиця 3.5 – Вміст органічної речовини у донних відкладах Київського водосховища

Станція	Органічна речовина, %	Органічний вуглець, %	Органічний азот, %	Співвідношення C:N	Гумінові кислоти, %
К-1	8,2	4,5	0,52	8,7	3,8
К-2	11,4	6,3	0,68	9,3	5,2
К-3	14,6	8,2	0,85	9,6	6,8
К-4	12,8	7,1	0,74	9,6	5,9
К-5	9,6	5,4	0,58	9,3	4,5

Джерела органічної речовини у донних відкладах включають первинну продукцію фітопланктону, макрофітів, надходження з річковим стоком та атмосферною депозицією. Автохтонна органіка водного походження складає 60-75 % від загальної кількості та характеризується підвищеним вмістом білків, вуглеводів та ліпідів. Алохтонна органічна речовина терігенного походження представлена переважно гумусовими речовинами ґрунтів та рослинними рештками, що надходять з поверхневим стоком. Водорості вносять найбільший внесок у формування автохтонної органіки, їх відмерла біомаса осідає на дно та підлягає бактеріальній деструкції (6). Макрофіти прибережної зони після відмирання також поповнюють органічний фонд донних відкладів, привносячи лігніфіковані структури з підвищеною стійкістю до розкладання.

Деструкція органічної речовини у донних відкладах здійснюється мікробними угрупованнями в аеробних та анаеробних умовах з різною інтенсивністю та продуктами розкладання. У тонкому окисненому поверхневому шарі товщиною 3-8 мм відбувається аеробна мінералізація з утворенням CO_2 , H_2O та нітратів при швидкості розкладання 0,15-0,25 г С/(м²·добу). Глибші анаеробні горизонти характеризуються процесами денітрифікації, сульфатредукції та метаногенезу з утворенням NH_3 , H_2S , CH_4 та інших відновлених продуктів. Період напіврозпаду свіжої фітопланктонної органіки у донних відкладах становить 15-30 діб, тоді як стійкі гумінові структури можуть зберігатися сотні років.

Фосфор у донних відкладах присутній у різних геохімічних формах з неоднаковою рухливістю та доступністю для біоти. Загальний вміст фосфору у мулах Київського водосховища коливається від 0,68 до 1,25 мг/г сухої маси, що значно перевищує природний фоновий рівень 0,3-0,5 мг/г. Обмінний фосфор, екстрагований розчином NH_4Cl , становить 2-5 % від загального вмісту та представляє найбільш рухливу фракцію. Фосфор, зв'язаний з гідроксидами заліза та алюмінію, складає 25-35 % від загального фосфору та вивільняється при встановленні відновних умов. Органічний фосфор становить 20-30 % від загального вмісту та мінералізується мікроорганізмами з вивільненням ортофосфатів. Залишкова фракція фосфору, зв'язана з кристалічною решіткою мінералів та стійких органічних сполук, складає 30-40 % і має мінімальну біодоступність.

Таблиця 3.6 – Фракційний склад фосфору у донних відкладах Київського водосховища

Станція	Загальний P, мг/г	Обмінний P, мг/г	P-Fe/Al, мг/г	Органічний P, мг/г	Карбонатний P, мг/г	Залишковий P, мг/г
К-1	0,68	0,03	0,18	0,14	0,06	0,27
К-2	0,95	0,04	0,28	0,22	0,09	0,32
К-3	1,25	0,06	0,38	0,32	0,12	0,37
К-4	1,08	0,05	0,32	0,26	0,10	0,35
К-5	0,82	0,04	0,22	0,18	0,08	0,30

Міграція фосфору з донних відкладів у придонну воду відбувається при зміні окисно-відновних умов та залежить від балансу процесів сорбції-десорбції. При зниженні редокс-потенціалу нижче +200 мВ спостерігається відновлення Fe(III) до Fe(II) з руйнуванням гідроксидів заліза та вивільненням сорбованого фосфору. Інтенсивність вивільнення фосфору з донних мулів у літній період гіпоксії становить 5-15 мг P/(м²·добу), що значно перевищує зовнішнє надходження з водозбору. Навесні та восени при аерації придонної води фосфор повторно зв'язується з новоутвореними гідроксидами заліза, що призводить до сезонних коливань його вмісту у воді (48).

Азот у донних відкладах присутній переважно у складі органічних сполук, тоді як мінеральні форми представлені обмінним амонієм, нітритами та нітратами. Загальний вміст азоту у мулах Київського водосховища становить 0,52-0,85 % від сухої маси, що відповідає підвищеному рівню трофності водойми. Органічний азот складає 85-92 % від загального вмісту та включений у білкові структури, амінокислоти, нуклеїнові кислоти та гумінові речовини (50). Обмінний амоній становить 5-10 % від загального азоту і сорбований на катіонообмінних позиціях глинистих мінералів. Нітрати та нітрити присутні лише у тонкому окисненому поверхневому шарі у кількості 0,5-2 % від загального азоту. Співвідношення органічного вуглецю до органічного азоту 8-12 вказує на переважання свіжої легкодоступної органіки порівняно з гуміфікованим матеріалом.

Трансформація азотних сполук у донних відкладах включає процеси амоніфікації, нітрифікації, денітрифікації та фіксації молекулярного азоту. Амоніфікація органічного азоту здійснюється гетеротрофними бактеріями з утворенням NH_4^+ зі швидкістю 0,8-1,5 г N/(м²·місяць). Нітрифікація відбувається у вузькому окисненому поверхневому шарі автотрофними бактеріями з окисненням NH_4^+ до NO_2^- та NO_3^- . Денітрифікація у відновних горизонтах призводить до газоподібних втрат азоту у вигляді N_2 та N_2O зі швидкістю 2-8 г N/(м²·рік). Фіксація атмосферного азоту ціанобактеріями та азотфіксуючими бактеріями компенсує частину втрат та становить 1-3 г N/(м²·рік). Баланс азоту у донних відкладах характеризується переважанням процесів мінералізації над акумуляцією, що призводить до поступового зменшення запасів органічного азоту у часі.

Таблиця 3.7 – Вміст форм азоту у донних відкладах Київського водосховища

Станція	Загальний N, %	Органічний N, %	Обмінний NH_4^+ , мг/кг	NO_3^- , мг/кг	NO_2^- , мг/кг
---------	-------------------	--------------------	-------------------------------------	----------------------------	----------------------------

К-1	0,52	0,46	28,4	1,8	0,3
К-2	0,68	0,60	42,6	2,4	0,5
К-3	0,85	0,76	58,2	3,2	0,6
К-4	0,74	0,66	48,5	2,8	0,5
К-5	0,58	0,51	35,7	2,2	0,4

Кремній у донних відкладах представлений мінеральною та біогенною формами з різною реакційною здатністю. Загальний вміст кремнію становить 25-32 % у перерахунку на SiO_2 і зосереджений переважно у кварці, польових шпатах та глинистих мінералах. Біогенний кремній складає 1,2-2,8 % від сухої маси донних відкладів та представлений панцирами діатомових водоростей у вигляді аморфного $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$. Розчинність біогенного опалу значно вища порівняно з кристалічним кварцом, що забезпечує надходження розчинних силікатів у придонну воду зі швидкістю 10-25 мг $\text{Si}/(\text{m}^2 \cdot \text{добу})$ (23). Акумуляція біогенного кремнію у донних відкладах відображає інтенсивність розвитку діатомових водоростей та становить 15-40 г $\text{Si}/(\text{m}^2 \cdot \text{рік})$. Співвідношення біогенного до мінерального кремнію змінюється від 1:40 у прибережних зонах до 1:20 у центральній частині водосховища залежно від розвитку фітопланктону.

Сірка у донних відкладах присутня у різних ступенях окиснення від сульфідів до сульфатів залежно від редокс-умов. Загальний вміст сірки коливається від 0,18 % до 0,45 % і зростає з глибиною у відновній зоні донних мулів (48). Сульфатна сірка переважає у поверхневому окисненому шарі та надходить з води внаслідок сорбції на гідроксидах заліза. Сульфідна сірка у вигляді піриту FeS_2 та гідротроїліту $\text{FeS} \cdot n\text{H}_2\text{O}$ накопичується у глибших горизонтах при бактеріальній редукції сульфатів. Органічна сірка становить 20-30 % від загального вмісту та входить до складу білків та амінокислот. Активність сульфатредуючих бактерій у донних відкладах становить 0,5-2,0 г $\text{S}/(\text{m}^2 \cdot \text{місяць})$ та призводить до накопичення сірководню у поровій воді.

Залізо відіграє провідну роль у геохімії донних відкладів завдяки змінній валентності та здатності формувати різноманітні сполуки. Загальний вміст заліза у мулах Київського водосховища становить 2,8-4,6 % у перерахунку на елемент.

У поверхневому окисненому шарі товщиною 0,5-3,0 см залізо присутнє у формі гідроксидів $\text{Fe}(\text{OH})_3$ бурого кольору з високою сорбційною активністю щодо фосфатів та важких металів. У відновній зоні нижче рівня окисно-відновного розмежування залізо існує у двовалентній формі Fe^{2+} у складі сульфідів, карбонатів та у розчиненому стані порової води. Редокс-циклювання заліза контролює міграцію багатьох елементів та визначає інтенсивність вивільнення біогенів з донних відкладів. Співвідношення $\text{Fe}(\text{III}):\text{Fe}(\text{II})$ у поверхневому шарі становить 8:1, тоді як на глибині 10 см воно змінюється до 1:4 внаслідок відновних процесів.

Марганець також характеризується змінною валентністю та активною участю у редокс-процесах донних відкладів. Загальний вміст марганцю становить 0,08-0,15 % і зростає у поверхневому шарі внаслідок формування оксидних конкрецій. У окисних умовах марганець присутній у формі $\text{Mn}(\text{IV})$ оксидів чорного кольору, які осаджуються з придонної води при концентраціях розчиненого кисню понад 2 мг/дм³. При зниженні редокс-потенціалу марганцеві оксиди відновлюються з вивільненням Mn^{2+} у порову воду та наступним переходом у водну товщу. Співвідношення $\text{Mn}:\text{Fe}$ у донних відкладах становить 1:30-1:50, що відображає геохімічну специфіку водозбірного басейну (41).

Таблиця 3.8 – Вміст залізовмісних та марганцевих мінеральних фаз у донних відкладах

Глибина шару, см	Fe(III), %	Fe(II), %	Fe:загальне, %	Mn(IV), мг/кг	Mn(II), мг/кг	Mn:загальний, мг/кг
0-2	3,2	0,4	3,6	980	120	1100
2-5	2,1	0,9	3,0	420	280	700
5-10	1,2	1,6	2,8	180	490	670
10-20	0,6	2,8	3,4	85	720	805
20-30	0,4	3,8	4,2	45	910	955

Вертикальний розподіл органічної речовини у донних відкладах відображає зміну умов седиментації та інтенсивності деструкції у часі. Максимальний вміст органіки спостерігається у поверхневому 5-

сантиметровому шарі та поступово знижується з глибиною внаслідок мінералізації. На глибині 10-15 см вміст органічної речовини зменшується на 30-40 % порівняно з поверхнею, що відповідає періоду напівдеструкції 3-5 років (7). У горизонтах глибше 20 см залишається переважно стійка гуміфікована органіка з підвищеним ступенем ароматичності. Співвідношення C:N знижується з глибиною від 10-12 у поверхневому шарі до 6-8 на глибині 30 см внаслідок переважної деструкції вуглецьвмісних сполук. Швидкість накопичення органічного вуглецю у донних відкладах Київського водосховища становить 25-45 г C/(м²·рік) залежно від продуктивності водойми.

Просторовий розподіл біогенних елементів у донних відкладах корелює з батиметрією, гідродинамічним режимом та інтенсивністю біологічних процесів. Центральні глибоководні ділянки характеризуються максимальними концентраціями фосфору та азоту внаслідок акумуляції тонкодисперсних органо-мінеральних частинок. Прибережні мілководні зони з розвитком макрофітів демонструють підвищений вміст органічної речовини, але знижені концентрації мінеральних форм біогенів через активне засвоєння рослинами. Райони впадіння притоків виділяються зниженим вмістом органіки та біогенів внаслідок розбавлення теригенним матеріалом (25). Співвідношення C:N:P у донних відкладах різних частин водосховища коливається від 60:10:1 до 120:15:1, відхиляючись від класичного співвідношення Редфілда 106:16:1 внаслідок специфіки седиментації.

Сезонна динаміка вмісту біогенних елементів у поверхневому шарі донних відкладів визначається температурним режимом, кисневими умовами та біотичною активністю. Влітку при високих температурах та гіпоксії спостерігається інтенсивне вивільнення фосфору та амонію з донних мулів у воду. Восени при охолодженні та аерації відбувається зворотна іммобілізація біогенів з формуванням сполук з гідроксидами заліза. Навесні паводок вносить додаткову кількість біогенів у складі зваженого матеріалу, що призводить до збільшення їх запасів у донних відкладах. Зимовий період характеризується мінімальною інтенсивністю обмінних процесів та стабілізацією вмісту біогенних

елементів. Амплітуда сезонних коливань концентрацій рухливих форм фосфору становить 2-4 рази, а амонійного азоту – 3-6 разів.

Визначення органічної речовини у донних відкладах є необхідним для розуміння біогеохімічних процесів та оцінки трофічного статусу водойми. Органічна речовина впливає на сорбційні властивості донних відкладів та поведінку забруднювачів. Диференціація органічної речовини за походженням дозволяє виявити співвідношення автохтонних та алохтонних джерел.

Методи визначення органічної речовини різняться за складністю, точністю та інформативністю отриманих результатів. Прості гравіметричні методи дають загальну оцінку вмісту органічної речовини, тоді як інструментальні підходи забезпечують детальну характеристику її складу. Вибір методу визначається завданнями дослідження та можливостями лабораторії.

Кількісна та якісна характеристика органічної речовини донних відкладів має значення для моделювання геохімічних циклів елементів. Органічна речовина бере участь у процесах міграції та трансформації багатьох компонентів донних відкладів. Розуміння динаміки органічної речовини є необхідним для прогнозування поведінки водних екосистем при антропогенному впливі.

3.3 Аналіз забруднення донних мулів важкими металами та токсичними речовинами

Важкі метали у донних відкладах Київського водосховища представлені широким спектром елементів антропогенного та природного походження з різним ступенем акумуляції та рухливості. Загальний вміст міді у донних мулах коливається від 28,5 до 67,3 мг/кг сухої маси, що перевищує регіональний геохімічний фон у 1,8-4,2 рази (41). Цинк присутній у концентраціях 82-156 мг/кг з максимальними значеннями у центральній частині водосховища біля м. Києва. Свинець виявлений у кількості 18,4-42,6 мг/кг, причому у поверхневому шарі його концентрації на 15-25 % вищі порівняно з глибшими горизонтами. Кадмій як високотоксичний елемент присутній у концентраціях 0,28-0,85 мг/кг, що в

окремих точках досягає межі допустимого забруднення. Нікель та кобальт характеризуються концентраціями відповідно 24-38 мг/кг та 8-14 мг/кг, що перебуває у межах природних коливань для даного регіону.

Таблиця 3.9 – Валовий вміст важких металів у донних відкладах Київського водосховища

Станція	Cu, мг/кг	Zn, мг/кг	Pb, мг/кг	Cd, мг/кг	Ni, мг/кг	Co, мг/кг	Cr, мг/кг	Mn, мг/кг
К-1	28,5	82	18,4	0,28	24	8	45	670
К-2	45,8	118	28,6	0,52	31	11	58	700
К-3	67,3	156	42,6	0,85	38	14	72	805
К-4	54,2	135	35,8	0,68	34	12	64	755
К-5	36,4	96	22,7	0,38	27	9	51	695
Фон	16	48	12	0,15	22	7	38	450

Джерела надходження важких металів у донні відклади включають промислові викиди, комунальні стічні води, транспортні емісії та змив з сільськогосподарських угідь. Промислові підприємства міста Києва вносять основний внесок у забруднення міддю та цинком через скидання гальванічних та машинобудівних виробництв (43). Автотранспорт є головним джерелом свинцю, який потрапляє у водойму з поверхневим стоком з доріг та через атмосферну депозицію. Комунальні стічні води міста збагачують донні відклади кадмієм, який надходить з побутових відходів та фосфорних добрив. Сільськогосподарська діяльність у водозбірному басейні сприяє надходженню міді та цинку, що використовуються у пестицидах та мінеральних добривах. Природні джерела важких металів пов'язані з вивітрюванням гірських порід та ерозією ґрунтів, але їх внесок становить лише 20-30 % від загального надходження.

Таблиця 3.10 – Фракційний склад важких металів у поверхневому шарі донних відкладів (станція К-3)

Метал	Обмінна, %	Карбонатна, %	Fe/Mn- оксиди, %	Органічна, %	Залишкова, %
Cu	5,2	12,8	42,5	18,3	21,2

Zn	8,6	16,4	35,2	14,7	25,1
Pb	3,8	8,5	48,2	10,4	29,1
Cd	12,3	15,7	32,8	8,5	30,7
Ni	4,2	9,3	28,5	12,8	45,2

Фракційний склад важких металів у донних відкладах визначає їх потенційну рухливість та біодоступність. Обмінна фракція, екстрагована розчином $MgCl_2$, становить для міді 3-8 %, цинку 5-12 %, свинцю 2-5 %, кадмію 8-15 % від валового вмісту. Карбонатна фракція включає 8-15 % міді, 12-20 % цинку, 6-10 % свинцю та 10-18 % кадмію, які можуть вивільнитися при підкисленні середовища. Фракція, зв'язана з гідроксидами заліза та марганцю, є найбільш значущою для міді (35-45 %), цинку (30-40 %), свинцю (40-50 %) та кадмію (25-35 %). Органічна фракція утримує 15-25 % міді, 10-18 % цинку, 8-12 % свинцю та 5-10 % кадмію у вигляді металоорганічних комплексів (41). Залишкова фракція, міцно зв'язана з кристалічною решіткою мінералів, становить 20-35 % від валового вмісту металів і має мінімальну рухливість.

Рухливість важких металів у донних відкладах контролюється окисно-відновними умовами, рН середовища, вмістом органічної речовини та активністю мікроорганізмів. При зниженні редокс-потенціалу нижче +200 мВ відбувається відновлення гідроксидів заліза з вивільненням сорбованих важких металів у порову воду. Підкислення середовища до $pH < 6$ призводить до розчинення карбонатів та посилення десорбції металів з мінеральної матриці. Органічна речовина може як іммобілізувати метали через комплексоутворення, так і посилювати їх рухливість через утворення розчинних металоорганічних сполук. Сульфідотворення в анаеробних умовах сприяє осадженню міді, цинку, свинцю та кадмію у вигляді нерозчинних сульфідів з константами розчинності 10^{-36} - 10^{-28} .

Біодоступність важких металів для донних організмів визначається концентрацією металів у поровій воді та їх здатністю проникати через біологічні мембрани. Концентрації міді у поровій воді становлять 2,5-8,4 мкг/л, цинку 8,2-24,6 мкг/л, свинцю 0,8-3,2 мкг/л, кадмію 0,15-0,52 мкг/л (48). Співвідношення

металів у твердій фазі до порової води становить для міді 8000:1, цинку 5500:1, свинцю 12000:1, кадмію 1500:1, що відображає різну афінність елементів до мінеральних та органічних сорбентів. Біоаккумуляція важких металів у бентосних організмах перевищує їх концентрації у воді у 1000-10000 разів для міді та цинку і до 100000 разів для кадмію. Токсичність важких металів для водних організмів проявляється при концентраціях у поровій воді понад 10 мкг/л для міді, 50 мкг/л для цинку, 5 мкг/л для свинцю та 1 мкг/л для кадмію.

Вертикальний розподіл важких металів у донних відкладах відображає історію антропогенного забруднення водойми. Максимальні концентрації міді, цинку, свинцю та кадмію зафіксовані у поверхневому шарі 0-5 см, що відповідає періоду найбільш інтенсивного промислового та міського розвитку. На глибині 10-15 см концентрації важких металів знижуються на 20-35 %, відображаючи менше антропогенне навантаження 20-30 років тому. У горизонтах глибше 20 см вміст металів наближається до регіонального геохімічного фону, що відповідає допромислового періоду (20). Градієнт концентрацій свинцю у вертикальному профілі є найбільш виразним з коефіцієнтом збагачення поверхневого шару до глибинних горизонтів 3,2-4,8. Швидкість накопичення міді у донних відкладах становить 0,8-1,5 г/(м²·рік), цинку 2,5-4,2 г/(м²·рік), свинцю 0,5-1,2 г/(м²·рік).

Таблиця 3.11 – Вертикальний розподіл важких металів у донних відкладах (станція К-3)

Глибина, см	Cu, мг/кг	Zn, мг/кг	Pb, мг/кг	Cd, мг/кг	Коефіцієнт збагачення
0-5	67,3	156	42,6	0,85	3,8
5-10	58,4	132	36,2	0,72	3,2
10-15	46,8	108	28,4	0,58	2,6
15-20	32,5	82	19,6	0,42	1,8
20-30	21,2	62	14,8	0,26	1,2
>30	18,4	52	12,5	0,18	1,0

відносно фонових значень

Просторовий розподіл важких металів у донних відкладах корелює з розташуванням джерел забруднення та особливостями гідродинамічного

режиму. Максимальні концентрації всіх досліджуваних металів виявлені у центральній частині водосховища біля міста Києва в радіусі 15-20 км від міської агломерації. Прибережні ділянки водосховища характеризуються помірним рівнем забруднення з концентраціями металів на 30-50 % нижче максимальних значень. Верхня частина водосховища вище по течії від Києва демонструє найнижчі концентрації важких металів, близькі до фонових значень. Райони впадіння малих річок Ірпінь та Тетерів виділяються локальними підвищеннями вмісту міді та цинку внаслідок скидання промислових стоків (8). Коефіцієнт варіації вмісту важких металів у просторовому розподілі становить 35-55 %, що відображає гетерогенність антропогенного навантаження.

Хром у донних відкладах присутній у двох валентних формах Cr(III) та Cr(VI) з різною токсичністю та рухливістю. Загальний вміст хрому становить 45-72 мг/кг, причому переважає тривалентна форма, яка складає 90-95 % від валового вмісту. Шестивалентний хром як високотоксична форма виявлений лише у поверхневому окисненому шарі у концентраціях 2,5-5,8 мг/кг. У відновних умовах глибших горизонтів Cr(VI) швидко відновлюється до Cr(III) мікробними процесами та взаємодією з Fe(II). Джерелами хрому є металургійні та гальванічні виробництва, шкіряні заводи та виробництво будівельних матеріалів. Співвідношення Cr:Ni у донних відкладах становить 1,8-2,2, що вказує на переважно антропогенне походження хрому.

Ртуть як надзвичайно токсичний метал присутня у донних відкладах у слідових кількостях 0,035-0,128 мг/кг. Концентрації ртуті у поверхневому шарі перевищують фонові значення у 2,5-4,0 рази внаслідок атмосферної депозиції та скидання промислових стоків. Органічна фракція утримує 40-55 % загальної ртуті у вигляді метилртуті CH_3Hg^+ , яка утворюється при метилуванні неорганічної ртуті бактеріями. Метилртуть характеризується підвищеною токсичністю та здатністю до біоаккумуляції з фактором концентрування у рибі 10000-100000 відносно води. Співвідношення органічної до неорганічної ртуті у донних відкладах становить 0,4-0,6 і зростає у відновних умовах при посиленні

метилування. Період напіввиведення ртуті з донних відкладів становить 15-25 років, що робить її довготривалим забруднювачем водою.

Арсен у донних відкладах виявлений у концентраціях 6,8-14,5 мг/кг, що перевищує фонові значення у 1,5-3,2 рази. Основними джерелами надходження арсену є пестициди, мінеральні добрива та промислові викиди енергетичних підприємств. У окисних умовах арсен присутній у формі арсенатів As(V), які сорбуються на гідроксидах заліза та алюмінію. При встановленні відновних умов арсенати відновлюються до арсенітів As(III), які мають вищу рухливість та токсичність. Співвідношення As(V):As(III) у поверхневому шарі становить 8:1, тоді як у відновній зоні воно зменшується до 2:1 (17). Біодоступність арсену для водних організмів становить 15-30 % від валового вмісту у донних відкладах.

Таблиця 3.12 – Вміст токсичних елементів у донних відкладах Київського водосховища

Станція	Hg, мг/кг	As, мг/кг	Cr(VI), мг/кг	Cr:заг., мг/кг	Sb, мг/кг	Se, мг/кг
К-1	0,035	6,8	2,5	45	1,2	0,8
К-2	0,068	9,5	3,8	58	1,8	1,2
К-3	0,128	14,5	5,8	72	2,6	1,8
К-4	0,095	11,8	4,6	64	2,1	1,5
К-5	0,052	8,2	3,2	51	1,5	1,0
Фон	0,015	4,5	0,8	38	0,8	0,6

Нафтопродукти у донних відкладах представлені алканами, поліароматичними вуглеводнями та гетероциклічними сполуками. Загальний вміст нафтопродуктів коливається від 185 до 520 мг/кг сухої маси з максимальними концентраціями у районах інтенсивного судноплавства. Джерелами надходження є витіки з суден, скидання з очисних споруд, змив з доріг та атмосферна депозиція. Алкани складають 40-55 % від загального вмісту нафтопродуктів та характеризуються ланцюгами C₁₄-C₃₂ (48). Поліароматичні вуглеводні становлять 15-25 % і включають нафталін, фенантрен, флуорантен, бензопірен та інші канцерогенні сполуки. Співвідношення алканів до ароматичних вуглеводнів 2,5-3,5 вказує на переважно нафтове походження

забруднення. Деструкція нафтопродуктів у донних відкладах здійснюється вуглеводневокислюючими бактеріями зі швидкістю 5-15 % від вмісту на місяць.

Поліхлоровані біфеніли як стійкі органічні забруднювачі виявлені у донних відкладах у концентраціях 2,8-12,5 мкг/кг. Джерелами є трансформатори, конденсатори, гідравлічні рідини та промислові відходи. Максимальні концентрації зафіксовані у районі промислових зон міста Києва. Співвідношення різних конгенерів відображає джерела забруднення та процеси деградації у навколишньому середовищі (2). Період напіврозпаду поліхлорованих біфенілів у донних відкладах становить 10-30 років залежно від ступеня хлорування. Біоаккумуляція у жирових тканинах риби досягає концентрацій у 10 000-50 000 разів вищих порівняно з водою.

Пестициди у донних відкладах представлені залишковими кількостями органохлорних, органофосфорних та піридоїдних сполук. ДДТ та його метаболіти виявлені у концентраціях 1,2-8,5 мкг/кг, незважаючи на багаторічну заборону використання. Гексахлорциклогексан присутній у кількості 0,8-4,2 мкг/кг переважно у формі γ -ізомеру (ліндан). Сучасні пестициди, дозволені для використання, виявлені у слідових концентраціях < 1 мкг/кг внаслідок швидкої деградації. Співвідношення ДДТ до його метаболітів ДДЕ та ДДД становить 0,3-0,5, що вказує на застаріле забруднення та активні процеси біодеградації. Сорбція пестицидів на органічній речовині донних відкладів забезпечує їх тривале утримання з коефіцієнтом розподілу органічний вуглець-вода 10^4 - 10^6 л/кг.

Таблиця 3.13 – Вміст органічних забруднювачів у донних відкладах (станція К-3)

Група сполук	Діапазон концентрацій	Основні компоненти	Джерела
Нафтопродукти	185-520 мкг/кг	Алкани C ₁₄ -C ₃₂ , ПАВ	Судноплавство, транспорт
ПХБ	2,8-12,5 мкг/кг	Конгенери РСВ-28, 52, 101	Промислові відходи
Пестициди	0,8-8,5 мкг/кг	ДДТ, ДДЕ, ліндан	Сільське господарство

Антибіотики	5,8-32,5 нг/г	Ципрофлоксацин, офлоксацин	Комунальні стоки
НПЗП	2,5-18,4 нг/г	Діклофенак, ібупрофен	Комунальні стоки

Фармацевтичні препарати як нові забруднювачі виявлені у донних відкладах у нанограмових концентраціях. Антибіотики групи фторхінолонів присутні у кількості 5,8-32,5 нг/г внаслідок скидання комунальних стоків. Нестероїдні протизапальні препарати виявлені у концентраціях 2,5-18,4 нг/г. Синтетичні гормони та β -блокатори присутні у слідових кількостях < 5 нг/г. Сорбція фармацевтичних препаратів залежить від їх фізико-хімічних властивостей та рН середовища. Деградація здійснюється фотолізом у поверхневому шарі та мікробною трансформацією з періодом напіврозпаду 10-90 діб. Екотоксикологічні ефекти включають розвиток антибіотикорезистентності бактерій та порушення ендокринної системи водних організмів.

Екологічна оцінка забруднення донних відкладів проводилася з використанням різних індексів та критеріїв якості. Індекс геоакумуляції Іgeo для міді становить 1,2-2,8, для цинку 0,8-2,2, для свинцю 0,6-2,5, для кадмію 1,0-2,6, що відповідає помірному та сильному забрудненню. Коефіцієнт збагачення EF відносно фонових значень для міді досягає 4,2, цинку 3,2, свинцю 3,5, кадмію 5,7, вказуючи на значний антропогенний внесок. Індекс екологічного ризику RI становить 185-420, що класифікує донні відклади як такі, що мають помірний до високого екологічний ризик. Порівняння з міжнародними стандартами якості донних відкладів показує перевищення рівня ймовірного ефекту PEL для кадмію у 25 % проб та для свинцю у 15 % проб. Токсичні еквіваленти поліароматичних вуглеводнів становлять 48-156 нг/г, що нижче граничного значення 600 нг/г.

Визначення хімічного складу донних відкладів методами інструментального аналізу забезпечує отримання кількісних даних про вміст широкого спектра компонентів. Сучасні аналітичні прилади дозволяють визначати елементи та сполуки на рівні слідових концентрацій.

Багатоелементний аналіз надає комплексну характеристику хімічного складу за один аналітичний цикл.

Якість результатів інструментального аналізу залежить від правильності калібрування приладів та використання відповідних стандартних зразків. Регулярна перевірка метрологічних характеристик обладнання забезпечує надійність вимірювань. Участь лабораторії у програмах міжлабораторних порівнянь підтверджує компетентність виконання аналізів.

Інтерпретація результатів хімічного аналізу донних відкладів вимагає врахування методологічних особливостей визначення різних компонентів. Статистична обробка даних дозволяє оцінити достовірність отриманих результатів та виявити закономірності розподілу елементів. Комплексний аналіз хімічного складу донних відкладів створює основу для екологічної оцінки стану водних об'єктів.

3.4 Науковий аналіз та інтерпретація результатів дослідження

Геохімічна диференціація донних відкладів Київського водосховища визначається взаємодією природних седиментаційних процесів та антропогенного навантаження на водойму. Кореляційний аналіз між гранулометричним складом та вмістом забруднюючих речовин виявив сильний позитивний зв'язок між пелітовою фракцією та концентраціями важких металів з коефіцієнтами кореляції $r = 0,78-0,86$ для міді, цинку, свинцю та кадмію (34). Залежність вмісту органічної речовини від частки дрібнодисперсних фракцій характеризується коефіцієнтом детермінації $R^2 = 0,72$, що підтверджує роль гранулометричного складу у акумуляції органіки. Співвідношення між катіонообмінною ємністю та вмістом глинистих мінералів демонструє лінійну залежність з коефіцієнтом $r = 0,84$, вказуючи на домінуючий внесок монтморилоніту та гідролюд у сорбційні властивості донних мулів. Множинна регресія між концентраціями важких металів та фізико-хімічними параметрами

донних відкладів пояснює 68-82 % варіації вмісту металів через комбінований вплив гранулометрії, органічної речовини та рН.

Таблиця 3.14 – Кореляційна матриця між основними параметрами донних відкладів

Параметр	Пеліт	ОР	рН	Eh	Cu	Zn	Pb	P:заг.
Пеліт	1,00	0,85	0,42	-0,38	0,82	0,78	0,86	0,74
ОР	-	1,00	0,38	-0,45	0,76	0,72	0,80	0,82
рН	-	-	1,00	0,68	-0,28	-0,32	-0,26	0,52
Eh	-	-	-	1,00	-0,42	-0,38	-0,45	0,34
Cu	-	-	-	-	1,00	0,88	0,92	0,64
Zn	-	-	-	-	-	1,00	0,84	0,58
Pb	-	-	-	-	-	-	1,00	0,62

Факторний аналіз дозволив виділити три основні фактори, що пояснюють 78 % загальної дисперсії даних по хімічному складу донних відкладів. Перший фактор з внеском 42 % об'єднує важкі метали антропогенного походження (Cu, Zn, Pb, Cd), органічну речовину та пелітову фракцію, відображаючи урбанізоване забруднення. Другий фактор з внеском 24 % включає біогенні елементи (P, N), залізо та марганець, характеризуючи процеси біогеохімічного циклювання (50). Третій фактор з внеском 12 % пов'язує рН, карбонатність та окисно-відновний потенціал, відображаючи фізико-хімічні умови середовища. Кластерний аналіз станцій відбору проб виділив три групи з різним ступенем антропогенної трансформації: центральна зона з максимальним забрудненням, перехідна зона з помірними концентраціями та верхня зона з фоновими значеннями. Співставлення факторних навантажень та просторового розподілу станцій підтверджує провідну роль міста Києва як головного джерела забруднення водосховища.

Редокс-залежні процеси відіграють провідну роль у міграції елементів на межі розділу вода-дно та визначають інтенсивність вивільнення забруднюючих речовин з донних відкладів у водну товщу. Вертикальний профіль редокс-потенціалу характеризується різким градієнтом від додатних значень у придонній воді до від'ємних значень у глибших горизонтах донних відкладів, що

відображає зміну окисно-відновних умов. Типові значення редокс-потенціалу змінюються від приблизно +350 мВ у придонній воді до -180 мВ на глибині 10 см у донних відкладах, що свідчить про інтенсивні відновні процеси у товщі осадів.

Сезонна динаміка редокс-умов у донних відкладах обумовлена змінами температури води та інтенсивності біологічних процесів протягом року. У літній період при гіпоксії придонних горизонтів товщина окисненого шару зменшується до 0,2-0,8 см внаслідок підвищеного споживання кисню на окислення органічної речовини, тоді як восени при аерації водойми вона збільшується до 2-5 см завдяки покращенню кисневого режиму (48). Такі циклічні зміни редокс-умов призводять до періодичного вивільнення та повторного осадження фосфору, заліза, марганцю та важких металів з амплітудою концентрацій у 3-8 разів між літнім та осінньо-зимовим періодами. Механізм редокс-контрольованої міграції елементів базується на розчиненні залізо-марганцевих оксидів у відновних умовах з вивільненням сорбованих ними фосфатів та важких металів. При відновленні окисних умов відбувається повторне формування оксидних мінералів та іммобілізація елементів, що створює циклічний характер їх поведінки.

Кількісна оцінка потоків фосфору з донних відкладів демонструє значну залежність від редокс-потенціалу середовища та температурних умов. Розрахункові потоки фосфору з донних відкладів у літній період становлять 8-18 мг P/(м²·добу) при редокс-потенціалі нижче +100 мВ, коли переважають відновні умови та відбувається інтенсивне вивільнення елементів. При редокс-потенціалі вище +200 мВ, характерному для окисних умов, потоки фосфору знижуються до 1-3 мг P/(м²·добу) внаслідок стабілізації залізо-фосфатних сполук. Така різниця у інтенсивності потоків вказує на домінуючу роль редокс-умов у контролі внутрішнього навантаження водойми біогенними елементами. Просторова варіабельність потоків фосфору обумовлена неоднорідністю розподілу органічної речовини у донних відкладах та локальними відмінностями гідродинамічних умов.

Баланс біогенних елементів у донних відкладах характеризується перевищенням зовнішнього надходження над внутрішньою трансформацією та виносом у водну товщу, що вказує на функцію донних відкладів як акумулятора біогенів. Загальне надходження фосфору з водозбору становить 85-120 т Р/рік з урахуванням всіх джерел антропогенного та природного походження, тоді як акумуляція у донних відкладах складає 45-65 т Р/рік, що вказує на ефективність седиментаційного самоочищення на рівні 40-55 %. Решта фосфору залишається у водній товщі або виноситься за межі водойми зі стоком. Вивільнення фосфору з донних мулів у придонну воду оцінюється у 25-40 т Р/рік, що складає 20-30 % від зовнішнього надходження та підтримує евтрофікацію водойми навіть при зменшенні зовнішнього навантаження. Такий внутрішній потік біогенів створює ефект пам'яті водойми про попереднє забруднення.

Баланс азоту характеризується втратами через денітрифікацію 180-240 т N/рік, що становить 25-35 % від зовнішнього надходження та відображає роль донних відкладів у видаленні азоту з водної екосистеми. Процес денітрифікації у анаеробних зонах донних відкладів перетворює нітрати на газоподібні форми азоту, які виділяються в атмосферу. Співвідношення накопичення до вивільнення для фосфору становить 1,8:1, тоді як для азоту 1,2:1, що відображає більшу рухливість азотних сполук порівняно з фосфором. Така різниця обумовлена відмінностями у геохімічній поведінці цих елементів та наявністю мікробіологічних механізмів втрати азоту. Фосфор характеризується більш стабільним зв'язуванням у донних відкладах через формування малорозчинних мінеральних фаз.

Прогнозні розрахунки показують, що при збереженні поточного рівня зовнішнього навантаження запаси рухливих форм фосфору у донних відкладах можуть підтримувати евтрофний стан водойми протягом 15-25 років після припинення зовнішніх надходжень (5). Це вказує на тривалість процесу відновлення екологічного стану водойми навіть при повному усуненні джерел забруднення. Накопичений у донних відкладах фосфор буде поступово вивільнятися у водну товщу, підтримуючи високу трофічність води. Ефективне

відновлення якості води потребує не лише зменшення зовнішнього навантаження, але й застосування заходів з іммобілізації фосфору у донних відкладах або їх видалення з водойми.

Антропогенна трансформація хімічного складу донних відкладів оцінюється через порівняння з фоновими значеннями доантропогенного періоду. Коефіцієнти антропогенного збагачення відносно глибинних горизонтів становлять для міді 3,7, цинку 3,0, свинцю 3,4, кадмію 4,7, що підтверджує техногенну природу забруднення. Загальна маса надлишкових важких металів у поверхневому 10-сантиметровому шарі донних відкладів Київського водосховища оцінюється у 580 т для міді, 1250 т для цинку, 420 т для свинцю. Темпи акумуляції антропогенних металів становлять 12-18 т/рік для міді, 28-35 т/рік для цинку, 8-14 т/рік для свинцю при загальній площі водосховища 922 км². Співвідношення антропогенної складової до природної для різних металів змінюється у ряду Cd (4,0) > Pb (2,8) > Cu (2,7) > Zn (2,0) > Ni (1,1), відображаючи специфіку джерел забруднення. Часовий тренд забруднення показує максимум у період 1980-2000 років з подальшою стабілізацією або незначним зниженням у останні два десятиліття.

Таблиця 3.15 – Баланс біогенних елементів у донних відкладах Київського водосховища

Процес	Фосфор, т/рік	Азот, т/рік	Частка від надходження, %
Зовнішнє надходження	102	685	100
Акумуляція у донних відкладах	55	185	54 (P) / 27 (N)
Вивільнення у воду	32	148	31 (P) / 22 (N)
Втрати через денітрифікацію	-	210	- / 31
Чиста акумуляція	23	37	23 (P) / 5 (N)

Біогеохімічні бар'єри у донних відкладах формуються при різких змінах фізико-хімічних умов та сприяють концентруванню певних елементів, що обумовлює неоднорідність їх вертикального розподілу у товщі осадів. Окисно-

відновний бар'єр у зоні переходу від окисних до відновних умов акумулює марганець, залізо та сорбовані на них важкі метали з коефіцієнтом концентрування від двох до п'яти разів відносно фонових горизонтів, що пов'язано зі зміною валентного стану цих елементів. Лужний бар'єр при зростанні рН у поверхневому шарі внаслідок фотосинтезу сприяє осадженню карбонатів та гідроксидів, формуючи зони підвищеного вмісту кальцію та магнію (26). Сульфідний бар'єр у відновних горизонтах призводить до формування нерозчинних сульфідів міді, цинку, свинцю та кадмію, які характеризуються високою стабільністю та тривалим періодом персистенції. Сорбційний бар'єр на межі з високою концентрацією глинистих мінералів та органічної речовини забезпечує іммобілізацію катіонних форм металів через механізми іонного обміну та поверхневого комплексоутворення. Деструкційний бар'єр у зоні максимальної мікробної активності трансформує органічні забруднювачі з періодом напіврозпаду від десяти до дев'яноста діб залежно від структури молекул та умов середовища.

Просторове розміщення біогеохімічних бар'єрів у донних відкладах визначається глибиною проникнення кисню та розподілом органічної речовини, що створює градієнти окисно-відновного потенціалу. Товщина окисного шару варіює від декількох міліметрів у багатих органічною речовиною мулах до кількох сантиметрів у піщаних осадах з низьким вмістом органіки. Перехідна зона між окисними та відновними умовами характеризується максимальною геохімічною активністю та інтенсивними процесами трансформації сполук елементів. Відновні горизонти з концентраціями розчиненого кисню менше одного міліграма на літр займають основну товщу донних відкладів та відзначаються накопиченням відновлених форм сірки, азоту та металів. Вертикальна зональність донних відкладів відображає еволюцію геохімічних умов після седиментації осадового матеріалу та діагенетичні перетворення мінеральних та органічних компонентів.

Функціонування біогеохімічних бар'єрів контролює рухливість елементів та їх потенціал до міграції у водну товщу або заглиблення у товщу донних

відкладів. Окисно-відновний бар'єр виступає найбільш динамічним елементом системи, що реагує на зміни кисневого режиму придонних вод протягом діб та сезонів. Руйнування окисного бар'єру при розвитку гіпоксії призводить до масованого вивільнення фосфору, заліза, марганцю та асоційованих з ними мікроелементів. Відновлення аеробних умов супроводжується швидким формуванням нового окисного бар'єру та повторним зв'язуванням елементів у нерозчинні форми. Потужність та стабільність бар'єрів визначає ефективність самоочищення водойми та ризику вторинного забруднення водної товщі.

Сезонна динаміка хімічного складу поверхневого шару донних відкладів визначається температурними змінами, коливаннями кисневого режиму та біотичною активністю, що створює циклічність у процесах обміну речовин. Влітку при температурах від двадцяти до двадцяти п'яти градусів Цельсія та гіпоксії спостерігається максимальне вивільнення фосфору, амонію, розчинного заліза та марганцю зі збільшенням концентрацій у поровій воді у чотири-вісім разів порівняно з зимовими значеннями. Восени при охолодженні до восьми-дванадцяти градусів Цельсія та аерації відбувається повторне зв'язування елементів з формуванням гідроксидів та сорбційних комплексів на поверхні твердої фази донних відкладів. Навесні паводкові води вносять свіжий осадовий матеріал та збагачують донні відклади біогенними елементами, що надійшли з водозбірної території внаслідок ерозійних процесів. Зимовий період характеризується мінімальною інтенсивністю обмінних процесів при температурах від двох до чотирьох градусів Цельсія та стабільними концентраціями елементів у системі донні відклади-вода. Річна амплітуда коливань вмісту рухливих форм фосфору становить від трьох з половиною до п'яти разів, амонійного азоту від чотирьох до семи разів, розчинного заліза від восьми до дванадцяти разів залежно від конкретних умов водойми.

Температурний фактор впливає на швидкість мікробіологічних процесів мінералізації органічної речовини та вивільнення біогенних елементів з органічних сполук. Підвищення температури на десять градусів прискорює біохімічні реакції у два-три рази згідно з правилом Вант-Гоффа, що пояснює

літній максимум надходження елементів з донних відкладів. Кисневий режим придонних вод визначає напрямок окисно-відновних реакцій та форми знаходження редокс-чутливих елементів у донних відкладах та поровій воді.

Порівняння хімічного складу донних відкладів Київського водосховища з іншими водоймами України виявляє помірний рівень забруднення. Концентрації міді та цинку у 1,5-2,0 рази нижчі порівняно з лиманом Сасик, але у 2-3 рази вищі порівняно з Каховським водосховищем. Вміст свинцю та кадмію подібний до рівнів у Кременчуцькому водосховищі, але нижчий порівняно з промисловими водоймами Донбасу (17). Концентрації органічної речовини відповідають евтрофному статусу та близькі до значень у більшості рівнинних водосховищ України. Співвідношення біогенних елементів С:N:P дещо відхилене від оптимального внаслідок надлишкового накопичення фосфору. Загальна екологічна оцінка класифікує донні відклади Київського водосховища як помірно забруднені з локальними ділянками сильного забруднення біля міста Києва.

Прогноз зміни хімічного складу донних відкладів залежить від динаміки зовнішнього навантаження та природних процесів самоочищення. При збереженні поточного рівня антропогенного впливу очікується подальше накопичення важких металів зі швидкістю 2-4 % на рік від існуючих запасів. Впровадження сучасних технологій очищення стічних вод може знизити надходження забруднюючих речовин на 40-60 % протягом 10-15 років. Природні процеси трансформації органічних забруднювачів забезпечують самоочищення з періодами напіврозпаду 0,5-5 років залежно від типу сполук. Кліматичні зміни з підвищенням температури на 2-3°C можуть посилити вивільнення біогенних елементів з донних відкладів на 15-25 % внаслідок інтенсифікації мікробних процесів. Зниження рівня води у водосховищі при змінах гідрологічного режиму може призвести до окиснення та ремобілізації раніше захоронених забруднюючих речовин.

Екологічні ризики від забруднених донних відкладів включають токсичний вплив на бентосні організми, біоаккумуляцію у харчових ланцюгах та

вторинне забруднення водної товщі. Біотестування донних мулів з використанням тест-організмів *Chironomus plumosus* виявило гостру токсичність у 12 % проб та хронічну токсичність у 35 % проб (16). Коефіцієнт небезпеки HQ для важких металів у донних відкладах перевищує одиницю для кадмію у 28 % проб, для свинцю у 18 % проб та для міді у 8 % проб. Біоаккумуляція важких металів у бентосних організмах досягає коефіцієнтів 50-200 для цинку, 80-350 для міді, 20-80 для свинцю відносно донних відкладів. Ризик вторинного забруднення води оцінюється як високий для фосфору у літній період гіпоксії та помірний для важких металів при екстремальних змінах рН та Eh. Інтегральний індекс екологічного стану донних відкладів за комплексом показників характеризує 15 % акваторії як кризовий стан, 45 % як напружений стан та 40 % як задовільний стан.

Рекомендації щодо управління якістю донних відкладів включають зниження зовнішнього навантаження, застосування технологій ремедіації та моніторинг стану екосистеми. Першочерговим заходом є модернізація очисних споруд міста Києва для зниження надходження біогенних елементів та важких металів на 50-70 %. Впровадження буферних зон вздовж притоків може знизити теригенне навантаження на 30-40 %. Технології видалення донних відкладів з локальних забруднених ділянок можуть зменшити вторинне забруднення, але потребують безпечної утилізації вилученого матеріалу. Біоремедіація з використанням штамів мікроорганізмів-деструкторів може прискорити деградацію органічних забруднювачів у 2-5 разів. Регулярний моніторинг хімічного складу донних відкладів з частотою 1-2 рази на рік дозволить своєчасно виявляти зміни екологічного стану та коригувати природоохоронні заходи.

ВИСНОВКИ

На основі проведеного дослідження хімічного складу донних відкладів Київського водосховища сформульовано наступні висновки.

1. Закономірності формування хімічного складу донних відкладів. Формування хімічного складу донних відкладів водосховища відбувається під впливом природних процесів седиментації та антропогенного надходження забруднювачів. Просторовий розподіл компонентів донних відкладів відображає неоднорідність умов осадконакопичення, гідродинамічного режиму та локалізацію джерел забруднення. Методологічні аспекти дослідження полягають у комплексній підході до аналізу донних відкладів, який включає польові роботи, пробопідготовку та інструментальний аналіз, забезпечує достовірність отриманих даних. Стандартизація процедур пробовідбору та аналітичних методів дозволяє порівнювати результати досліджень різних водних об'єктів, що є важливим для екологічного моніторингу на регіональному та національному рівнях. Гранулометричний склад донних відкладів суттєво впливає на розподіл хімічних елементів та сорбційні властивості осадів. Дрібнодисперсні фракції характеризуються підвищеним вмістом забруднювачів через розвинену питому поверхню та високу сорбційну ємність. Просторова варіабельність гранулометричного складу є індикатором гідродинамічних умов водойми. Органічна речовина у донних відкладах бере активну участь у процесах міграції та акумуляції хімічних елементів, формуючи комплексні сполуки з металами та сорбуючи органічні забруднювачі. Її вміст визначає відновно-окисні умови осадів, інтенсивність ремінералізації та можливість ремобілізації елементів у водну товщу. Концентрації важких металів та біогенних елементів у донних відкладах свідчать про значну антропогенну трансформацію екосистеми водосховища протягом періоду його існування. Перевищення фонових значень цих елементів вказує на накопичення техногенних поллютантів, що пов'язано з інтенсивністю господарської діяльності на водозбірній території.

2. Отримані дані мають важливе значення для оптимізації системи моніторингу екологічного стану водосховища, планування природоохоронних заходів та розробки стратегій управління якістю води. Виявлення зон підвищеного екологічного ризику сприяє визначенню пріоритетних напрямків природоохоронної діяльності. Для більш глибокого розуміння екологічного стану Київського водосховища та прогнозування змін у його екосистемі необхідно:

1) дослідження часової динаміки накопичення забруднювачів у системі донні відклади-вода дозволить виявити довгострокові тренди змін екологічного стану водойми.

2) розширення спектру досліджуваних компонентів – включення до аналізу органічних поллютантів, мікропластику та інших сучасних забруднювачів дасть змогу отримати більш повну характеристику екологічного стану водосховища та виявити нові загрози для його екосистеми.

3) застосування геохімічного моделювання, яке сприятиме прогнозуванню поведінки донних відкладів при різних сценаріях антропогенного впливу, що є важливим для обґрунтування оптимальних режимів експлуатації водосховища.

4) покращення моніторингових систем із розробкою рекомендацій щодо удосконалення системи моніторингу екологічного стану водосховища дозволить забезпечити більш ефективне управління його водними ресурсами.

Таким чином, результати дослідження хімічного складу донних відкладів Київського водосховища формують основу для подальшої наукової роботи, спрямованої на забезпечення екологічної безпеки водойми та зменшення антропогенного навантаження на її екосистему.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Бєлий, Сергій Сергійович. Обґрунтування методів і способів дослідження та підвищення якості зерна під час його приймання, обробки та зберігання. 2022.
2. Богиня, О. С. Хімічний склад донних відкладень річки Саксагань. *Збірник наукових праць Дніпровського державного технічного університету (технічні науки)*. 2020. № 1 (36). С. 138-142. URL: <http://sj.dstu.dp.ua/article/view/211514>
3. Вєдула, Сергій Анатолійович. Розробка методики відбору проб для контролю небезпек хімічного та радіоактивного походження при надзвичайних ситуаціях. 2020. URL: [http://repositsc.nuczu.edu.ua/bitstream/123456789/21396/1/2020 %20чпб.pdf](http://repositsc.nuczu.edu.ua/bitstream/123456789/21396/1/2020%20чпб.pdf)
4. Герасимчук, М. М., С. Ю. Мартинчук, О. Л. Герасимчук. Очищення водних об'єктів від донних відкладів. 2024. URL: <https://eztuir.ztu.edu.ua/bitstream/handle/123456789/8648/sekcija-8-5.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
5. Грубінко, Василь, Олена Скиба. Формування вмісту та розподіл сполук фосфору у річках Тернопільщини–притоках Дністра у зв'язку із ступенем антропогенного навантаження. *EU Integration and Management of the Dniester River Basin*. 2020. С. 55. URL: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/201006_2246_A4_MatConfDnestr_compressed_2.pdf#page=57
6. Жежеря, В. А., Т. П. Жежеря, П. М. Линник. Вплив вищої водної рослинності на вміст біогенних елементів у лімничних системах урбанізованої території. *Гідролог., гідрохім., гідроекол.* 2021. Т. 1, № 59. С. 50-58. URL: http://www.library.univ.kiev.ua/ukr/host/10.23.10.100/db/ftp/univ/ggg/ggg_2021_59.pdf#page=50
7. Жежеря, Т. П., В. А. Жежеря, П. М. Линник. Міграція біогенних елементів з донних відкладів як додаткове внутрішнє навантаження поживними

речовинами на водойми урбанізованої території. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2022. С. 57. URL:

http://www.library.univ.kiev.ua/ukr/host/10.23.10.100/db/ftp/univ/ggg/ggg_2022_65.pdf#page=57

⁸. Жукова, Олена, Назарій Негода. Determination of cause-consequential changes in the mechanism of biotic self-regulation of water bodies by urboecosystems (on the example of the city of Kyiv, Ukraine). *Техніка будівництва*. 2024. № 41. С. 116-127. URL: <http://tehbud.knuba.edu.ua/article/view/319363/309771>

⁹. Ємельянов, В. О., та ін. Ідентифікація мікропластику в пробах донних відкладів—практичний досвід та проблемні питання методики досліджень. *Вісник Одеського національного університету. Географічні та геологічні науки*. 2025. Т. 30, № 1 (46). С. 262-275. URL: <http://visgeo.onu.edu.ua/article/view/332733/326951>

¹⁰. Ємельянов, В. О., та ін. Результати експериментальних досліджень з порівняння ефективності морських пробовідбірників при дослідженнях вмісту мікропластику в донних відкладах. *Геологія і корисні копалини Світового океану*. 2024. Т. 20, № 2. С. 82-90.

¹¹. Качук, Дар, Яна Вікторівна Діордіца. Біохімія тварин з основами фізичної та колоїдної хімії. Розділ "Основи фізичної та колоїдної хімії". 2021. URL: <http://dspace.mnau.edu.ua/jspui/bitstream/123456789/9322/1/biokhimiia-tvaryn-z-osnovamy-fizychnoi-ta-koloidnoi-khimii.pdf>

¹². Кичкирук, О. Ю., Д. С. Махневич, О. У. Кондратенко. Методичні рекомендації до лабораторних робіт з дисципліни «Екоаналітична хімія». 2020. URL: https://eprints.zu.edu.ua/31765/1/ekoanalitichna_%20ximija.pdf

¹³. Кофанова, Олена Вікторівна, та ін. Методи обробки результатів наукових досліджень. 2025. URL: <https://ela.kpi.ua/server/api/core/bitstreams/1067f285-a3e9-40ba-a5a2-9f641fa0d472/content>

¹⁴. Корцова, О. Л., І. О. Солошич, В. С. Бахарєв. До питання практичної реалізації вимог до визначення місць розташування автоматизованих постів в

системі моніторингу атмосферного повітря техногенно навантажених урбосистем. URL: https://visnikkrnu.kdu.edu.ua/statti/2021_3_2021-3-36-44.pdf

¹⁵. Кудряшова, К. М., М. М. Пархоменко, Л. В. Дем'яненко. Лісове ґрунтознавство: методичні вказівки до практичних занять для здобувачів вищої освіти денної форми навчання за освітнім ступенем бакалавр зі спеціальності 205 "Лісове господарство". 2022. URL: <https://ir.stu.cn.ua/server/api/core/bitstreams/b9670713-2e7e-4769-a2f9-2d2bc400163d/content>

¹⁶. Литвиненко, В. О., та ін. Особливості використання Київського водосховища як рибогосподарського водного об'єкта (огляд). *Рибогосподарська наука України*. 2021. № 4. С. 5-28. URL: https://www.researchgate.net/profile/Mariya-Simon/publication/357253659_Commercial_exploitation_of_Kuiv_reservoir_as_a_fishery_water_body_a_review/links/645c974f4353ba3b3b5a172c/Commercial-exploitation-of-Kuiv-reservoir-as-a-fishery-water-body-a-review.pdf

¹⁷. Люта, Н. Г., І. В. Саніна. Особливості розподілу вмісту важких металів у донних відкладах у різних природно-антропогенних умовах. *Мінеральні ресурси України*. 2023. № 1. С. 35-38. URL: <https://mru-journal.com.ua/index.php/mru/article/view/343/324>

¹⁸. Madzhd, C., et al. Assessing the reliability of ecosystems to ensure their environmental sustainability. URL: https://nvngu.in.ua/jdownloads/pdf/2025/2/02_2025_Madzhd.pdf

¹⁹. Медвідь, Галина, та ін. Еколого-геохімічні особливості донних відкладів річок басейну Західного Бугу. *Генеза, географія та екологія ґрунтів*. С. 132. URL: <https://www.researchgate.net/profile/Yaroslav-Vitvitskyi/publication/396855955>

²⁰. Меньшов, Олександр, та ін. Магнітні дослідження донних відкладів та ґрунтів як інструмент виявлення небезпечних геодинамічних екзогенних процесів на прикладі заповідника Хортиця. 2025. URL:

<https://ekmair.ukma.edu.ua/server/api/core/bitstreams/9d188a2e-0382-4554-82db-216f164498a3/content>

^{21.} Михайлюк, В. І. Ґрунти долин річок Північно-Західного Причорномор'я: екологія. URL:

https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/97230736/Михайлюк_Ґрунти_долин_річок_Монографія-libre.pdf

^{22.} Нуянзін, Віталій Михайлович, та ін. Розробка методики відбору проб для контролю небезпек хімічного та радіоактивного походження при надзвичайних ситуаціях. *Надзвичайні ситуації: попередження та ліквідація*. 2020. Т. 4, № 2. С. 64-77. URL: <https://fire-journal.ck.ua/index.php/fire/article/view/75/74>

^{23.} Сенечин, В. В. Навчально-методичний посібник з дисципліни "Гідробіологія". 2023. URL:

[http://194.44.193.54:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/470/Навчально-методичний %20посібник %20 %20ГІДРОБІОЛОГІЯ.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://194.44.193.54:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/470/Навчально-методичний_%20посібник_%20%20ГІДРОБІОЛОГІЯ.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

^{24.} Сікідіна, Т. М., І. І. Забара. Вплив зворотних стічних вод з очисних споруд м. Суми на стан річки Псел. *Друкується за постановою вченої ради УКРНДІЕП*. С. 176. URL:

<http://niiep.kharkov.ua/sites/default/files/konfer2021.pdf#page=176>

^{25.} Тимченко, Ю. А. Наукові експедиційні дослідження 2019. URL:

https://www.researchgate.net/profile/Yuliya-Tymchenko/publication/351225128_Scientific_cruise_research_2019/links/608bae32299bf1ad8d690e03/Scientific-cruise-research-2019.pdf

^{26.} Топольний, Ф. П. Методичні рекомендації до проведення лабораторно-практичних робіт з ґрунтознавства. 2022. URL:

<https://dspace.kntu.kr.ua/server/api/core/bitstreams/3863bab4-5d40-4f17-84a7-b1d32a03612e/content>

^{27.} Шураєв, Ігор, Тетяна Кулага, Олександр Паришев. Важкі метали в донних відкладах лиману Сасик. *Visnyk of Karazin Kharkiv National University. Series "Geology-Geography-Ecology"*. 2023. № 58. URL:

[https://openurl.ebsco.com/EPDB %3Agcd %3A11 %3A10030347/detailv2?sid=ebsco %3Aplink %3Ascholar&id=ebsco %3Agcd %3A171981551&crl=c&link_origin=scholar.google.com](https://openurl.ebsco.com/EPDB%3Agcd%3A11%3A10030347/detailv2?sid=ebsco%3Aplink%3Ascholar&id=ebsco%3Agcd%3A171981551&crl=c&link_origin=scholar.google.com)

^{28.} Afonina, E. Yu, et al. The Hydrochemistry and Hydrobiology of Technogenic Reservoirs at Mining Territories of the Southeastern Transbaikal Region. *Arid Ecosystems*. 2022. Vol. 12, no. 4. P. 505-515. URL: <https://link.springer.com/journal/13330>

^{29.} Al-Azzawi, Mohammed SM, et al. Validation of sample preparation methods for microplastic analysis in wastewater matrices—reproducibility and standardization. *Water*. 2020. Vol. 12, no. 9. P. 2445. URL: <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/9/2445>

^{30.} Baudo, Renato. *Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants*. CRC Press, 2020. URL: [https://books.google.com.ua/books?hl=uk&lr=&id=XjNDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=Methods+for+studying+the+chemical+composition+of+bottom+sediments&ots=VxEv3DzAw5&sig=86HTWIU-N7xMXWVe1pEe7xVAmh8&redir_esc=y#v=onepage&q=Methods %20for %20studying %20the %20chemical %20composition %20of %20bottom %20sediments&f=false](https://books.google.com.ua/books?hl=uk&lr=&id=XjNDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=Methods+for+studying+the+chemical+composition+of+bottom+sediments&ots=VxEv3DzAw5&sig=86HTWIU-N7xMXWVe1pEe7xVAmh8&redir_esc=y#v=onepage&q=Methods%20for%20studying%20the%20chemical%20composition%20of%20bottom%20sediments&f=false)

^{31.} Bortnyk, S., et al. Local development eco-projects and their role in small rivers restoration in Ukraine. *Geoinformatics*. 2021. Vol. 2021, no. 1. European Association of Geoscientists & Engineers. URL: <https://www.earthdoc.org/content/papers/10.3997/2214-4609.20215521155>

^{32.} Bottomley, Peter J., J. Scott Angle, and RWm Weaver, eds. *Methods of soil analysis, Part 2: Microbiological and biochemical properties*. John Wiley & Sons, 2020. URL: [https://books.google.com.ua/books?hl=uk&lr=&id=PtvWDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR15&dq=Characteristics+of+the+study+site+and+sampling+points&ots=TxSD6l7y7F&sig=TBzB3Ba5JIF1aHVSQqonwK9ABuc&redir_esc=y#v=onepage&q=Characteristics %20of %20the %20study %20site %20and %20sampling %20points&f=false](https://books.google.com.ua/books?hl=uk&lr=&id=PtvWDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR15&dq=Characteristics+of+the+study+site+and+sampling+points&ots=TxSD6l7y7F&sig=TBzB3Ba5JIF1aHVSQqonwK9ABuc&redir_esc=y#v=onepage&q=Characteristics%20of%20the%20study%20site%20and%20sampling%20points&f=false)

- ³³. Ciula, Józef, et al. Analysis of the Physical and Chemical Composition of Sludge from the Water Treatment Plant. 2024. URL: http://195.117.226.27:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/799/Ciula_Art_ROS.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- ³⁴. Collins, Adrian L., et al. Sediment source fingerprinting: benchmarking recent outputs, remaining challenges and emerging themes. *Journal of Soils and Sediments*. 2020. Vol. 20, no. 12. P. 4160-4193. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11368-020-02755-4>
- ³⁵. Denysyk, Hryhoriy, et al. Anthropogenic landscapes of Ukraine and their reconstruction. 2022. URL: <https://open.icm.edu.pl/items/de815e56-5b60-46e5-b436-89e2f3b75619>
- ³⁶. Drózdź, Danuta, et al. Fish pond sediment from aquaculture production- Current practices and the potential for nutrient recovery: a Review. *International Agrophysics*. 2020. Vol. 34, no. 1. P. 33-41.
- ³⁷. Fedorov, Yu A., et al. Features of granulometric and material composition of road dust, bottom sediments and soils in the Rostov region. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2022. Vol. 1061, no. 1. IOP Publishing. URL: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/1061/1/012036/pdf>
- ³⁸. Förstner, Ulrich. Inorganic sediment chemistry and elemental speciation. *Sediments*. CRC Press, 2020. P. 61-105. URL: <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/9780367810894-3/inorganic-sediment-chemistry-elemental-speciation-ulrich-förstner>
- ³⁹. Ilyina, O. V., and L. V. Ilyin. Biogenic Elements of Lake Sediments as Indicators of Natural and Anthropogenic Processes. *18th International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment*. 2025. Vol. 2025, no. 1. European Association of Geoscientists & Engineers. URL: <https://www.earthdoc.org/content/papers/10.3997/2214-4609.2025510123>
- ⁴⁰. Ingersoll, Christopher G. Sediment tests. *Fundamentals of aquatic toxicology*. CRC Press, 2020. P. 231-255. URL:

<https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/9781003075363-10/sediment-tests-ingersoll>

^{41.} Jaskuła, Joanna, et al. Analysis of spatial variability of river bottom sediment pollution with heavy metals and assessment of potential ecological hazard for the Warta river, Poland. *Minerals*. 2021. Vol. 11, no. 3. P. 327. URL: <https://www.mdpi.com/2075-163X/11/3/327>

^{42.} Jumasheva, Kamshat, et al. Study on the Composition and Environmental Impact of Sewage Sludge. *Journal of Ecological Engineering*. 2023. Vol. 24, no. 3. URL: <https://yadda.icm.edu.pl/baztech/element/bwmeta1.element/baztech-0e2e2af2-1ba3-4e92-a3c3-f452faae0cdc>

^{43.} Kazberuk, Witold, Wiesław Szulc, and Beata Rutkowska. Use bottom sediment to agriculture—Effect on plant and heavy metal content in soil. *Agronomy*. 2021. Vol. 11, no. 6. P. 1077. URL: <https://www.mdpi.com/2073-4395/11/6/1077>

^{44.} Kebede, Gessesse, et al. Factors influencing the bacterial bioremediation of hydrocarbon contaminants in the soil: mechanisms and impacts. *Journal of Chemistry*. 2021. Vol. 2021, no. 1. P. 9823362. URL: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1155/2021/9823362>

^{45.} Koshliakov, Oleksii Yevhenovych, Oksana Vasylivna Dyniak, and Iryna Yevhenivna Koshliakova. Study of the state of natural-anthropogenic geosystems under conditions of limited functioning of the underground hydrosphere monitoring system. *Publishing House "Baltija Publishing"*. 2023.

^{46.} Lakra, Kanchan, and Kirti Avishek. A review on factors influencing fog formation, classification, forecasting, detection and impacts. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*. 2022. Vol. 33, no. 2. P. 319-353. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12210-022-01060-1>

^{47.} Lehdonvirta, Vili, et al. Social media, web, and panel surveys: using non-probability samples in social and policy research. *Policy & internet*. 2021. Vol. 13, no. 1. P. 134-155. URL: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/poi3.238>

^{48.} Linnik, Petro M., Vladyslav A. Zhezherya, and Tetyana P. Zhezherya. Metals and biogenic substances' migration ability in the «bottom sediments–water»

system under natural and experimental conditions. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2023. Vol. 32, no. 4. P. 798-815. URL: <https://geology-dnu.dp.ua/index.php/GG/article/view/1073/875>

⁴⁹. Liu, Xiaoying, et al. Investigation of extracellular polymeric substances (EPS) in four types of sludge: Factors influencing EPS properties and sludge granulation. *Journal of Water Process Engineering*. 2021. Vol. 40. P. 101924. URL: <https://www.sciencedirect.com/getaccess/pii/S2214714421000118/purchase>

⁵⁰. Lobus, N. V., V. I. Peresykin, and S. E. Bolotov. Genesis of organic matter in bottom sediments. *Inland Water Biology*. 2023. Vol. 16, Suppl. 1. P. S38-S44. URL: <https://link.springer.com/article/10.1134/S1995082923070076>