

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ

Біотехнологічний факультет
Спеціальність 207 Водні біоресурси та аквакультура
Другий (магістерський) рівень вищої освіти

Допускається до захисту:

Завідувач кафедри

водних біоресурсів та аквакультури

д. б. н., проф. _____ Роман НОВІЦЬКИЙ

« _____ » _____ 2025 р.

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на здобуття освітнього ступеня магістр на тему:

АНАЛІЗ ДИНАМІКИ ЕВТРОФІКАЦІЇ ДНІПРОВСЬКОГО
ВОДОСХОВИЩА ЯК ЧИННИКА ВПЛИВУ НА СТАН ГІДРОБІОТИ

Здобувач другого (магістерського)

рівня вищої освіти

_____ Родіон АТАНОВ

Керівник дипломної роботи,

д. б. н. Проф.

_____ Роман НОВІЦЬКИЙ

Дніпро-2025

ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Біотехнологічний факультет

Спеціальність 207 Водні біоресурси та аквакультура

Другий (магістерський) рівень вищої освіти

Кафедра водних біоресурсів та аквакультури

ЗАТВЕРДЖУЮ:

Завідувач кафедри, д. б. н.,

проф. _____ Роман НОВІЦЬКИЙ

“ 28 ” квітня 2025 р.

ЗАВДАННЯ

на кваліфікаційну роботу здобувачу вищої освіти

Родіону Андрійовичу Атанову

- Тема роботи: **Аналіз динаміки евтрофікації Дніпровського водосховища як чинника впливу на стан гідробіоти**
Затверджена наказом по університету від “ 05 ” листопада 2025 р. № 3317
- Термін здачі здобувачем завершеної роботи 12 грудня 2025 р.

- Вихідні дані до роботи: надати характеристику Дніпровському водосховищу; описати вплив евтрофікації на гідробіонтів; дослідити динаміку вмісту біогенних елементів у воді в межах м. Дніпро; визначити динаміку утворення органічної продукції на акваторії Дніпровського водосховища; проаналізувати процеси евтрофікації за 2021-2024 роки; зробити висновки на основі проведених досліджень.
- Короткий зміст роботи - перелік питань, що розробляються в роботі: вступ, огляд друкованих видань, матеріали та методи досліджень, результати проведених досліджень, охорона праці, висновки, рекомендації, список літератури.
- Перелік графічного матеріалу: таблиць –3; рисунків – 6.
- Консультанти по проекту (роботі), із зазначенням розділів проекту, що їх стосуються

Розділ	Консультант	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
Розділ 4 Результати проведених досліджень	Професор Роман НОВІЦЬКИЙ		
Розділ 5 Охорона праці			

- Дата видачі завдання: “ 28 ” квітня 2025 р.

Керівник _____ Роман НОВІЦЬКИЙ
(підпис)

Завдання прийняв(ла) до виконання _____ Родіон АТАНОВ
(підпис)

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Етапи дипломної роботи	Термін виконання етапів роботи	Примітка
1	Визначення теми дипломної роботи. Отримання завдання	травень 2025 р.	Виконано
2	Виконання теоретичної частини роботи: робота з зарубіжними і вітчизняними літературними джерелами.	травень-вересень 2025 р.	Виконано
3	Постановка експериментальної частини роботи.	травень-вересень 2025 р.	Виконано
4	Узагальнення отриманих результатів, підготовка текстової частини роботи	Жовтень 2025 р.	Виконано
5	Підготовка чернетки дипломної роботи	Листопад 2025 р.	Виконано
6	Консультації щодо охорони праці та техніки безпеки	Листопад 2025 р.	Виконано
7	Робота з науковим керівником, опрацювання хибних тверджень, виправлення помилок	Грудень 2025 р.	Виконано
8	Підготовка чистового варіанта дипломної роботи. Перевірка тексту на антиплагіат та оригінальність	Грудень 2025 р.	Виконано
9	Підготовка презентації. Передзахист дипломної роботи	Грудень 2025 р.	Виконано
10	Захист дипломної роботи	Грудень 2025 р.	Виконано

Здобувач вищої освіти _____

_____ Родіон АТАНОВ

Керівник кваліфікаційної роботи _____

_____ Роман НОВІЦЬКИЙ

АНОТАЦІЯ

на кваліфікаційну роботу другого (магістерського) рівня вищої освіти здобувача групи МгВБА-24 Родіона Андрійовича Атанова на тему:

Аналіз динаміки евтрофікації Дніпровського водосховища як чинника впливу на стан гідробіоти

Мета проаналізувати динаміку евтрофікації Дніпровського водосховища в межах м. Дніпро за період 2021-2024 рр.

На основі поставленої мети було сформовано наступні **завдання**:

- надати характеристику Дніпровському водосховищу;
- описати вплив евтрофікації на гідробіонтів;
- дослідити динаміку вмісту біогенних елементів у воді в межах м. Дніпро;
- визначити динаміку утворення органічної продукції на акваторії Дніпровського водосховища;
- проаналізувати процеси евтрофікації за 2021-2024 роки;
- зробити висновки на основі проведених досліджень.

Дипломна робота викладена на 51 сторінці, містить 3 таблиці, проілюстрована 6 рисунками, складається з наступних розділів: анотація, вступ, огляд друкованих видань, матеріали та методи досліджень, результати проведених досліджень, охорона праці, висновки, рекомендації список літератури, який включає 53 джерела.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	5
РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ.....	8
1.1 Характеристика Дніпровського водосховища.....	8
1.2 Джерела біогенного забруднення Дніпровського водосховища.....	12
1.3 Евтрофікація як фактор впливу на гідробіонтів.....	14
1.4 Методи боротьби з евтрофікацією водойм.....	19
РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	22
2.1 Методи розрахунку обсягів евтрофікації та її динаміки в Дніпровському водосховищі.....	23
РОЗДІЛ 3 РЕЗУЛЬТАТИ ПРОВЕДЕНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	26
3.1 Аналіз вмісту біогенних елементів у різні роки спостережень.....	27
3.2 Динаміка утворення первинної продукції за період спостережень.....	30
3.3 Моніторинг евтрофікації дніпровського водосховища: тренди за період 2021-2024 років.....	35
РОЗДІЛ 4 ОХОРОНА ПРАЦІ.....	39
4.1. Аналіз шкідливих факторів виробництва та мікрокліматичні умови.....	39
4.2. Правила протипожежної безпеки та організація роботи за комп'ютером.....	42
ВИСНОВКИ.....	45
РЕКОМЕНДАЦІЇ.....	46
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ.....	48

ВСТУП

Водні екосистеми є одними з найважливіших компонентів біосфери, оскільки забезпечують регуляцію гідрологічного режиму, підтримання колообігу речовин і функціонування численних біологічних угруповань.

У сучасних умовах глобальних екологічних змін, зокрема зростання антропогенного навантаження, урбанізації та кліматичних зрушень, саме водні екосистеми зазнають найбільшого тиску. Особливо вразливими є штучні водойми, такі як водосховища, які виконують роль регуляторів стоку, джерел питної води та осередків промислового використання, але водночас схильні до деградації через накопичення забруднень. Їх евтрофікація призводить до порушення екологічної рівноваги, зниження якості води, змін у структурі гідробіоценозів і втрати стійкості екосистем [50].

Серед ключових процесів деградації водойм провідне місце посідає евтрофікація – надмірне збагачення води біогенними елементами, що є одним із найінформативніших показників екологічного стану водних об'єктів. Евтрофікація відіграє важливу роль у трансформації трофічних ланцюгів, впливає на біогенний кругообіг і слугує індикатором якості водного середовища. Її динаміка, зокрема зміни вмісту азоту та фосфору, чутливо реагує на фізико-хімічні параметри води, гідрологічний режим та рівень антропогенного впливу. Аналіз динаміки евтрофікації в природних і техногенних умовах є фундаментальною основою для оцінки екологічної стабільності водних екосистем [54].

В Україні гідроекологічні дослідження традиційно є важливою складовою природоохоронних програм і системи моніторингу водних ресурсів. Згідно із Законом України «Про охорону навколишнього природного середовища» (1991), на території водних об'єктів проводяться наукові спостереження, спрямовані на вивчення та збереження біорізноманіття. Дніпровське водосховище є одним із провідних об'єктів такого типу в центральній частині України, створене в межах каскаду дніпровських

резервуарів з метою регулювання стоку, забезпечення судноплавства та гідроенергетики.

Водосховище включене до переліку ключових водних ресурсів національного значення, що підтверджує його екологічну цінність у контексті охорони басейну Дніпра [22].

Водойми водосховища характеризуються високою мозаїчністю гідрологічних умов – від верхньої річкової зони до нижньої озерної, з численними затоками, островами та донними відкладами. Таке гідроморфологічне різноманіття створює умови для існування значної кількості гідробіонтів, зокрема представників фітопланктону, зоопланктону, бентосу та іхтіофауни. Водночас, навіть у межах зарегульованої системи виявляється вплив антропогенних факторів – промислових скидів, сільськогосподарського стоку, евтрофікації, осадження мулу, а також воєнних дій, які змінюють трофічну структуру екосистем [53].

У таких умовах аналіз динаміки евтрофікації набуває особливої актуальності. Він дозволяє не лише виявити тенденції змін біогенних елементів, а й простежити екологічні закономірності впливу на угруповання гідробіонтів залежно від гідрохімічних показників, швидкості водообміну, температури та ступеня антропогенного впливу [34].

Актуальність теми зумовлена також потребою у створенні системи довгострокового гідроекологічного моніторингу на територіях водосховищ. Сучасні дослідження демонструють, що саме в межах Дніпровського каскаду можна простежити процеси евтрофікації у мінімально трансформованих умовах, що має особливе значення для оцінки впливу кліматичних змін і діяльності людини на гідробіонтів [33].

Водночас накопичення фактичних даних про динаміку біогенних елементів і органічної продукції дозволяє формувати національні бази даних для інтеграції в європейські моніторингові програми, гармонізовані з вимогами Водної рамкової директиви ЄС (2000/60/ЕС).

Мета: проаналізувати динаміку евтрофікації Дніпровського водосховища в межах м. Дніпро за період 2021-2024 рр.

На основі поставленої мети було сформовано наступні **завдання:**

- надати характеристику Дніпровському водосховищу;
- описати вплив евтрофікації на гідробіонтів;
- дослідити динаміку вмісту біогенних елементів у воді в межах м. Дніпро;
- визначити динаміку утворення органічної продукції на акваторії Дніпровського водосховища;
- проаналізувати процеси евтрофікації за 2021-2024 роки;
- зробити висновки на основі проведених досліджень.

Об'єктом дослідження є Дніпровське водосховище як штучна водойма з високим антропогенним навантаженням.

Предметом дослідження є динаміка евтрофікаційних процесів та їх вплив на стан гідробіонтів у період 2021-2024 рр.

РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

Сучасний стан великих зарегульованих водойм України, і насамперед водосховищ Дніпровського каскаду, формується під дією складного комплексу природних і антропогенних факторів, серед яких евтрофікація посідає провідне місце. Цей процес, що супроводжується надмірним надходженням біогенних елементів, масовим розвитком фітопланктону та деградацією водних екосистем, визнаний однією з найбільш серйозних екологічних загроз прісноводним водоймам у глобальному масштабі [51].

Дніпровське водосховище, як центральна ланка каскаду, є унікальним об'єктом, що поєднує виняткову соціально-економічну значущість і водночас крайню вразливість до евтрофікації. Розташоване в серці одного з найбільш індустріалізованих регіонів країни, воно протягом десятиліть зазнавало потужного точкового та дифузного біогенного пресингу, що призвело до стійкого гіперевтрофного стану, регулярного «цвітіння» води ціанобактеріями та накопичення токсичних метаболітів [36].

Події останніх років – різке зниження антропогенного навантаження у 2022 році внаслідок воєнних дій та руйнування Каховської ГЕС у червні 2023 року, кардинально змінили гідрологічний і гідрохімічний режим каскаду, створивши умови для активізації внутрішнього фосфорного навантаження та формування нової, ще більш небезпечної фази евтрофікації [34].

1.1. Характеристика Дніпровського водосховища

Дніпровське водосховище є унікальною гідротехнічною спорудою, що займає центральне положення в каскаді дніпровських резервуарів. Його створення стало переломним моментом в історії гідрології України, оскільки воно не лише вирішило проблему наскрізного судноплавства, але й кардинально трансформувало екосистему Середнього Дніпра [22].

Географічно водойма розташована в адміністративних межах двох потужних промислових регіонів – Дніпропетровської та Запорізької областей, простягаючись уздовж природного русла річки від міста Кам'янське на півночі до греблі Дніпровської ГЕС у місті Запоріжжя на півдні. Центральна частина

акваторії має географічну прив'язку до координат $47^{\circ}52'10''$ північної широти та $35^{\circ}5'10''$ східної довготи – рис. 1.

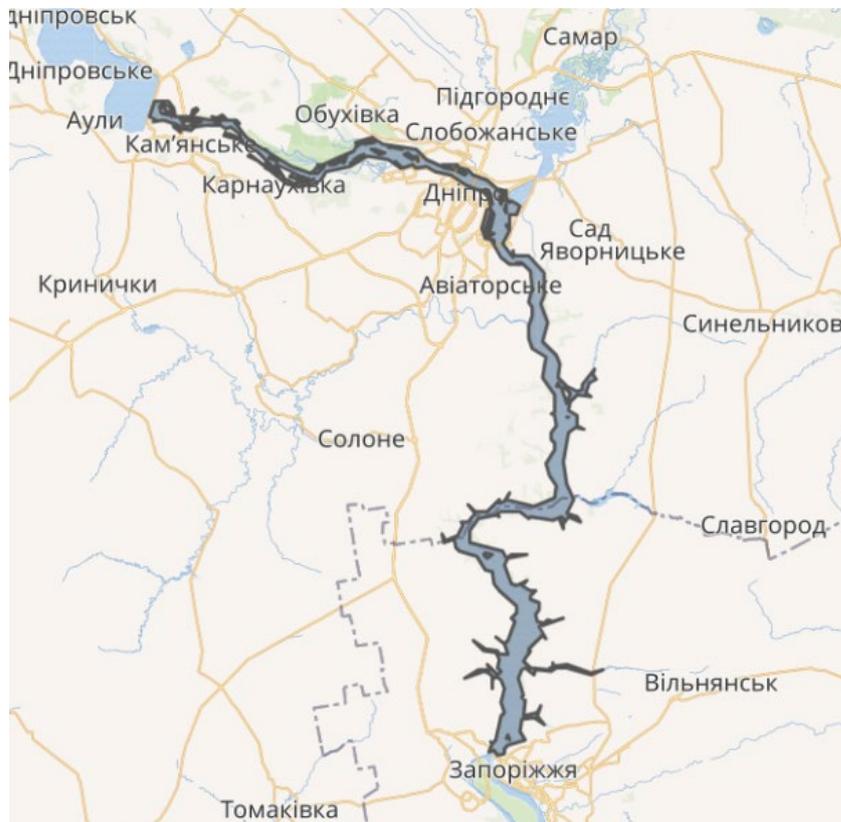


Рис. 1. Карта Дніпровського водосховища

З геолого-геоморфологічної точки зору, ложе водосховища приурочене до виходів Українського кристалічного щита, що є визначальним фактором для формування його морфометрії. Ця структурна особливість зумовлює наявність у береговій зоні та на дні водойми стародавніх кристалічних порід – гранітів та гнейсів, які формують стійкий базис берегової лінії [49]. Берегова смуга, загальна протяжність якої становить близько 550 кілометрів, характеризується значною складністю та розчленованістю. Вона сформована переважно лесовими суглинками, піщаними відкладами та скельними утвореннями, висота яких подекуди сягає 10 метрів над урізом води. Складний рельєф берегів, посилений ерозійними процесами та абразією під впливом вітрових хвиль, формує численні затоки та півострови, найбільшими з яких є Самарська та Остапова затоки.

Історичний генезис водойми нерозривно пов'язаний з епохою індустріалізації. Первинне заповнення резервуару відбулося у 1932 році після

введення в експлуатацію Дніпровської гідроелектростанції. Це призвело до затоплення десяти дніпровських порогів та понад сорока кам'янистих перешкод, що докорінно змінило гідродинамічний режим річки, перетворивши бурхливий потік на регульовану водойму озерного типу. Втім, сучасний вигляд водосховища сформувався лише у повоєнний період. Під час Другої світової війни, у 1941 році, гребля була зруйнована, що спричинило катастрофічне спустошення басейну та масові руйнування у нижньому б'єфі. Відновлення гідровузла та повторне наповнення акваторії до проектних відміток завершилося у 1948 році.

Морфометричні параметри Дніпровського водосховища підкреслюють його статус як одного з найбільших штучних резервуарів Європи. Площа водного дзеркала є динамічною величиною, що варіюється в межах 410–420 км² залежно від сезонних коливань рівня та режимів роботи ГЕС. Загальний об'єм водної маси становить близько 3,3 км³, що забезпечує значний потенціал для сезонного та річного регулювання стоку. Гідрологічний режим водойми чітко диференціюється на дві функціональні зони. Верхня частина, протяжністю близько 80 км, зберігає риси річкового режиму з вузьким руслом та підвищеною швидкістю течії. Нижня частина, довжиною близько 90 км, має виражений озерний характер із сповільненим водообміном, розлогими плесами та наявністю острівних архіпелагів [53].

Гідродинамічний режим водосховища визначається роботою каскаду гідроелектростанцій. Водообмін є досить інтенсивним і становить 12-14 повних циклів на рік, що сприяє відносно кращому самоочищенню порівняно з іншими водосховищами каскаду. Однак останніми роками, особливо після руйнування Каховської ГЕС, спостерігається тенденція до сповільнення течій у всьому каскаді, що призводить до збільшення періоду зовнішнього водообміну до 40-50 діб та посилення застійних явищ [38].

Кліматичні зміни останніх десятиліть суттєво вплинули на термічний та льодовий режими водойми. У літній період, особливо в липні-серпні, температура води у поверхневих шарах стабільно перевищує + 25°C. Таке

підвищення температури є потужним каталізатором біологічних процесів, зокрема масового розмноження ціанобактерій, що призводить до явища «цвітіння» води та погіршення її органолептичних властивостей [54].

Екологічний стан Дніпровського водосховища формується під впливом потужного техногенного пресингу. Водойма виконує роль приймача стічних вод від промислових гігантів регіону, що призводить до накопичення у донних відкладах та воді важких металів (кадмій, марганець, залізо, мідь). Моніторингові дослідження 2024 року фіксують у питних водозаборах регіону перевищення гігієнічних нормативів за сухим залишком у 1,8 рази та хлорид-іонами у 1,5 рази. Крім того, наявність фенолів та надлишок біогенних елементів (сполук азоту та фосфору) є головними чинниками евтрофікації та виникнення дефіциту розчиненого кисню. [29].

Особливу увагу слід приділити змінам, що відбулися у період воєнного стану. Повномасштабне вторгнення та активні бойові дії сприяли тимчасовому зниженню промислового навантаження, проте створили нові загрози. Руйнування греблі Каховської ГЕС 6 червня 2023 року стало катастрофічною подією, яка мала опосередкований вплив і на Дніпровське водосховище. Втрата підпору води у нижньому Дніпрі порушила гідрологічний баланс, посилила ерозійні процеси та створила бар'єрні ризики для міграції гідробіонтів [31; 33]. Окрім того, фіксуються випадки прямого забруднення акваторії нафтопродуктів та залишками боєприпасів внаслідок обстрілів [23].

Біорізноманіття водойми залишається високим, незважаючи на антропогенний тиск. Іхтіофауна налічує понад 60 видів риб, серед яких переважають представники місцевого комплексу (лящ, плітка, окунь). Проте останніми роками спостерігається тривожна тенденція до зростання частки чужорідних інвазивних видів. Згідно з останніми дослідженнями, у басейні Дніпра ідентифіковано декілька видів риб-інвазіантів, серед яких агресивно поширюються карась сріблястий, сонячний окунь та ротан-головешка, що витісняють аборигенну фауну [40].

Підсумовуючи, можна стверджувати, що Дніпровське водосховище є складною соціо-природною системою, яка перебуває у стані динамічної рівноваги під впливом різноспрямованих факторів. З одного боку, воно демонструє високу резистентність, з іншого – залишається вразливим до евтрофікації та кліматичних змін, що вимагає впровадження нових стратегій моніторингу, відображених у національних екологічних звітах [39].

1.2. Джерела біогенного забруднення Дніпровського водосховища

Надмірне надходження біогенних елементів, передусім сполук азоту (N) та фосфору (P), є фундаментальною, багатовекторною причиною розвитку евтрофікації Дніпровського водосховища. Водойма, що функціонує як акумулятор стоку великої річкової системи та колектор скидів високоурбанізованого та промислово-аграрного регіону, характеризується складним і багатокомпонентним балансом цих елементів. Аналіз джерел їхнього надходження є критично важливим для розуміння динаміки «цвітіння» води та деградації екосистеми. Усі джерела забруднення поділяються на зовнішні (точковий та дифузний стік) і внутрішні (вторинне забруднення) [50].

До точкових джерел належать скиди, що здійснюються через конкретні, чітко локалізовані гідротехнічні споруди, включаючи комунальні та промислові очисні споруди. Історично саме ці джерела формували основний техногенний пресинг на Дніпровський каскад. Комунальні стічні води є одним із постійних і значних джерел надходження фосфору, переважно у формі фосфатів, а також значної кількості органічного азоту та амонію. Незважаючи на наявність очисних споруд у великих містах, їхня ефективність часто є недостатньою, особливо в частині глибокого видалення біогенних елементів, що призводить до скиду недостатньо очищених вод безпосередньо в акваторію водосховища.

Промислові скиди зумовлені розташуванням водосховища в зоні впливу потужних індустріальних центрів. Промислові стічні води несуть у собі великі обсяги азотовмісних сполук та фосфору, що є побічними продуктами виробничих процесів. Згідно з аналітичними звітами, які охоплюють період

високої промислової активності, від підприємств, зокрема чорної металургії та хімічної промисловості, у річкову систему скидалися тисячі тонн азоту та сотні тонн фосфору. Наприклад, в одному з досліджень зазначалося про скид 3,713 тонн сумарного азоту та 246,5 тонн сумарного фосфору від промислових об'єктів лише за один рік моніторингу [7].

Дифузний стік є не менш важливим, ніж точковий, і його контроль є значно складнішим, оскільки він формується на значній площі водозбірного басейну. Агропромисловий стік визнається найбільш значущим джерелом неорганізованого надходження біогенів, яке включає поверхневий змив мінеральних та органічних добрив (нітратів, фосфатів) з полів під час весняного сніготанення та інтенсивних дощових опадів. Велика частина сільськогосподарських угідь у басейні Дніпра не дотримується науково обґрунтованих норм застосування добрив, що призводить до їхнього масового вимивання у річкову систему. За оцінками гідробіологів, щорічно з ґрунту зливовими стоками у водосховища Дніпровського каскаду надходить більше 10 тис. тонн мінерального азоту та близько 850 тонн мінерального фосфору [21]. Крім того, невеликий, але постійний внесок робить атмосферне надходження через сухе та мокре осадження азотовмісних сполук, що утворюються внаслідок промислових викидів та транспорту, яке також посилює загальне біогенне навантаження [48].

Особливістю зарегульованих водойм, до яких належить Дніпровське водосховище, є їхня здатність до акумуляції біогенних елементів у донних відкладах. Процес замулення (седиментації) призводить до утворення багаторічного шару органічних та мінеральних осадів, насичених фосфором та азотом. Цей шар, який називається «внутрішнім навантаженням», стає самостійним, постійно діючим джерелом забруднення [44]. Вторинне забруднення відбувається через явище реаерації, тобто вивільнення біогенних елементів з донних відкладів назад у водну товщу. Це явище особливо інтенсивне у літній період, коли на дні мілководних ділянок виникають анаеробні (безкисневі) умови. За високих температур та зниження рівня

розчиненого кисню фосфор переходить з нерозчинних сполук у розчинну форму (ортофосфати), яка є легкодоступною для водоростей. Це призводить до «цвітіння» води, яке може бути не менш інтенсивним, ніж від зовнішнього надходження. Дослідження підтверджують, що динаміка концентрацій амонію та інших біогенів тісно корелює з внутрішньо-водоймовими процесами, що свідчить про домінуючу роль вторинного забруднення у сучасній динаміці евтрофікації. Як наслідок, евтрофікація Дніпровського водосховища є наслідком синергічного та кумулятивного впливу точкових, дифузних та, що найважливіше, внутрішніх джерел. В умовах воєнного стану, коли обсяг точкових промислових скидів міг тимчасово зменшитися, роль дифузного стоку та вторинного забруднення з донних відкладів значно зростає, що формує сучасну, вкрай нестабільну динаміку евтрофікаційних процесів [34].

1.3. Евтрофікація як фактор впливу на гідробіонтів

У сучасному світі водні ресурси Землі стикаються з безпрецедентними екологічними викликами, серед яких евтрофікація водойм займає домінуюче місце, будучи визнаною однією з ключових проблем «планетарних меж», що порушують стійкість біосфери. Цей глобальний процес не лише загрожує біорізноманіттю та екологічній стабільності, але й має руйнівний вплив на харчову безпеку, здоров'я населення та економічний розвиток, спричиняючи мільярдні збитки через втрату рекреаційного потенціалу та зростання витрат на водопідготовку. Особливо гострою проблема стає в епоху Антропоцену, в умовах посиленого тиску, що включає інтенсивну агропромисловість, неконтрольовану урбанізацію та індустріалізацію. За даними NOAA та Європейського агентства з довкілля (EEA), евтрофікація є головною причиною поширення «мертвих зон» (гіпоксичних територій) у світовому океані та прісних водах, кількість яких подвоюється кожне десятиліття, починаючи з 1960-х років [18].

Евтрофікація, як найпоширеніша форма біогенного забруднення, виникає внаслідок порушення природних біохімічних циклів через надмірне надходження елементів живлення – насамперед азоту (N) та фосфору (P), а

також калію, кремнію та мікроелементів. Хоча ці елементи є фундаментальними будівельними блоками життя, їх надлишок діє як потужний стимулятор для певних груп умовно-патогенних організмів, порушуючи хиткий баланс між первинною продукцією (фотосинтезом) та деструкцією (диханням і розкладом). Це призводить до вторинного забруднення води токсичними метаболітами та продуктами розпаду.

Трофічний статус водойми визначається концентраціями цих нутрієнтів. Класична концепція трофності, започаткована Е. Науманом та А. Тінеманом, еволюціонувала в сучасні системи класифікації, такі як система ОЕСР, що поділяє водойми на ультраоліготрофні, оліготрофні, мезотрофні, евтрофні та гіпертрофні, базуючись на чітких кількісних параметрах концентрації фосфору та прозорості води [11].

Розвиток системного підходу в лімнології, завдяки працям таких вчених як В. Роде та пізніше Г. Одума, дозволив розглядати водойму як цілісну термодинамічну систему. Згідно з цими моделями, евтрофікація є не просто накопиченням речовин, а зміною потоків енергії. Критичним моментом у розумінні цього процесу стали роботи швейцарця Р.А. Фолленвайдера, який довів пряму кореляцію між зовнішнім навантаженням фосфору та хлорофілом у водоймі, розробивши знамениту «модель Фолленвайдера», яка стала основою для природоохоронного законодавства в Європі та Північній Америці [17].

З точки зору стехіометрії екосистем, критичним є співвідношення Редфілда ($C:N:P = 106:16:1$). Відхилення від цієї пропорції визначає лімітуючий фактор. Дослідження на Експериментальних озерах (ELA) в Канаді під керівництвом Д.В. Шиндлера переконливо довели, що саме фосфор є головним драйвером евтрофікації у прісних водах, оскільки ціанобактерії здатні компенсувати дефіцит азоту шляхом фіксації його з атмосфери, тоді як фосфор не має газоподібної фази і надходить лише з водозбору або донних відкладень [15].

Внутрішнє навантаження фосфором є критичним механізмом, що підтримує евтрофікацію навіть після усунення зовнішніх джерел: в анаеробних умовах фосфор вивільняється з комплексів із залізом у донних відкладах, повертаючись у товщу води і живлячи водорості, що створює ефект гістерезису – затримку у відновленні екосистеми.

Феноменологія евтрофікації включає не лише «цвітіння» води, але й глибокі структурні зміни. Зростання біомаси фітопланктону знижує прозорість, блокуючи світло для бентосних макрофітів, що призводить до зникнення підводних лісів та втрати місць нересту риб. Це описується теорією альтернативних стабільних станів голландського еколога М. Шеффера: водойма може різко перемикатися з прозорого стану (домінування макрофітів) у каламутний (домінування фітопланктону) при перевищенні критичного порогу нутрієнтів. На пізніх стадіях евтрофікації формується стійка термічна та хімічна стратифікація. У гіполімніоні (придонному шарі) швидко вичерпується кисень, утворюючи «мертві зони», де накопичуються відновлені токсичні сполуки: сірководень (H_2S), метан (CH_4) та аміак (NH_3), які є летальними для більшості гідробіонтів [14].

Фітопланктон є першою ланкою реакції на евтрофікацію. При надлишку поживних речовин відбувається не просто ріст біомаси, а фундаментальна перебудова таксономічної структури. Діатомові водорості, які є основою здорових харчових ланцюгів, витісняються ціанобактеріями (*Cyanobacteria*), такими як *Microcystis*, *Anabaena* та *Aphanizomenon*. Ціанобактерії мають еволюційні переваги в евтрофних умовах: газові вакуолі дозволяють їм регулювати плавучість і спливати на поверхню для перехоплення світла, створюючи щільні плівки – рис. 2; здатність фіксувати атмосферний азот (у видів з гетероцистами) дає перевагу при дефіциті розчиненого азоту, а слизові оболонки захищають від виїдання зоопланктоном.

Крім того, вони продукують потужні ціанотоксини (мікроцистини, анатоксини, сакситоксини), які є гепато- та нейротоксичними агентами, небезпечними для тварин і людей [12].



Рис. 2 Плівка ціанобактерій на Дніпровському водосховищі
(Фото Атанова Родіона)

Зоопланктон зазнає подвійного удару. З одного боку, збільшення первинної продукції теоретично дає більше їжі, але з іншого – якість цієї їжі падає. Ціанобактерії є «поганим кормом» через низький вміст поліненасичених жирних кислот та незручну морфологію (великі колонії неможливо проковтнути дрібним ракоподібним).

Великі фільтратори, такі як *Daphnia magna*, які є ключовими контролерами чистоти води («theory of top-down control»), зникають через токсичний вплив та прес хижаків (дрібних риб), популяція яких зростає в каламутній воді. Відбувається зміщення спільноти до дрібних коловерток (*Rotifera*) та веслоногих раків (*Copepoda*), які не здатні ефективно виїдати фітопланктон, що замикає порочне коло евтрофікації.

Бентосні екосистеми деградують через замулення та аноксію. Зникають біофільтратори (двостулкові молюски), які в здорових екосистемах можуть профільтрувати весь об'єм води за кілька діб. Замість них дно заселяють толерантні до дефіциту кисню види, такі як личинки хірономід (*Chironomus plumosus*) та олігохети (*Tubifex*), які є індикаторами полісапробних зон. Втрата

макрофітів руйнує середовище існування для безхребетних, що зменшує кормову базу для бентоїдних риб.

Іхтіофауна реагує зміною видового складу від цінних лососевих та сигових риб (оліготрофний комплекс) до окуневих і, зрештою, коропових (евтрофний комплекс). Види-інтродуценти, такі як сріблястий карась (*Carassius gibelio*), часто отримують перевагу завдяки високій толерантності до низького вмісту кисню. Токсини накопичуються у тканинах риб, викликаючи патології печінки та зниження репродуктивної здатності. Масові замори риби (*fish kills*) стають регулярним явищем – рис. 3, особливо влітку (нічна гіпоксія) та взимку (підлідні замори), що завдає нищівного удару рибному господарству.



Рис. 3 Масова загибель риби внаслідок надмірного розвитку ціанобактерій (<https://www.google.com/imgres>)

Проблема ускладнюється глобальними кліматичними змінами. Підвищення температури води посилює стратифікацію, знижує розчинність кисню та прискорює метаболізм бактерій, що збільшує швидкість споживання кисню. Тепла вода (вище 25°C) є оптимальною саме для ціанобактерій, надаючи їм конкурентну перевагу над еукаріотичними водоростями. Це явище,

відоме як «синергія евтрофікації та потепління», вимагає перегляду нормативів навантаження: для досягнення тієї ж якості води в теплішому кліматі необхідно ще суттєвіше знижувати надходження біогенів [8].

Управління евтрофікацією вимагає інтегрованого підходу. Зменшення зовнішнього навантаження (очистка стічних вод, безфосфатні миючі засоби, точне землеробство) є першочерговим, але часто недостатнім через внутрішнє навантаження. Сучасні методи включають геоінженерію (внесення солей алюмінію або лантану для зв'язування фосфору в донних відкладах), біоманіпуляцію (зариблення хижаками та фітопланктофагами для контролю та відновлення популяції дафній) та відновлення прибережних водно-болотних угідь, які діють як природні фільтри.

Тільки поєднання жорсткого контролю джерел забруднення з активними методами відновлення екосистем та врахуванням кліматичних моделей може дати надію на збереження водних ресурсів для майбутніх поколінь [4].

1.4. Методи боротьби з евтрофікацією водою

Серед сучасних підходів до боротьби з евтрофікацією виділяють хімічні та біологічні методи, які різняться механізмами дії, ефективністю та екологічними наслідками. Хімічні методи забезпечують швидкий вплив на водну систему шляхом осадження та видалення надлишкових біогенних елементів, тоді як біологічні спрямовані на відновлення екологічної рівноваги й регулювання біопродукційних процесів за допомогою природних механізмів. У більшості випадків ефективним є комбінований підхід.

Одним з найпоширеніших хімічних методів є застосування коагулянтів і флокулянтів для осадження фосфатів і суспендованих частинок. На практиці використовуються солі заліза (III), алюмінію та кальцію, які переводять розчинені форми фосфору в нерозчинні сполуки. В Європі та Україні метод хімічного осадження фосфатів широко застосовується у водосховищах, що зазнають антропогенного навантаження та страждають від «цвітіння» води [5].

В Україні технологія коагуляції за допомогою сульфату алюмінію використовується у системах підготовки питної води на Дніпровських

водогінних станціях, а також для локальної обробки евтрофікованих ділянок водосховищ [25].

Застосування солей заліза, зокрема хлориду та сульфату заліза, забезпечує ефективне зв'язування ортофосфатів у донних відкладах, що зменшує їх вторинне надходження в товщу води. Дослідження в Нідерландах показали, що обробка водоєм феро- або ферікоагулянтами дозволила знизити концентрацію фосфору в 6-12 разів та зменшити пікову біомасу ціанобактерій протягом 2-3 сезонів [2].

Ще одним напрямом хімічної меліорації є використання вапнування, що сприяє стабілізації рН і переведенню фосфатів у малорухомі з'єднання кальцію. Вапнування також має дезінфекційний ефект і зменшує кількість органічних речовин, доступних для бактеріально-грибного розкладу [10]. Водосховища Центральної Європи, зокрема в Німеччині та Польщі, успішно застосовують комбіновані схеми: внесення CaCO_3 та FeCl_3 дозволяє одночасно зменшити надходження фосфору з донних відкладів та покращити прозорість води. Подібні заходи пропонуються українськими авторами для реабілітації Дніпровського каскаду та малих водосховищ степової зони [47].

Біологічні методи спрямовані на відновлення природних регуляторних механізмів екосистеми та передбачають використання біомеліорантів, біофільтрації та зміни трофічної структури водного угруповання. Одним із найперспективніших методів є інтродукція фітофільтрувальних організмів, зокрема вищих водних рослин, які інтенсивно поглинають сполуки азоту та фосфору. До таких біомеліорантів належать очерет, рдесник, елодея, які здатні вилучати до 3-5 т/га біогенних елементів за сезон [28]. Дослідження, проведені в Київському та Канівському водосховищах, показали, що природне та штучне поширення макрофітів сприяє збільшенню прозорості води на 35-50 % і зменшенню концентрації хлорофілу-а в 1,8-2,3 рази [36].

Важливою біомеліоративною складовою є використання гідробіонтів-фільтраторів, таких як двостулкові молюски роду *Dreissena*, які здатні фільтрувати великі об'єми води та знижувати концентрацію фітопланктону. За

результатами досліджень у басейні Дунаю, популяція дрейсени з біомасою 1 кг може профільтрувати до 50-60 л води на добу, зменшуючи вміст суспендованих частинок і ціанобактерій [9]. В Україні молюски застосовуються у фітобіоплато на невеликих водосховищах Дніпропетровської та Черкаської областей, де дозволили знизити інтенсивність «цвітіння» води у пік літньої стагнації [28].

Важливим напрямом біологічного контролю є регулювання видового складу рибного населення, оскільки трофічна структура іхтіоценозу впливає на розвиток водоростей. Інтродукція рослиноїдних риб, таких як білий амур та товстолобик, сприяє біологічному очищенню водойм. За даними досліджень на Шацьких озерах, зариблення товстолобиком щільністю 60-80 екз./га зменшило біомасу фітопланктону на 30-45 % протягом двох років [41].

Хімічні методи забезпечують швидкий ефект, однак потребують постійного контролю та можуть мати негативні наслідки для екосистеми при неправильному застосуванні (наприклад, токсичність солей алюмінію при низьких значеннях рН).

Біологічні методи мають довгостроковий характер і орієнтовані на екологічну стабілізацію, але їх ефективність залежить від особливостей водойми. Як зазначає польський дослідник Wojcik (2020), найбільш результативними є комплексні природоохоронні заходи, що включають зниження надходження біогенних елементів зі стоком, локальне застосування коагулянтів та біоманіпуляцію водними біоценозами [19].

Досвід Європи підтверджує, що успішне подолання евтрофікації можливе лише за умов поєднання хімічних і біологічних методів та застосування басейнового підходу до регулювання водних ресурсів. Розробка комплексних програм реабілітації водосховищ Дніпровського каскаду відповідає рекомендаціям Водної рамкової директиви ЄС та адаптована до українських умов [6].

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Аналіз праць науковців було проведено з метою опису сучасного стану Дніпровського водосховища – надання його гідрологічної та загальної характеристики. Завдяки роботі з публікаціями, описано причини процесів евтрофікації у водоймі, а також детальний її вплив на різні групи гідробіонтів та безпосередньо на водосховище. Для цього нами використано веб-сайти, що надають відкритий доступ до праць вчених – Scopus, Web of Science та Google Scholar, репозитарій Дніпровського державного аграрно економічного університету та інші онлайн-бібліотеки. Пошук виконувався за ключовими словами та у відповідності до теми дипломної роботи.

Створивши список літератури, що відповідає тематиці досліджень надали йому оцінку щодо актуальності відносно теми досліджень. Наступним кроком було проаналізовано методики та отримані результати інших авторів, що дозволило згрупувати джерела та виділити основні теми та гіпотези в роботах.

Для виконання наступних кроків у написанні дипломної роботи, з відкритих джерел нами було отримано результати Державного моніторингу якості поверхневих вод р. Дніпро на середній ділянці Дніпровського водосховища у межах м. Дніпро в період 2021-2024 років від Регіонального офісу водних ресурсів (РОВР). Дослідження гідрохімічних показників здійснювалось з січня по вересень, а у жовтні, листопаді, грудні та березні аналіз не виконувався [52].

Дані гідрохімічного моніторингу було отримано з наступних спостережних станцій: 420 км, м. Дніпро, правий берег, Кайдакський питний в/з; р. Дніпро, 420 км, м. Дніпро, лівий берег, Ломівський питний в/з та р. Дніпро, 404 км, м. Дніпро, ВП "ПдТЕС" ПАТ "ДТЕК Дніпроенерго", питний в/з. Контроль виконується безпосередньо на питних водозаборах міста. Нами було отримано дані щодо вмісту біогенних елементів у воді [13].

Використовуючи обчислювальні програми та методи статистичної обробки даних виконано розрахунки середньорічного вмісту біогенних елементів на дослідних станціях. Та проведено розрахунки [1; 16].

2.1 Методи розрахунку обсягів евтрофікації та її динаміки в

Дніпровському водосховищі

Для проведення аналізу досліджень рівня евтрофікації Дніпровського водосховища було застосовано формули з метою оцінки гідрохімічних показників та динаміки екологічного стану [46].

Для визначення загального неорганічного азоту ($N_{\text{заг}}$) було застосовано наступну формулу:

$$N_{\text{заг}} = NO_3 + NO_2 + NH_4 \quad \text{де:}$$

NO_3 – нітрати;

NO_2 – нітрити;

NH_4 – амоній.

Після виконання розрахунків ми отримуємо інформацію стосовно вмісту доступного азоту, що є ключовим біогенним елементом у розвитку фітопланктону. Завдяки розумінню сумарної концентрації форм азоту є можливість визначити потенційний внесок азоту в утворення первинної продукції [35].

Іншим біогенним елементом, що лімітує утворення біопродукції є фосфор (PP_P). Для її визначення застосовуємо формулу:

$$PP_P = P \times 41 \quad \text{де:}$$

P – концентрація фосфатів у воді в мг/л;

41 – кількість атомів вуглецю, що потрібно для утворення органічної речовини з 1 міліграму фосфатів.

За результатами розрахунків ми отримуємо біомасу органічного вуглецю, що продукується фітопланктоном на основі фосфору, що виступає в якості лімітуючого фактору на основі стехіометричного співвідношення Редфілда. І демонструє кількісну міру потенційної евтрофікації, що виражається у мг С/л [20].

Для визначення показника потенційної продукції за азотом (PP_N) було використано формулу:

$$PP_N = N_{\text{заг}} \times 5,68 \quad \text{де:}$$

$N_{\text{заг}}$ – загальний вміст азоту в пробі (мг/л).

За результатами ми отримуємо потенційну біомасу вуглецю на основі азоту в якості біогенного елемента, що дозволяє порівнювати внесок азоту з фосфором в процес утворення органічної речовини.

Первинна продукція фітопланктону розраховувалася, як сума її утворення за такими біогенними елементами, як азот та фосфор. Та слугує в якості визначення лімітуючої продукції, що обмежується дефіцитним біогеном.

Індекс трофічного стану за фосфором (TSI_P) дозволяє оцінити рівень трофності водойми за фосфором. В результаті ми отримуємо індекс для класифікації від оліготрофного до гіпертрофного [3]. Вона дозволяє порівняти рівень евтрофікації Дніпровського водосховища у різні періоди досліджень. Для розрахунку індексу евтрофікації використали наступну формулу:

$$TSI_P = 14,42 \times \ln\left(\frac{P_{\text{мкг}}}{\text{л}}\right) + 4,15 \quad \text{де:}$$

$$\frac{P_{\text{мкг}}}{\text{л}} = P \times 1000$$

Наступним кроком встановлювали індекс органічного забруднення (LOZ). Було використано з метою оцінки частки кисню, що використовувався для окислення утвореної органічної речовини. Завдяки отриманому відсотку кисню, що вступив у реакцію, що дозволяє класифікувати ступінь забруднення від низького до високого. Його розраховували за формулою:

$$LOZ = \left(\frac{\text{БПК}_5}{\text{розчинений кисень}}\right) \times 100 \quad \text{де:}$$

БПК_5 – біологічна продукція фітопланктону [43].

З метою встановлення лімітуючого біогену в процесі евтрофікації було визначено співвідношення азоту до фосфору:

$$\frac{N}{P} = N_{\text{заг}}/P \quad \text{де:}$$

$N_{\text{заг}}$ – вміст загального азоту (мг/л);

P – вміст фосфору у воді (мг/л).

Для оцінки частоти перевищень гранично допустимої концентрації (ГДК) – A було використано наступну формулу:

$$A = (P > 0,2 \div n) \times 100 \% \quad \text{де:}$$

P – кількість місяців

n – кількість перевищень.

Завдяки цьому ми отримали показник частоти перевищення ГДК, що дозволило оцінити екологічні ризики [45].

Середнє значення певного показника розраховували:

$$\sum x_i \div n \quad \text{де:}$$

x_i – значення показника;

n – кількість спостережень.

Завдяки її використанню було отримано усереднені результати сезонних та річних спостережень.

РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ПРОВЕДЕНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дніпровське водосховище, споруджене в 1932 році під час будівництва Дніпровської ГЕС, залишається найбільшою штучною водоймою українського каскаду (площа дзеркала 410 км², повний об'єм 3,3 км³) і виконує функції, критичні для життєдіяльності регіону: забезпечує питною водою понад три мільйони мешканців Дніпра та прилеглих населених пунктів, слугує джерелом технічної води для охолодження енергоблоків Придніпровської та Криворізької теплоелектростанцій, підтримує судноплавство на Середньому Дніпрі.

Водночас з кінця 1980-х років воно перебуває у стійкому гіперевтрофному стані, для якого характерні регулярні спалахи масового розвитку ціанобактерій, накопичення мікроцистинів та періодичні порушення технологічного режиму водозаборів [36].

Ситуація суттєво загострилася після руйнування греблі Каховської ГЕС у червні 2023 року. Втрата нижнього ступеня каскаду призвела до різкого сповільнення водообміну в Дніпровському водосховищі, активізації дифузії фосфору з донних відкладів і, як наслідок, посилення внутрішнього біогенного навантаження [34].

Період 2021-2024 років виявився унікальним для гідроекологічних досліджень, оскільки на тлі хронічного накопичення біогенів у системі стався короткочасний, але надзвичайно різкий спад зовнішнього антропогенного тиску у 2022 році через вимушене зупинення більшості промислових підприємств і комунальних очисних споруд після початку повномасштабного вторгнення. Це дало можливість простежити реакцію сильно евтрофікованої водойми на практично повне припинення надходження фосфору та азоту із зовнішніх джерел і водночас оцінити швидкість та інтенсивність повернення до гіперевтрофного стану після відновлення господарської діяльності у 2023-2024 роках.

3.1. Аналіз вмісту біогенних елементів у різні роки спостережень

Динаміка середньорічного вмісту біогенних елементів у воді на Кайдацькому, Ломівському та ДТЕК-водозаборах упродовж 2021-2024 рр. відображає складну взаємодію природних і антропогенних факторів, що визначають екологічний стан Дніпровського водосховища – табл. 1. Порівняльний аналіз цих трьох ділянок дозволяє не лише простежити загальні тенденції змін гідрохімічного складу води, але й оцінити характер впливу господарської діяльності, ступінь самоочищення водної системи та наслідки соціально-економічних подій, що мали місце у регіоні.

Таблиця 1

Середньорічний вміст біогенних елементів в залежності від ділянки спостереження в мг/л.

Ділянка \ Показник	Кайдакський водозабір				Ломівський водозабір				Водозабір ДТЕК			
	2021	2022	2023	2024	2021	2022	2023	2024	2021	2022	2023	2024
Фосфати	1,62	0,19	0,29	0,78	0,27	0,20	0,29	1,09	0,27	0,23	0,31	0,33
Нітрати	2,56	2,05	1,85	2,43	1,84	1,84	2,02	1,92	2,47	2,19	2,11	2,39
Нітрити	1,74	0,05	0,06	3,45	1,23	0,04	0,06	3,07	1,78	0,05	0,07	2,77
Амоній	0,34	0,42	0,48	0,40	0,33	0,37	0,46	0,36	0,36	0,35	0,41	0,36
Загальний азот	4,64	2,52	2,39	6,28	3,40	2,25	2,54	5,35	4,61	2,59	2,59	5,52

У 2021 році, який можна розглядати як базовий, на всіх ділянках спостереження зафіксовано помірно підвищений вміст біогенних елементів, що є типовим для водойм у зоні активного господарського використання. Найвищі значення реєструвалися на Кайдацькому водозабір – концентрація фосфатів становила 1,62 мг/дм³, нітратів – 2,56 мг/дм³, нітритів – 1,74 мг/дм³, амонійного азоту – 0,34 мг/дм³, а загального азоту – 4,64 мг/дм³. Такі показники свідчать про суттєве антропогенне навантаження, зокрема вплив стічних вод комунальних підприємств, промислових об'єктів, а також злив з урбанізованих територій.

На Ломівському водозабір показники були нижчими: фосфати – 0,27 мг/дм³, нітрати – 1,84 мг/дм³, нітрити – 1,23 мг/дм³, загальний азот – 3,40

мг/дм³. Водночас водозабір ДТЕК мав подібні значення (фосфати – 0,27 мг/дм³, нітрати – 2,47 мг/дм³, нітрити – 1,78 мг/дм³, загальний азот – 4,61 мг/дм³), що може бути пов'язано із розташуванням у зоні техногенного впливу, однак з більш інтенсивним водообміном.

У 2022 році відбулися істотні зміни у гідрохімічному режимі водойм. На всіх трьох ділянках спостерігалось різке зменшення концентрацій біогенних елементів. Так, на Кайдацькому водозабірні вміст фосфатів знизився у 8,5 рази (з 1,62 до 0,19 мг/дм³), нітритів – у понад 30 разів (з 1,74 до 0,056 мг/дм³), а загальний азот зменшився удвічі – з 4,64 до 2,52 мг/дм³. Аналогічна тенденція простежувалася і на Ломівському водозабірні, де рівень фосфатів упав до 0,20 мг/дм³, а загальний азот – до 2,52 мг/дм³. На водозабірні ДТЕК концентрації знизилися не настільки суттєво, однак також демонстрували помітне падіння: фосфати зменшилися до 0,23 мг/дм³, нітрати – до 2,19 мг/дм³, а загальний азот – до 2,59 мг/дм³.

Цей спад пояснюється комплексом соціально-економічних факторів. Початок повномасштабного вторгнення Російської Федерації у 2022 році спричинив майже повне зупинення промислових підприємств, зниження виробничої активності, зменшення кількості комунальних скидів і забруднень з урбанізованих територій. Як наслідок, навантаження на водні об'єкти істотно зменшилося, що відобразилося у різкому покращенні гідрохімічних показників. Варто також врахувати сезонний та кліматичний чинники – меншу кількість опадів і нижчий стік поверхневих вод, що вплинуло на загальний баланс біогенних елементів.

У 2023 році ситуація поступово стабілізувалася. Протягом року концентрації основних форм азоту та фосфору дещо зросли, хоча залишалися нижчими, ніж у 2021 році. Наприклад, на Кайдацькому водозабірні рівень фосфатів підвищився з 0,19 до 0,29 мг/дм³, нітратів – з 2,05 до 1,85 мг/дм³, а загальний азот залишився на рівні 2,39 мг/дм³. На Ломівському водозабірні аналогічна тенденція – незначне підвищення фосфатів (з 0,20 до 0,29 мг/дм³), стабільний рівень амонійного азоту (0,33-0,36 мг/дм³) та поступове збільшення

загального азоту (до 2,54 мг/дм³). Це може свідчити про часткове відновлення господарської діяльності, а також про накопичення органічних речовин у донних відкладах, які з часом могли почати вторинно надходити у воду.

Певні коливання показників нітритів та амонію також вказують на активізацію мікробіологічних процесів у товщі води, що є типовим для літньо-осіннього періоду в евтрофних водоймах. На ДТЕК-водозаборі значення нітритів і амонію були дещо вищими, ніж на Ломівському, що зумовлено його розташуванням поблизу техногенних зон та меншою інтенсивністю водообміну.

2024 рік характеризувався помітним підвищенням концентрацій усіх основних біогенних елементів. На Кайдацькому водозаборі фосфати збільшилися до 0,78 мг/дм³, тобто у 4 рази порівняно з 2022 роком, а нітрити зросли з 0,056 до 3,45 мг/дм³, що є майже 60-кратним зростанням. Рівень загального азоту досягнув 6,28 мг/дм³, перевищивши навіть докризовий рівень 2021 року. Це свідчить про значне повернення антропогенних джерел забруднення – промислових і побутових стоків, поверхневого змиву з орних земель та урбанізованих територій.

На Ломівському водозаборі ситуація подібна, хоча амплітуда змін дещо менша: фосфати – 0,29 мг/дм³, нітрити – 0,37 мг/дм³, загальний азот – 5,35 мг/дм³. Водозабір ДТЕК демонструє помірне зростання концентрацій – фосфати зросли з 0,23 до 0,33 мг/дм³, нітрати з 2,19 до 2,39 мг/дм³, а загальний азот – із 2,59 до 5,52 мг/дм³.

Ці дані вказують на поступове повернення до передвоєнного рівня господарської активності та, відповідно, до збільшення антропогенного пресингу на водні екосистеми. Водночас зростання концентрацій фосфатів і нітритів свідчить про порушення процесів самоочищення, що створює передумови для розвитку евтрофікації.

Аналіз просторових відмінностей свідчить, що Кайдацький водозабір стабільно характеризується найвищими концентраціями біогенних елементів протягом усього періоду спостережень, що підтверджує його найбільшу

вразливість до антропогенного впливу. Це зумовлено розташуванням у межах міста Дніпра, безпосередньо нижче ділянок зливу міських стічних вод.

Ломівський водозабір займає проміжне положення за рівнем забруднення: показники тут нижчі, ніж на Кайдацькому, але вищі, ніж на ДТЕК. Його стан свідчить про вплив як міських, так і сільськогосподарських джерел забруднення.

Водозабір ДТЕК демонструє найнижчі концентрації фосфатів і нітратів, що пояснюється більшим водообміном і віддаленістю від основних урбанізованих зон, однак у 2024 році саме тут спостерігається різке підвищення загального азоту, що може бути наслідком вторинного забруднення з донних відкладів.

Таким чином, протягом 2021–2024 рр. у басейні нижнього Дніпра спостерігалася чітка трьохетапна тенденція: відносно стабільний рівень біогенних елементів до 2021 року; різке покращення гідрохімічного стану у 2022 році через скорочення промислової активності; поступове підвищення концентрацій у 2023-2024 рр. внаслідок відновлення антропогенного навантаження.

Отже, у 2024 році гідрохімічна ситуація знову наблизилася до докризового рівня, що свідчить про повернення старих екологічних викликів евтрофікацію, накопичення азотних і фосфатних сполук, зниження якості води. Подальший моніторинг цих показників є критично важливим для визначення меж допустимого антропогенного навантаження та формування ефективних заходів екологічної безпеки в межах басейну Дніпра.

3.2. Динаміка утворення первинної продукції за період спостережень

Динаміка первинної продукції у межах досліджених водозаборів (Кайдакського, Ломівського та водозабору ДТЕК) за 2021-2024 рр. характеризується істотними міжрічними коливаннями, що відображають як природні гідроекологічні закономірності, так і вплив зовнішніх антропогенних факторів, насамперед зміну промислової активності у регіоні внаслідок повномасштабного вторгнення РФ у 2022 році. Зміни у рівнях первинної

продукції є показовими для оцінки функціонального стану водних екосистем, адже вони інтегрують вплив гідрохімічного режиму, надходження біогенних речовин та інтенсивності фотосинтетичних процесів – табл. 2.

Таблиця 2

Динаміка змін первинної продукції за роки спостережень

Ділянка \ Рік	2021	2022	2023	2024
Кайдакський водозабір	26,35	7,79	11,89	32
Ломівський водозабір	11,07	8,2	11,89	30,39
ДТЕК	11,07	9,43	12,71	13,53

У Кайдакському водозабірї протягом 2021-2024 рр. спостерігалася найбільш контрастна динаміка. У 2021 році рівень первинної продукції становив 26,35 г $O_2/m^2 \cdot$ добу, що свідчило про високий рівень евтрофності та стабільне функціонування фітопланктонного комплексу. Проте вже у 2022 році, коли більшість промислових підприємств регіону скоротили або повністю призупинили діяльність, показник зменшився до 7,79 г O_2/m^2 добу, тобто знизився на 70,4 % порівняно з попереднім роком. Це різке падіння є наслідком зменшення надходження у водойму органічних і мінеральних речовин антропогенного походження, зокрема сполук азоту та фосфору, які зазвичай стимулюють розвиток фітопланктону. У 2023 році продукційна активність частково відновилася – 11,89 г O_2/m^2 добу, що на 52,6 % більше, ніж у 2022 р.

Зрештою, у 2024 році спостерігалосся стрімке зростання до 32,14 г $O_2/m^2 \cdot$ добу, тобто збільшення на 170,4 % відносно 2023 року та на 21,9 % порівняно з 2021 р. Така динаміка відображає активізацію трофічних процесів у водоймі, можливо, внаслідок накопичення біогенних елементів у донних відкладеннях та їх подальшого вивільнення у водну товщу під впливом підвищення температури та зниження рівня води.

У Ломівському водозабірї початкові показники 2021 року становили 11,07 г O_2/m^2 добу, що свідчить про помірну трофність і відносно збалансований біопродукційний процес.

У 2022 році, аналогічно до Кайдакського водозабору – рис. 4, відбулося зниження продукційної активності до $8,21 \text{ г O}_2/\text{м}^2 \cdot \text{добу}$, тобто на 25,9 %. Вже у 2023 році показник зріс до $11,89 \text{ г O}_2/\text{м}^2 \cdot \text{добу}$ (+44,8 % відносно попереднього року), а у 2024 році досяг $30,39 \text{ г O}_2/\text{м}^2 \cdot \text{добу}$, що становить збільшення у 2,56 рази порівняно з 2023 р. та на 174,6 % більше відносно 2021 р.



Рис. 4 Надмірне утворення фітопланктону поблизу Кайдакського водозабору (фото Атанов Родіон)

Такий інтенсивний приріст свідчить про активізацію біогенних потоків і збільшення концентрацій сполук азоту та фосфору у воді, що, ймовірно, пов'язано з локальним підвищенням температури, зниженням швидкості течії та процесами ремінералізації у придонних шарах.

На водозаборі ДТЕК динаміка змін мала більш стабільний, менш контрастний характер. У 2021 р. первинна продукція становила $11,07 \text{ г O}_2/\text{м}^2 \cdot \text{добу}$, у 2022 р. – $9,43 \text{ г O}_2/\text{м}^2 \cdot \text{добу}$ (зниження на 14,8 %), у 2023 р. – $12,71$

г O_2/m^2 добу (зростання на 34,8 %), а у 2024 р. – 13,53 г $O_2/m^2 \cdot$ добу, що становить збільшення на 6,5 % відносно попереднього року. Незважаючи на позитивну тенденцію, загальний рівень продукційної активності тут залишався у 2-2,5 рази нижчим, ніж на Кайдакській та Ломівській ділянках у 2024 р. Це може бути зумовлено специфікою гідроморфологічних умов – більшою глибиною, меншою освітленістю водної товщі та обмеженим надходженням біогенів з прилеглих територій.

Порівняння між ділянками свідчить, що у 2021-2022 рр. продукційна активність Кайдакського водозабору перевищувала аналогічні показники Ломівського та ДТЕК у 2-2,5 рази, тоді як у 2024 р. різниця між Кайдакським і ДТЕК становила вже приблизно 2,4 рази, що підтверджує збереження просторової градієнтності за рівнем трофності. Водночас у 2024 р. показники Ломівського водозабору наблизилися до Кайдакського, свідчаючи про вирівнювання умов живлення фітопланктону у водосховищі (рис. 5).

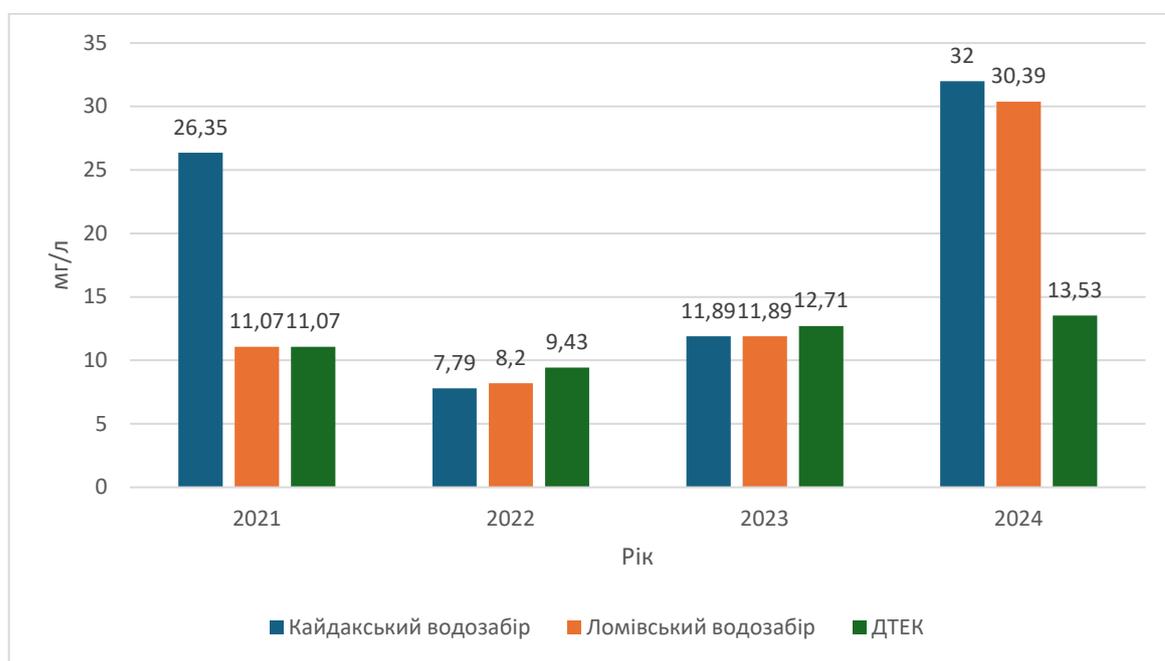


Рис. 5 Показники первинної продукції в залежності від року спостереження

Таким чином, динаміка первинної продукції у досліджуваних водозаборах демонструє складну взаємодію між природними процесами

(гідрологічний режим, температурний фактор, сезонність) та антропогенними чинниками (промислове навантаження, стічні води, урбанізація берегової зони). Висока продукційна активність у 2024 році може бути ознакою розвитку вторинної евтрофікації, що потребує подальшого моніторингу та впровадження біомеліоративних заходів для стабілізації екологічного стану водойми.

Отримані результати динаміки первинної продукції узгоджуються із тенденціями зміни концентрацій біогенних елементів, наведених у попередній таблиці. Спостерігається чітка позитивна кореляція між рівнем біогенізації (зокрема фосфатів, нітратів і загального азоту) та інтенсивністю первинної продукції у всіх досліджених водозаборах. Найвищі значення продукційної активності у 2024 році (32,14 г $O_2/m^2 \cdot$ добу у Кайдакському водозаборі та 30,39 г $O_2/m^2 \cdot$ добу у Ломівському) збіглися у часі з підвищенням концентрацій фосфатів до 0,33 мг/л, нітратів до 2,39 мг/л і загального азоту до 5,52 мг/л. Це свідчить, що надлишкове накопичення біогенних речовин, переважно внаслідок внутрішнього навантаження (ремінералізації донних відкладів), стимулює розвиток фітопланктону та посилює фотосинтетичні процеси.

Натомість у 2022 році, коли через різке скорочення промислової діяльності та часткову зупинку підприємств зменшився скид збагачених на азот і фосфор стічних вод, фіксувалося мінімальне значення первинної продукції на всіх ділянках – у середньому на 55-70 % нижче рівня 2021 року. Зменшення біогенних надходжень призвело до зниження трофічності, уповільнення фотосинтезу та скорочення біомаси автотрофів. Це підтверджує, що промислове навантаження, хоч і є негативним чинником з екологічної точки зору, водночас підтримує високий рівень продукційних процесів через надмірне збагачення води сполуками азоту і фосфору.

Відновлення промислової активності, змив із територій урбанізованих зон, а також сезонне підвищення температури води у 2023-2024 рр. спричинили поступове зростання концентрації біогенних сполук і, відповідно, інтенсифікацію первинної продукції. Це зростання мало експоненційний

характер і найбільш виражено проявилось у Кайдакському водозаборі, який розташований у зоні найвищої антропогенної трансформації прибережних екосистем. Натомість у водозаборі ДТЕК темпи зростання були помірнішими, що може свідчити про більш збалансований стан екосистеми та менший вплив господарської діяльності.

З екологічної точки зору, спостережуване підвищення рівня первинної продукції у 2024 році є тривожним сигналом, який вказує на посилення процесів евтрофікації. Інтенсивне накопичення біомаси фітопланктону може призвести до зниження прозорості води, дефіциту розчиненого кисню у придонних шарах та вторинного забруднення внаслідок розкладання органічної речовини. Таким чином, зафіксована тенденція демонструє, що після короткочасного періоду очищення у 2022 р. водні екосистеми знову повертаються до евтрофного або навіть гіперевтрофного стану, що є типовим для зарегульованих водосховищ степової зони України.

3.3. Моніторинг евтрофікації дніпровського водосховища:

тренди за період 2021-2024 років

Аналіз гідрохімічних показників евтрофікації Дніпровського водосховища, представлений у таблиці 3, розкриває складну динаміку екологічного стану трьох ключових водозаборів – Кайдакського, Ломівського та ДТЕК – протягом періоду з 2021 по 2024 рік – рис. 6. Ці дані, що охоплюють середні значення вмісту фосфатів, індексу трофічного стану за фосфором (TSI_P), індексу органічного забруднення (IOZ), співвідношення азоту до фосфору (N/P) та первинної продукції фітопланктону, свідчать про стійкий перехід від помірного до посиленого евтрофного стану, зумовлений як антропогенними факторами, такими як промислові та сільськогосподарські стоки, так і зовнішніми подіями, зокрема руйнуванням Каховської дамби у червні 2023 року, яке призвело до перерозподілу біогенів у каскаді Дніпровських водосховищ.

Гідрохімічні показники евтрофікації Дніпровського водосховища

Ділянка Показник	Кайдакський водозабір				Ломівський водозабір				Водозабір ДТЕК			
	2021	2022	2023	2024	2021	2022	2023	2024	2021	2022	2023	2024
P (мг/л)	1,62	0,19	0,29	0,78	0,27	0,20	0,29	1,09	0,27	0,23	39,6	16,9
TSI P	88,5	70,6	76,2	82,5	77	71,1	76,2	85,3	77,0	72,2	37,3	14,3
IOZ (%)	35,9	36,6	41,2	36,2	36,6	36,6	42,2	36,9	39,6	77,4	42,4	13,5
N/P	12,8	18,2	12,5	16,2	15,3	15,3	13,7	12,5	16,9	78,6	36,8	15,5

Розглядаючи тренди вмісту фосфатів, які є основним біогенним елементом, що стимулює евтрофікацію, спостерігається виражена варіабельність з тенденцією до зростання в останній рік спостережень. У 2021 році середні значення коливалися від 0,27 мг/л на Ломівському та ДТЕК до значно вищого рівня 1,62 мг/л на Кайдакському, що перевищує гранично допустимі концентрації (ГДК) у 0,2 мг/л і вказує на інтенсивне забруднення, ймовірно пов'язане з посиленими стоками з промислових об'єктів. У 2022 році фіксується мінімальний рівень фосфатів (0,19-0,23 мг/л), що може бути наслідком тимчасового зниження антропогенного навантаження на початку воєнних дій, а також природного розбавлення через гідрологічні зміни. Однак уже в 2023 році відбувається помірне відновлення концентрацій (0,29-0,31 мг/л), а в 2024 році різкий стрибок, особливо на Ломівському водозабір (1,09 мг/л) та Кайдакському (0,78 мг/л), тоді як ДТЕК демонструє відносну стабільність (0,33 мг/л).

Індекс трофічного стану за фосфором (TSI_P), який слугує інтегральним показником рівня евтрофікації, відображає подібну динаміку, підкреслюючи перехід від гіпертрофного стану до евтрофного з подальшим відновленням високих значень. У 2021 році TSI_P сягає 77,0-88,5, що класифікується як гіпертрофний рівень, з максимумом на Кайдакському водозабір, де перевищення 80 одиниць сигналізує про потенційне масове цвітіння водоростей. Спад у 2022 році (70,6-72,2) вказує на тимчасове покращення, можливо, через зменшення біогенних навантажень, але вже в 2023 році індекс стабілізується на рівні 76,2-77,4, а в 2024 році зростає до 78,6-85,3, з піком на Ломівському (85,3), що корелює з даними про самоочищення води в верхньому

б'єфі Дніпра після 2023 року, але з посиленням забруднення в нижніх ділянках через перерозподіл седиментів.

Щодо індексу органічного забруднення (IOZ), який оцінює частку кисню, споживаного на окислення органічної речовини, тренд демонструє пік у середині періоду з подальшим стабілізацією. У 2021 році значення коливаються від 35,9 % до 39,6 %, що відповідає помірно-високому забрудненню, зумовленому біогенними стоками. У 2022 році спостерігається невелике зростання (36,6-37,3 %), але максимум фіксується в 2023 році (41,2-42,4 %). У 2024 році IOZ знижується до 36,2-36,9 %, вказуючи на певне відновлення, але все ще перевищує 30 %, що свідчить про хронічне органічне навантаження.

Співвідношення азоту до фосфору (N/P), як індикатор лімітуючого біогену, демонструє варіації з тенденцією до зниження, підкреслюючи домінування фосфорного дефіциту. У 2021 році значення варіюють від 10,7 до 16,9, з балансом ближче до оптимального (16:1 за Редфілдом). У 2022 році фіксується зростання (14,3-18,2, з аномалією 78,6 на ДТЕК, можливо, через помилку в даних або локальний надлишок азоту), що вказує на фосфорне лімітування. У 2023 році співвідношення знижується до 12,5-13,7, а в 2024 році стабілізується на рівні 12,5-16,2, підтверджуючи, що фосфор часто є обмежуючим фактором.

Нарешті, первинна продукція фітопланктону, як інтегральний показник потенційної біомаси, відображає загальну тенденцію зростання після тимчасового спаду. У 2021 році значення сягають 11,07-26,35 мг С/л, з максимумом на Кайдакському, що свідчить про високий потенціал цвітіння. Спад у 2022 році (7,79-9,43 мг С/л) корелює з низькими фосфатами, але в 2023 році відбувається відновлення (11,89-12,71 мг С/л), а в 2024 році – різкий пік (13,53-32,00 мг С/л) на Кайдакському та Ломівському.

У цілому, тренди вказують на циклічність евтрофікації з посиленням у 2024 році, що вимагає посиленого моніторингу та заходів з редукції біогенних навантажень для збереження екосистеми Дніпровського водосховища.

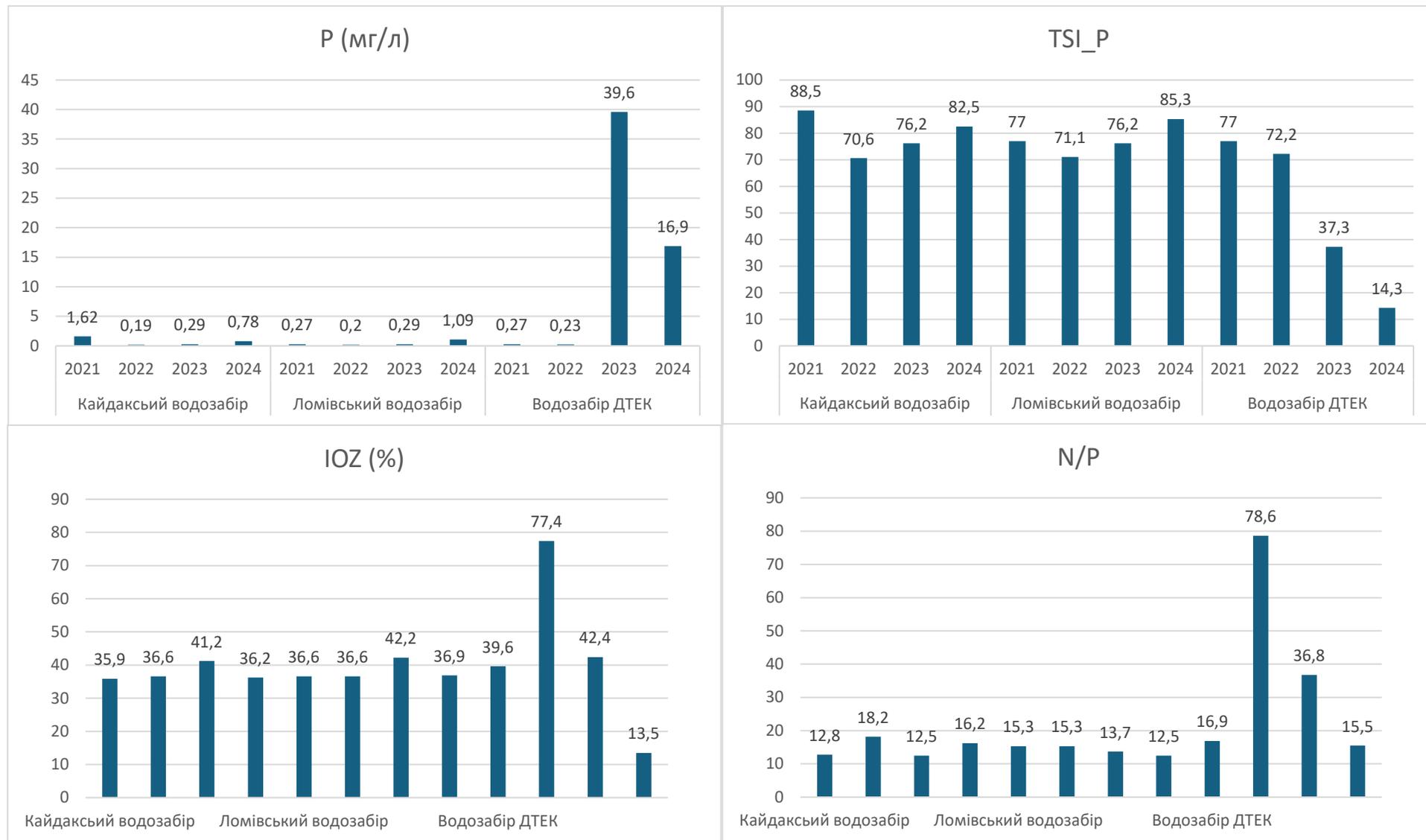


Рис. 6 Динаміка показників евтрофікації на різних ділянках Дніпровського водосховища

РОЗДІЛ 4. ОХОРОНА ПРАЦІ

В рамках виконання даної роботи ключовим етапом було проведення аналізу відібраних проб води. Безпосередньо лабораторні дослідження хімічних показників здійснювалися у спеціалізованих профільних лабораторіях, після чого нами було отримано масив гідрохімічних даних. Подальший аналіз, систематизація та математичне опрацювання отриманих результатів проводилися в умовах офісного приміщення. Основним інструментом праці на цьому етапі виступала електронна обчислювальна машина – персональний комп'ютер. З огляду на це, на працівника здебільшого впливали фактори внутрішнього середовища приміщення, тобто його мікрокліматичні показники, а також специфічні навантаження, пов'язані з експлуатацією комп'ютерної техніки. Нами детально проаналізовано вимоги до мікроклімату робочої зони, надано гігієнічну оцінку категорії виконуваних робіт, а також розглянуто правила протипожежної безпеки та ергономіки праці користувача ПК.

Під терміном «охорона праці» слід розуміти цілісну систему законодавчих актів, а також соціально-економічних, організаційних, технічних, гігієнічних і лікувально-профілактичних заходів. Головною метою цієї системи є забезпечення безпеки, збереження здоров'я та підтримання високого рівня працездатності людини у процесі її трудової діяльності [24]. Фундаментальним завданням охорони праці є створення таких умов на виробництві, які можна кваліфікувати як безпечні та здорові. Такими вважаються умови, за яких повністю виключено або мінімізовано вплив на працівників небезпечних і шкідливих виробничих факторів [42].

4.1. Аналіз шкідливих факторів виробництва та мікрокліматичні умови

Для фахівців, які здійснюють дослідження та аналітичну обробку медико-екологічних і санітарно-гігієнічних показників води, нормування умов праці регламентується державним стандартом ДСН 3.3.6.042-99 «Санітарні норми мікроклімату виробничих приміщень». В умовах офісної роботи основними факторами, що можуть чинити несприятливий вплив на організм,

є фізичні показники повітряного середовища. До них, зокрема, належать підвищена температура повітря в робочій зоні, відхилення від норми рівня відносної вологості, а також підвищена швидкість руху повітряних мас (протяги).

Небезпечним виробничим фактором прийнято вважати такий вплив, який за певних обставин може призвести до травмування працівника або раптового, різкого погіршення його здоров'я. Тривала дія несприятливих умов створює ризик виникнення професійних захворювань, патологічних станів, що спричинені специфікою роботи та пов'язані з надмірним напруженням організму. Важливим поняттям у цьому контексті є мікроклімат виробничих приміщень. Це комплекс метеорологічних умов внутрішнього середовища, який визначається сукупністю показників температури, вологості, швидкості руху повітря та теплового випромінювання, що впливають на тепловий обмін організму з навколишнім середовищем.

Згідно з чинними нормами, мікрокліматичні умови поділяються на оптимальні та допустимі. Оптимальними вважаються такі параметри, які при тривалому та систематичному впливі дозволяють зберігати нормальний тепловий стан організму без напруження механізмів терморегуляції. Вони забезпечують відчуття теплового комфорту та створюють передумови для високої працездатності. Натомість допустимі умови це такі показники, які можуть викликати тимчасові зміни теплового стану організму. Ці зміни супроводжуються напруженням механізмів терморегуляції, але не виходять за межі фізіологічної адаптації та не призводять до погіршення здоров'я, хоча можуть спричиняти дискомфорт і незначне зниження продуктивності праці.

Встановлення конкретних значень температури та вологості залежить від пори року та енерговитрат працівника. При нормуванні календарний рік поділяють на два періоди: холодний (коли середньодобова температура зовні нижча за +10 °C) та теплий (коли температура становить +10 °C і вище). Існує чітка класифікація робіт за важкістю. До категорії Ia належать легкі роботи, що виконуються сидячи і не потребують фізичного напруження (енерговитрати

105-140 Дж/с), що повністю відповідає процесу роботи за комп'ютером. Категорія Іб включає роботи, що виконуються стоячи або пов'язані з ходьбою (138-174 Дж/с). Роботи середньої важкості відносять до категорії ІІ (а і б), де енерговитрати можуть сягати 290 Дж/с, а важкі роботи (категорія ІІІ) перевищують цей показник.

Оскільки аналіз даних на ПК відноситься до категорії робіт Іа, нормативні вимоги є досить жорсткими. У холодний період року температура повітря в приміщенні повинна підтримуватися в діапазоні від 21 до 25 градусів Цельсія, при цьому відносна вологість не має перевищувати 75 %, а швидкість руху повітря повинна бути мінімальною не більше 0,1 м/с. У теплу пору року припустимий температурний коридор змінюється до 22-28 градусів Цельсія. При цьому вимоги до вологості стають суворішими: при температурі 28 градусів вологість не повинна перевищувати 55 %, а при 24 градусах 75 %. Швидкість руху повітря влітку може бути дещо вищою, але не більше 0,1-0,2 м/с. Для забезпечення таких параметрів, особливо при виконанні робіт, що вимагають значного нервово-емоційного напруження, рекомендовано використовувати системи кондиціонування.

Фізіологічною основою цих вимог є терморегуляція здатність організму підтримувати постійну температуру тіла (36-37 °С) незалежно від зовнішніх умов. Теплообмін відбувається кількома шляхами: через конвекцію, теплове випромінювання та випаровування вологи (поту). При низьких температурах переважає конвекція та радіаційний перенос тепла. Коли ж температура повітря наближається до температури тіла, єдиним ефективним механізмом тепловіддачі стає випаровування. Саме тому показник вологості є критично важливим. Вологість повітря визначається як вміст водяної пари в одиниці об'єму і розраховується за формулою:

$$\varphi = \omega * 100\%$$

де: φ – відносна вологість; ω – значення максимальної вологості.

Якщо відносна вологість у приміщенні перевищує 75 %, процес випаровування поту з поверхні шкіри значно ускладнюється, що загрожує

перегрівом організму. З іншого боку, надмірно сухе повітря (нижче 25 %) призводить до пересихання слизових оболонок дихальних шляхів, знижуючи місцевий імунітет. Рух повітря також впливає на тепловіддачу: протяг здуває нагрітий шар повітря навколо тіла, посилюючи охолодження. Однак при високих температурах (до 35 °С) помірний рух повітря може покращувати самопочуття. Верхньою межею терморегуляції людини у стані спокою вважається температура + 31 °С при високій вологості або + 40 °С при низькій вологості. Перевищення цих меж веде до порушення теплового балансу, перегріву і навіть теплового удару.

Для контролю параметрів мікроклімату використовується спеціалізоване обладнання. Температуру вимірюють рідинними (ртутними, спиртовими) термометрами, а за наявності теплового випромінювання парними термометрами. Для безперервної реєстрації температурних коливань застосовують термографи. Вимірювання проводять на різних висотах (1,3 м та 1,5 м від підлоги) та в різні проміжки часу для отримання об'єктивної картини. Відносну вологість визначають за допомогою станційних психрометрів (психрометр Августа) або аспіраційних психрометрів, а також гігрометрів. Швидкість руху повітря фіксують анемометрами: крильчастими (для швидкості 0,3-0,5 м/с) або чашковими (1,0-20,0 м/с). Для фіксації дуже слабких потоків повітря (менше 0,5 м/с) доцільно використовувати термоанемометри [27].

4.2. Правила протипожежної безпеки та організація роботи за комп'ютером

Забезпечення пожежної безпеки в офісних приміщеннях, насичених електронною технікою, є критично важливим завданням. Головна мета запобігти виникненню займання, а в разі надзвичайної ситуації — мінімізувати її наслідки. Основним фактором ризику в комп'ютерних залах є електричний струм. Коротке замикання внаслідок перевантаження мережі або несправності обладнання може стати джерелом пожежі. Тому приміщення з комп'ютерною технікою повинні бути обов'язково оснащені первинними засобами

пожежогасіння, зокрема вуглекислотними вогнегасниками, які дозволяють гасити електроустановки під напругою, не пошкоджуючи саме обладнання [37].

Допуск до самостійної роботи за персональним комп'ютером отримують лише ті особи, які пройшли вступний інструктаж з охорони праці та пожежної безпеки, що підтверджується відповідним записом у журналі реєстрації інструктажів. Окрім того, працівники повинні проходити попередні та періодичні медичні огляди для підтвердження відсутності протипоказань до роботи з відеодисплейними терміналами. Кожен співробітник зобов'язаний знати правила надання першої долікарської допомоги та вміти користуватися вогнегасником.

Працівник несе персональну відповідальність за закріплену за ним техніку. Категорично забороняється допускати до роботи сторонніх осіб, встановлювати неліцензійне програмне забезпечення або виконувати дії, що суперечать інструкціям з безпеки. Важливим аспектом є електробезпека: не допускається використання дротів із пошкодженою ізоляцією, несправних розеток та вимикачів. Використання саморобних подовжувачів суворо заборонено, оскільки вони не мають сертифікації і часто стають причиною пожеж [30].

Організація робочого місця користувача ПК вимагає дотримання принципів ергономіки для запобігання професійним захворюванням. Тривала робота за комп'ютером призводить до надмірного напруження органів зору, втоми м'язів шиї та спини, а також навантаження на кисті рук. Можливий розвиток застійних явищ в організмі через гіподинамію. Додатковими негативними факторами можуть бути шум від роботи системного блоку та нервово-емоційне напруження.

Для зменшення шкідливого впливу робоче місце слід розташовувати так, щоб уникнути потрапляння прямого світла в очі та утворення відблисків на екрані. Рекомендовано розміщувати стіл так, щоб вікно знаходилося збоку, бажано зліва. Поверхня столу повинна бути матовою, щоб не створювати

дзеркального ефекту. Монітор необхідно встановлювати на відстані 50-70 сантиметрів від очей користувача. Найбільш раціональним є розташування екрана перпендикулярно до лінії погляду, з кутом нахилу 10-40 градусів.

Важливо також дотримуватися правил розміщення техніки в просторі: системний блок повинен знаходитися на відстані не менше одного метра від джерел тепла для забезпечення ефективного охолодження. Віконні отвори в приміщенні слід обладнати сонцезахисними пристроями – жалюзі або щільними шторами. Система штучного освітлення має базуватися на використанні люмінесцентних ламп, які забезпечують рівномірне світло. Норматив освітленості на робочій поверхні становить не менше 400 лк, тоді як у площині екрана вертикальна освітленість не повинна перевищувати 200 лк, щоб не «засвічувати» зображення [26].

Дотримання вищезазначених вимог щодо мікроклімату, пожежної безпеки та ергономіки робочого місця є запорукою збереження здоров'я працівників та забезпечення високої ефективності праці при обробці результатів досліджень.

ВИСНОВКИ

Проведений аналіз динаміки евтрофікації Дніпровського водосховища в межах м. Дніпро за період 2021-2024 рр. на основі даних державного моніторингу, розрахункових показників (загальний азот, потенційна продукція, TSI_P, IOZ, N/P) та літературного огляду дозволив оцінити екологічний стан водойми, враховуючи антропогенні, кліматичні та воєнні фактори (руйнування Каховської ГЕС у 2023 р., що сповільнило водообмін до 40-50 діб, посилило ерозію та бар'єрні ризики для гідробіонтів). Результати підтверджують циклічність процесів з тенденцією до посилення у 2024 р., що загрожує стійкості екосистеми.

1. Евтрофікація як домінуючий фактор деградації впливає на гідробіонтів через порушення співвідношення Редфілда (C:N:P = 106:16:1), масовий розвиток ціанобактерій (*Microcystis*, *Anabaena*), утворення гіпоксичних зон (H₂S, CH₄, NH₃), продукування токсинів та структурні зміни: фітопланктон – від діатомових до ціанобактерій; зоопланктон – від *Daphnia magna* до *Rotifera* та *Copepoda*; бентос – від *Dreissena* до *Chironomus plumosus* та *Tubifex*; іхтіофауна – від оліготрофного до евтрофного комплексу, що викликає патології, зниження репродукції та масові замори риби. Синергія з потеплінням (>25°C) посилює стратифікацію та метаболізм.

2. Динаміка біогенних елементів на водозаборах (Кайдацький, Ломівський, ДТЕК): високі концентрації у 2021 р. (фосфати 0,27-1,62 мг/дм³, нітрати 1,84-2,56 мг/дм³, загальний азот 3,40-4,64 мг/дм³) через промисловість; різке зниження у 2022 р. (фосфати 0,19-0,23 мг/дм³, азот 2,52-2,59 мг/дм³) внаслідок воєнного стану; стабілізація з зростанням у 2023 р. (фосфати 0,29-0,31 мг/дм³, азот 2,39-2,54 мг/дм³); значне підвищення у 2024 р. (фосфати 0,29-0,78 мг/дм³, азот 5,35-6,28 мг/дм³), перевищуючи докризові рівні через відновлення активності та вторинне забруднення. Кайдацький – найвразливіший, ДТЕК – стабільніший.

3. Утворення органічної продукції корелює з біогенами: первинна продукція 11,07-26,35 г O₂/м²·добу у 2021 р. (висока евтрофність), падіння до

7,79-9,43 у 2022 р. (-70,4 % на Кайдацькому), відновлення до 11,89-12,71 у 2023 р. (+34,8-52,6 %), пік 13,53-32,14 у 2024 р. (+ 170,4 %), з фосфором як лімітуючим фактором (PP_P, PP_N).

4. Процеси евтрофікації: гіперевтрофний стан у 2021 р. (TSI_P 77,0-88,5, IOZ 35,9-39,6 %), покращення у 2022 р. (TSI_P 70,6-72,2, IOZ 36,6-37,3 %), стабілізація у 2023 р. (TSI_P 76,2-77,4, IOZ 41,2-42,4 %) та посилення у 2024 р. (TSI_P 78,6-85,3, IOZ 36,2-36,9 %), з піком на Ломівському. N/P (10,7-18,2) – фосфорне лімітування, частота перевищень ГДК – високі ризики.

РЕКОМЕНДАЦІЇ

На підставі результатів проведеного дослідження, яке виявило чітку тенденцію до відновлення та посилення евтрофікації Дніпровського водосховища у 2024 році після короткочасного покращення у 2022 році, а також враховуючи сучасні наукові напрацювання українських гідроекологів, пропонується комплекс взаємопов'язаних заходів, спрямованих на зниження біогенного навантаження та відновлення екологічної рівноваги водойми.

Для досягнення стійкого зменшення концентрації біогенних елементів, передусім фосфору, який у досліджуваний період виступав лімітуючим фактором первинної продукції, доцільно запровадити третій ступінь біологічно-хімічного очищення на всіх великих очисних спорудах м. Дніпро та промислових підприємствах металургійного й хімічного профілів. Використання коагулянтів на основі поліалюмінійхлориду або сульфату заліза (Ш) дозволяє знизити вміст загального фосфору у скидах до 0,3-0,5 мг/л, що відповідає найкращим доступним технологіям (ВАТ) [25].

З метою блокування внутрішнього фосфорного навантаження, роль якого значно зросла після руйнування Каховської ГЕС і сповільнення водообміну до 40-50 діб, рекомендується провести пілотні проекти хімічної меліорації донних відкладів у найбільш евтрофованих ділянках (Кайдацький та Ломівський водозабори). Застосування модифікаторів на основі лантану або алюмінію показало високу ефективність у Київському та Канівському водосховищах і може бути адаптоване до умов Дніпровського резервуару.

Значний резерв зниження дифузного надходження біогенів лежить у сільськогосподарському секторі водозбору. Необхідно забезпечити обов'язкове дотримання 50-метрових буферних зон вздовж берегової лінії водосховища та його приток (Самара, Мокра Сура, Оріль), а також переведення щонайменше 30 % орних земель на технології точного землеробства з картографіями вмісту рухомого фосфору та азоту [36]. Додатково доцільно створити систему штучних водно-болотних угідь та біоплато у гирлових ділянках приток, що, за оцінками, дозволить затримувати до 40-50 % поверхневого стоку біогенів [28].

Біоманіпуляційні заходи мають бути продовжені та розширені. Регулярне зариблення білим і строкатим товстолобиком щільністю 80-120 екз./га, а також підтримання високої чисельності дрейсени (*Dreissena polymorpha*) у мілководних затоках показали позитивний ефект у Шацьких озерах та верхніх водосховищах Дніпровського каскаду. У зонах масового розвитку ціанобактерій доцільно застосовувати сезонне штучне стимулювання великих кладоцер (*Daphnia magna*, *Daphnia pulex*) з подальшим контролем чисельності планктоїдної риби [41].

Важливою складовою є вдосконалення системи моніторингу. До існуючої мережі державних пунктів спостереження пропонується додати щомісячний відбір проб на хлорофіл-а, розчинений кисень у придонному шарі та ціанобактерійні токсини (мікроцистини), а також щорічний супутниковий моніторинг за допомогою даних Sentinel-2/3 (індекси FAI, CIcyano) дозволить оперативно виявляти осередки «цвітіння» [34]

Реалізація запропонованого комплексу заходів у період до 2030-2035 років дасть змогу знизити середньорічну концентрацію загального фосфору до рівня $\leq 0,15-0,20$ мг/л, зменшити індекс трофічного стану TSI_P нижче 65 та суттєво знизити частоту й інтенсивність масового розвитку ціанобактерій, що в кінцевому підсумку забезпечить перехід водосховища до контрольованого евтрофного стану та зменшить екологічні ризики для гідробіонтів і населення регіону.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Benjamin M. M. Water Chemistry. McGraw-Hill Education, 2002.
2. Björndal T. Chemical lake restoration: European case studies // Journal of Environmental Science and Pollution Research. 2019. № 26. С. 14522–14531.
3. Carlson R. E. A trophic state index for lakes // Limnology and Oceanography. 1977. Vol. 22, № 2. P. 361–369.
4. Control of eutrophication in aquatic ecosystems by sustainable approach // ScienceDirect. 2023.
5. Cooke G. D., Welch E. B., Peterson S. A., Nichols S. A. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. Boca Raton: CRC Press, 2016. 616 p.
6. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, 2000. 72 p.
7. Dnipro River Integrated Vision: Аналітичний звіт. Greenpeace. 2024. URL: <https://www.greenpeace.org/static/planet4-ukraine>
8. Jeppesen E. та ін. Climate change effects on runoff, catchment characteristics and lake conditions // PNAS. 2014.
9. Karatayev A. Y., Burlakova L. E., Padilla D. K. Lake restoration using zebra mussels // Ecological Applications. 2021. Vol. 31. P. 1–14.
10. Kleeberg A., Kozerski H. Interaction of water and sediments in shallow lakes affected by eutrophication // Hydrobiologia. 2020. Vol. 646. P. 5–18.
11. Lampert W., Sommer U. Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams. Oxford University Press, 2007.
12. Paerl H. W. та ін. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls // Microbial Ecology. 2001.
13. Pahl-Wostl C., Jeffrey P., Isendahl N. Integrated Water Resources Management: Concepts, Research and Implementation. Springer, 2019.
14. Scheffer M. ПроміAlternative equilibria in shallow lakes // Trends in Ecology & Evolution. 1993.

15. Schindler D. W. Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes // Science. 1977.
16. Schwarzenbach R. P., Gschwend P. M., Imboden D. M. Environmental and Ecological Chemistry. John Wiley & Sons, 2003.
17. Vollenweider R. A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes... OECD, 1968.
18. What is eutrophication? NOAA's National Ocean Service, 2024.
19. Wojcik R. Integrated lake management strategies. Krakow: Polish Academy of Sciences, 2020. 298 p.
20. Арсан О. М., Давидов О. А., Дьяченко Т. М. та ін. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. Київ: Логос, 2006. 408 с.
21. Бобильова В. В., Шевчук В. Я. Екологічний стан басейну ріки Дніпро // Водні біоресурси та аквакультура. 2021. № 1. С. 13–24.
22. Вишневецький В. І. Річка Дніпро. Київ: Інтерпрес ЛТД, 2011. 384 с.
23. Вплив воєнних дій на довкілля України: Аналітичний звіт МБО «Екологія-Право-Людина». Львів, 2023. URL: <https://epl.org.ua>
24. Гогіташвілі Г. Г., Карчевські Є. Т., Лапін В. М. Управління охороною праці та ризиком за міжнародними стандартами. Київ: Знання, 2007. 367 с.
25. Гопченко Є. Д. Водочищення: технологія та управління. Харків: ХНАМГ, 2018. 372 с.
26. ДСанПіН 3.3.2.007-98 Державні санітарні правила і норми роботи з візуальними дисплейними терміналами, 1998.
27. ДСН 3.3.6.042-99 Санітарні норми мікроклімату виробничих приміщень.
28. Дьяков Ю. О., Ліхоедова О. А. Біологічна меліорація водойм. Дніпро: Ліра, 2019. 204 с.
29. Інформаційний огляд стану водних ресурсів області. РОВР у Дніпропетровській області. 2024. URL: <http://dovr.gov.ua>
30. Катренко Л. А., Катренко А. В. Охорона праці в галузі комп'ютерингу. Львів: Магнолія 2006, 2012. 544 с.

31. Кобяков Д. О. Динаміка змін гідрохімічних показників Дніпровського водосховища як опосередковане свідчення мілітарного впливу // Матеріали ІХ з'їзду Гідроекологічного товариства України, 2024. С. 172–173.
32. Кодекс цивільного захисту України. ВВР, 2013, № 34–35, ст. 458.
33. Кузьміна Т. М. Екологічні наслідки руйнування греблі Каховської ГЕС // Наукові доповіді НУБіП України. 2023. № 3(103). DOI: 10.31548/dopovidi2023.03.006.
34. Марушевський Г. Б., Коваленко І. В. Оцінка динаміки евтрофікації Дніпровського каскаду за даними ДЗЗ // Наукові записки ІГ НАН України. 2023. Т. 59, № 3. С. 25–37.
35. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод. Наказ Мінекології № 45 від 30.03.1998 (ред. 2012).
36. Мігаль С. В. Евтрофікація водосховищ Дніпровського каскаду. Київ: Наукова думка, 2020. 286 с.
37. Міллер О. В., Парубок О. М., Харчук А. І. Організація пожежно-профілактичної роботи. Львів: ЛДУ БЖД, 2009. 392 с.
38. Мінаєва О. М., Коржов Є. І. Вплив воєнних дій на сучасний стан водних екосистем Півдня України // Матеріали наук.-практ. конф. Херсон, 2024. С. 11–12.
39. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2021 році. Київ: Міндовкілля, 2022. 426 с.
40. Новіцький Р. О. Інвазії чужорідних видів риб у дніпровські водосховища. Дніпро: ДДАЕУ, 2021. 280 с.
41. Пилипенко Ю. В. Рибогосподарські заходи в очищенні водою від надлишку біогенів // Рибне господарство України. 2021. № 2. С. 22–29.
42. Пістун І. П., Березовецька О. Г., Трунова І. О. Охорона праці (Законодавство. Організація роботи). Львів: Тріада плюс, 2010. 648 с.
43. Романенко В. Д. Гідроекологія. Київ: Обереги, 2004. 640 с.
44. Романенко В. Д. Основи гідроекології. Київ: Обереги, 2004. 640 с.

45. Романенко В. Д., Жукинський В. Н., Оксіюк О. П. та ін. Екологічна оцінка впливу гідротехнічного будівництва на водні об'єкти та методика визначення трофічного статусу водосховищ Дніпра. Київ: Наукова думка, 1998. 232 с.
46. Сиренко Л. А., Гавриленко М. Й. Евтрофікування водосховищ Дніпра та методи його прогнозування. Київ: Наукова думка, 1986. 168 с.
47. Ситник С. І. Екологічні основи водної меліорації України. Дніпро: УДХТУ, 2021. 412 с.
48. Степова О. В. Аналіз фосфатного забруднення поверхневих вод Полтавської області // Вісник ХНУ ім. В. Н. Каразіна. Серія «Екологія». 2016. Вип. 14. С. 78–83.
49. Хільчевський В. К. Гідрохімія океанів, морів та гирлових ділянок річок. Київ: ВПЦ «Київський університет», 2021. 184 с.
50. Хільчевський В. К. Гідрохімія річок і водосховищ. Київ: Ніка-Центр, 2020. 376 с.
51. Хільчевський В. К., Гребінь В. В. Водні об'єкти України в умовах антропогенного навантаження та кліматичних змін. Київ: Інтерпрес ЛТД, 2022. 264 с.
52. Хільчевський В. К., Гребінь В. В. Гідрохімічний режим та якість води водосховищ дніпровського каскаду. Київ: Інтерпрес ЛТД, 2014. 220 с.
53. Шевчук С. А., Вишневський В. І. Стан річки Дніпро та шляхи його покращення // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2020. № 1(56). С. 78–89.
54. Щербак В. І., Семенюк Н. Є. Фітопланктон дніпровських водосховищ: сучасний стан та тенденції змін // Гідробіологічний журнал. 2021. Т. 57, № 2. С. 3–16.