

НУБІП України

КВАЛІФІКАЦІЙНА МАГІСТЕРСЬКА РОБОТА

06.04. – МР. 1891 «С». 2021.11.02.004 ПЗ

Крайніков Станіслав Едуардович

2022

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

ПОГОДЖЕНО
Декан факультету
Захисту рослин, біотехнологій та
екології
Ю.В. Коломієць

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ
В.о. завдувача кафедри
екології агросфери та екологічного
контролю
О.І. Наумовська

« / » 2022р.

« / » 2022р.

НУБІП України

КВАЛІФІКАЦІЙНА МАГІСТЕРСЬКА РОБОТА
на тему: Екологічне оцінювання водної біоти озера Жандарка Дарницького
району міста Києва

Спеціальність
Освітня програма
Орієнтація освітньої програми

101 «Екологія»
Екологія та охорона навколишнього
середовища
освітньо-професійна

НУБІП України

Керівник роботи

к.пед.н, доцент

Науковий ступінь, вчене звання

Виконав:

Строкаль В.П.

ПІБ

Крайніков С.Е.

ПІБ

НУБІП України

Київ – 2022

НУБІП України

ЗМІСТ

ВСТУП	12
НАУКОВІ МЕТОДИ ОЦІНКИ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННОЇ БЕЗПЕКИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ	14
1.1 Основні положення природно-техногенної безпеки водних екосистем	
1.1.1 Поняття природно-техногенної безпеки водних екосистем	
1.1.2 Функціональна структура та властивості природно-техногенних водних екосистем	15
1.1.3 Принципи оцінки стану природно-техногенної безпеки водних екосистем	17
1.2 Принципи оцінки забруднюючих речовин у природних водах	20
1.3 Сучасні методичні підходи до оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем	21
1.3.1 Оцінка якості води за індексом забрудненості води	
1.3.2 Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України	22
1.3.3 Оцінка якості поверхневих вод суші за гідрохімічними показниками	23
1.3.4 Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями	24
1.3.5 Оцінка якості води за хімічним індексом	26
1.3.6 Екологічна класифікація прісних вод	28
1.4 Оцінка екологічного стану гідроекосистем методами біоіндикації	28
1.4.1 Біоіндикація як метод екологічного дослідження	
1.4.1 Характеристика основних методів біоіндикації	32
1.4.2 Оцінка екологічного стану водойми за макрофітами	36
1.4.1 Методи оцінки забруднення водних екосистем за допомогою макрзообентосу	41
2 ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ОЗЕРА ЖАНДАРКА	45
2.1 Фізико-географічні та кліматичні особливості району дослідження	
2.2 Гідрологічна характеристика району дослідження	51
2.3 Характеристика стану водного середовища	51
3. ВИЗНАЧЕННЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО ПОТЕНЦІАЛУ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ ОЗЕРА ЖАНДАРКА	55
3.1 Вибір та характеристика досліджуваних ділянок	
3.2 Використання ГЕП для оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем	67
3.3 Визначення індексу гідроекологічного потенціалу водного середовища	67
3.4 Інтегральна оцінка стану водної екосистеми	70
3.5 Результати дослідження та їх аналіз	71
ВИСНОВКИ	75

РЕФЕРАТ

Обсяг роботи складає 76 сторінок, вона містить 8 ілюстрацій, 38 таблиць, 5 додатків та 79 джерел за переліком посилань.

Актуальність даної роботи полягає в необхідності використання нових методів оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем через посилення антропогенного тиску на водне середовище. Біоіндикаційна оцінка, яка ґрунтується на використанні основних показників фітопланктону, дозволяє найбільш об'єктивно оцінити здатність водойм до самоочищення, їх здатність до трансформації забруднюючих речовин в умовах постійного техногенного навантаження, і тому є важливим використання даних характеристик водної біоти для оцінки стану водної екосистеми.

Мета роботи полягає у встановленні залежності рівня гідроекологічного потенціалу водної екосистеми від зміни основних характеристик фітопланктону.

Для досягнення поставленої мети були визначені наступні завдання:

- 1) ознайомитися з сучасними методами оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем та надати характеристику біоіндикації як методу екологічного дослідження;
- 2) визначити місце фітоіндикації в системі оцінки стану водного середовища та розглянути основні характеристики фітопланктону для проведення біоіндикаційної оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем.;
- 3) надати екологічну оцінку верхньої частини Озера Жандарка, визначити доцільність проведення саме біоіндикаційного дослідження для встановлення категорії природно-техногенної безпеки та ін.;
- 4) оцінити гідроекологічний потенціал досліджуваних ділянок водного середовища на основі розрахунку комплексного показника ІГЕП;

Об'єктом дослідження є процес впливу антропогенно навантаженого водного середовища на видовий склад, багатство та розвиток фітопланктону верхньої ділянки Озера Жандарка.

Предмет дослідження – біоіндикаційна оцінка техногенно-трансформованої верхньої ділянки Озера Жандарка.

Методами дослідження, використаними в роботі є математичні.

Наукова новизна роботи полягає в тому, що вперше проведено глибокий аналіз методів оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем, зокрема, біоіндикаційних методів оцінки стану водного середовища. На основі результатів дослідження розроблено математичну модель, що відображає залежність показника ІГЕП від основних характеристик фітопланктону.

Результати дослідження можна використовувати як складову еколого-соціального моніторингу для комплексної оцінки екологічного стану водних

об'єктів. Розроблену математичну модель можливо використовувати в навчальному процесі, а саме в курсі дисципліни «Біоіндикація та біометрія екосистем».

КЛЮЧОВІ СЛОВА: ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННА БЕЗПЕКА, ВОДНА ЕКОСИСТЕМА, ГІДРОЕКОЛОГІЧНИЙ ПОТЕНЦІАЛ, БІОІНДИКАЦІЙНА ОЦІНКА, ФІТОПЛАНКТОН.

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

НУБІП України

АП асиміляційний потенціал;

БСА Бортницька станція аерації;

НУБІП України

БСК біологічне споживання кисню;

ВЕ водна екосистема;

ВКУ Водний кодекс України;

ВМ важкі метали;

НУБІП України

ВРД Водна Рамкова Директива;

ГДК гранично допустима концентрація;

ГЕП гідроекологічний потенціал;

ЕЄ екологічна ємність;

НУБІП України

ЕП екологічна пластичність;

ЕПВ екологічний профіль водойми;

ІЗВ індекс забрудненості води;

ІГЕП індекс гідроекологічного потенціалу;

КМ кореляційна матриця;

НУБІП України

КНС каналізаційна насосна станція;

КРА кореляційно-регресійний аналіз;

ПТБ природно-техногенна безпека;

СПАР синтетичні поверхнево-активні речовини;

НУБІП України

ХСК хімічне споживання кисню.

НУБІП України

ВСТУП

Актуальність теми. Одним із пріоритетів національних інтересів України є екологічна безпека держави. Екологічні проблеми водних екосистем пов'язані з безповоротним водозабором і скидом забруднюючих речовин у водні об'єкти.

Господарська діяльність призводить до істотних змін у нормальному перебігу природних процесів, порушення балансу у водних об'єктах, що негативно позначається на розвитку і функціонуванні мешканців водойм. Значне довготривале техногенне навантаження призводить до зниження здатності водних екосистем до саморегуляції, знезараження забруднюючих речовин антропогенного походження. Як наслідок, здатність водойм до самоочищення знижується, погіршується якість води, зменшується видовий склад гідробіонтів. У зв'язку з цим виникає необхідність використання біоіндикаційних методів для оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем.

Біоіндикаційна оцінка природно-техногенної безпеки водної екосистеми дозволяє адекватно відобразити рівень впливу техногенного середовища на водойму, враховуючи комплексний характер забруднення та явище синергізму поллютантів. З використанням даного методу стає можливим на ранній стадії визначити зміни в найбільш чутливих компонентах біотичних угруповань, спричинені дією забруднюючих речовин, та оцінити можливі наслідки внаслідок постійного впливу для усєї водної екосистеми.

Використання в якості видів-індикаторів представників фітопланктону дозволяє найбільш об'єктивно оцінити здатність водойм до самоочищення, їх здатність до трансформації забруднюючих речовин в умовах постійного техногенного навантаження. Тому наразі актуального значення набуває використання основних характеристик фітопланктону для оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем.

Об'єктом дослідження є процес впливу антропогенно навантаженою водного середовища на видовий склад, багатство та розвиток фітопланктону верхньої ділянки Озера Жандарка.

Предмет дослідження – біоіндикаційна оцінка техногенно-трансформованої верхньої ділянки Озера Жандарка на основі показників фітопланктону.

Мета роботи полягає у проведенні біоіндикаційної оцінки верхньої частини Озера Жандарка та встановленні залежності індексу гідроекологічного потенціалу озера від основних характеристик фітопланктону.

Для досягнення поставленої мети були визначені наступні задачі:

1) ознайомитися з сучасними методами оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем та надати характеристику біоіндикації як методу екологічного дослідження;

2) визначити місце фітоіндикації в системі оцінки стану водного середовища та розглянути основні характеристики фітопланктону для проведення біоіндикаційної оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем;

3) надати екологічну оцінку верхньої частини Озера Жандарка, визначити доцільність проведення саме біоіндикаційного дослідження для встановлення категорії природно-техногенної безпеки та інших характеристик водної екосистеми;

4) оцінити гідроекологічний потенціал досліджуваних ділянок водного середовища на основі розрахунку комплексного показника ІГЕП;

5) встановити залежність показника ІГЕП від основних характеристик фітопланктону з використанням кореляційно-регресійного аналізу. Побудувати математичну модель, яка відображає дану залежність.

НАУКОВІ МЕТОДИ ОЦІНКИ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННОЇ БЕЗПЕКИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

2.1 Основні положення природно-техногенної безпеки водних екосистем

2.1.1 Поняття природно-техногенної безпеки водних екосистем

Однією зі складових екологічної безпеки є рівновага та захист водного середовища. Екологічні проблеми гідроекосистем зумовлені майже безповоротним забором поверхневих вод і забрудненням водних об'єктів різного роду поллютантами. Починаючи з другої половини ХХ століття відбувається

інтенсивне як існує та кількісне виснаження водних ресурсів України, що є наслідком постійної антропогенного тиску

Внаслідок цього порушується функціональна залежність між екологічними та антропогенними факторами, а саме: змінюються взаємозв'язки

у водних екосистемах, що істотно впливає на їх структурно-функціональну організацію, біологічну різноманітність та їх стійкість до техногенного навантаження [1].

Серед основних положень збалансованого водокористування визначаються умови досягнення стану природно-техногенної безпеки.

Найголовніша умова полягає у відповідності зростання економіки, темпів нарощування промислового комплексу – можливостям відновлення водних екосистем [2].

За величину природно-техногенної безпеки гідроекосистем прийнято величину гідроекологічного потенціалу – це частина водних ресурсів, яка може бути використана народним господарством за умови забезпечення стану екологічної безпеки та за мінімального техногенного ризику [3].

Використання ГЕП встановлює допустимий антропогенний вплив на водну екосистему з метою збереження екологічної рівноваги та стійкого розвитку водних об'єктів. Гідроекологічне середовище має можливість асимлювати шкідливі домішки та відновлювати порушення, спричинені антропогенною діяльністю лише в певних межах. Якщо загальний об'єм дії не перевищує

величину екологічної ємкості природного середовища, то природне середовище не змінює свої основні властивості і не впливає на умови життєдіяльності людей. При перевищенні загального навантаження на гідроекологічне середовище починається зміна його властивостей [4].

Вплив забруднюючих речовин на водне середовище іноді здатний викликати незворотні процеси. Реакція на забруднення водного об'єкта може бути визначена лише при оцінці всіх факторів впливу на нього [5,6]. Також потрібно враховувати природні процеси розвитку водного середовища у часі та просторі. Встановити межі трансформації водного об'єкта під впливом комплексної дії усіх видів забруднювачів можна завдяки використанню методів прогнозування стану водних екосистем.

2.1.2 Функціональна структура та властивості природно-техногенних водних екосистем

Актуальною проблемою сьогодення є дослідження наслідків техногенного впливу на водне середовище. Функціонування об'єктів народного господарства здійснює посилений антропогенний тиск на водні екосистеми, змінюючи їх якісні та кількісні характеристики. Відтак, визначального значення набуває оцінка впливу сукупності техногенних об'єктів та процесів, що перебігають у їх межах [7].

Поняття природно-техногенної водної екосистеми характеризує динамічний просторово-часовий комплекс речовин і процесів у ній. Ендосистемні процеси відбуваються внаслідок природного розвитку даної системи у просторі та часі. Екзосистемні процеси перебігають внаслідок дії зовнішніх факторів, впливу антропогенного навантаження. Таким чином, природно-техногенна водна екосистема є відкритою до дії зовнішніх чинників системою [8].

На основі результатів дослідження теорії систем та, зокрема, екологічних систем, які проводилися Месаровичем, Берталанфі, Холлом і Фейджином,

Джефферсом, Лавриком можна провести формалізацію природно-техногенної водної екосистеми [9-13]. Природно-техногенну водну екосистему можна описати наступною залежністю:

$$S = \{X, Q\},$$

де $X = \{X_1, X_2, \dots, X_n\}$ – множина елементів X_i системи S ,

Q – множина закономірностей змін елементів x_i , їх взаємодія між собою і з навколишнім середовищем.

Множина закономірностей змін елементів системи виступає сукупністю залежностей, які пов'язують усі елементи водної екосистеми.

Елементами водної екосистеми виступають її природні характеристики, такі як показники фізичного, біологічного та хімічного стану. Для них притаманна зміна внаслідок впливу антропогенного навантаження.

Сукупність усіх компонентів водної екосистеми становить її склад і формалізується таким чином:

$$X = \{X_1, X_2, X_3, \dots, X_n\},$$

де $X_1, X_2, X_3, \dots, X_n$ – компоненти водної екосистеми;

n – кількість компонентів.

Структура природної водної екосистеми формується у результаті об'єднання компонентів системи внутрішніми зв'язками та співвідношеннями.

Отже, природно-техногенна водна екосистема описується наступною залежністю:

$$S = Z \cdot Q \cdot W,$$

де Z – природна підсистема;
 W – техногенна підсистема;
 Q – сукупність залежностей між природною та техногенною підсистемами.

Природна водна екосистема складається з сукупності водних об'єктів, що взаємопов'язані з усіма оболонками Землі та характеризується набором показників, що характеризують стан водних ресурсів та динаміку процесів у водоймі.

Множина зовнішніх факторів природно-техногенної водної екосистеми визначається залежністю:

$$F = \{F_1, F_2, F_3, \dots, F_m\}$$

де $F_1, F_2, F_3, \dots, F_m$ – фактори водної екосистеми;
 m – кількість факторів.

Структура природно-техногенної водної екосистеми визначається як множина зв'язків між елементами всередині водної екосистеми та між її елементами і навколишнім середовищем.

Структура природно-техногенної водної екосистеми визначається залежністю:

$$R = \{R_1, R_2, R_3, \dots, R_i\}$$

де i – кількість зв'язків, що утворюють структуру системи.

Склад та структура природно-техногенної водної екосистеми, фактори екзогенного середовища можуть змінюватись у часі t та просторі h . Дані зміни у загальній формі можна встановити за допомогою наступних залежностей:

$$\begin{aligned}
 X &= X(t, h) = \{X_1(t, h), X_2(t, h), X_3(t, h), \dots, X_n(t, h)\} \\
 F &= F(t, h) = \{F_1(t, h), F_2(t, h), F_3(t, h), \dots, F_m(t, h)\} \\
 R &= R(t, h) = \{R_1(t, h), R_2(t, h), R_3(t, h), \dots, R_l(t, h)\}
 \end{aligned}$$

Компоненти та структура природно-техногенної водної екосистеми змінюються у часі та просторі за певною функцією $M(t, h)$.

Таким чином, відповідно до математичної формалізації, природно-техногенну водну екосистему можна визначити як систему, що складається з сукупності внутрішніх елементів, які пов'язані між собою і з навколишнім середовищем. Формалізована модель природно-техногенної водної екосистеми представлена на рис. 1.1.

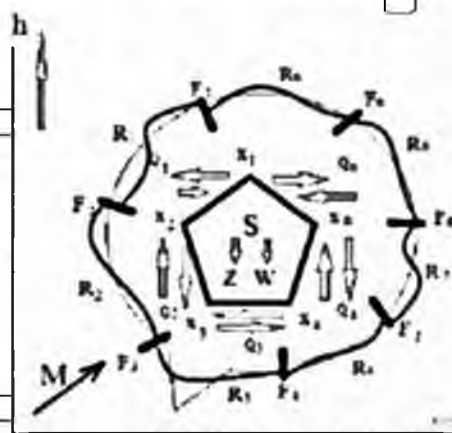


Рисунок 1.1 – Формалізована модель природно-техногенної водної екосистеми

Розрізняють два типи природно-техногенних водних екосистем: морські та континентальні. Останні, в свою чергу, поділяють на екосистеми текучих вод, водойм з уновільненим водообміном та підземних вод.

Басейнова екосистема текучих вод є класичною системою, що функціонує у просторі та характеризується параметрами, що змінюються у часі. Вона притаманна для більшості річок. Природно-техногенні екосистеми водойм з уповільненим водообміном функціонують у межах озера, болота чи озера. Для них характерна вертикальна структура [14]. Залежно від умов формування фізико-хімічного та біологічного складу водойми поділяють на

НУБІП УКРАЇНИ

екосистеми мікро- і мезорівня. Ідентифікація та диференціація водних екосистем можлива за умови детального дослідження водного об'єкта в межах усієї акваторії та глибини [15].

2.1.3 Принципи оцінки стану природно-техногенної безпеки водних екосистем

НУБІП УКРАЇНИ

Водні ресурси є джерелом для задоволення потреб функціонування різноманітних галузей народного господарства – питного водопостачання, електроенергетики, рибництва, рекреації та ін.

НУБІП УКРАЇНИ

Деякі види гідробіонтів є індикаторами природних процесів, що відбуваються у водоймах, а також тих процесів, що виявляються під впливом антропогенного навантаження. Комплексний характер взаємозв'язків між

НУБІП УКРАЇНИ

водним середовищем та гідробіоценозами, що існують у ньому, проявляється у показниках трофічного статусу водойм, токсичності, рівні сапробності, процесах самоочищення та заболочування [16]. Таким чином, взаємозв'язок між водними організмами та середовищем їх існування визначає цілісність водної екосистеми.

НУБІП УКРАЇНИ

На даному етапі розвитку та функціонування водних об'єктів, що характеризуються посиленням антропогенним навантаженням, необхідно керуватися екосистемним підходом. Даний підхід передбачає поступовий перехід до нормування показників впливу на навколишнє середовище на основі

НУБІП УКРАЇНИ

екологічної оцінки стану природних систем [17]. Перспективним напрямком досліджень є використання екосистемного підходу при створенні методів контролю стану водних об'єктів.

НУБІП УКРАЇНИ

Здатність водних екосистем пристосовуватися до впливу техногенного навантаження отримала назву екологічної ємності (ЄЄ) [18]. Даний показник

НУБІП УКРАЇНИ

характеризує ту частину забруднюючих речовин антропогенного походження, яка не здатна порушувати стійкість водних екосистем завдяки процесам розвитку і функціонування гідробіонтів.

Асиміляційний потенціал (АП) є природним ресурсом водного

середовища, який у комплексі з іншими характеристиками визначає асиміляційну здатність водних екосистем [19]. У водному середовищі АП забезпечує спроможність екосистеми до процесів біосинтезу та біотрансформації, саморегулюючу здатність до процесів самовідновлення у різних умовах розвитку за рахунок реадаптаційних механізмів біоценозів.

2.2 Принципи оцінки забруднюючих речовин у природних водах

Різноманітні забруднюючі речовини, розчинені у воді, можуть здійснювати негативний вплив на якість води, тим самим погіршуючи стан водних екосистем. Серед близько 100 тисяч відомих хімічних речовин біля декількох тисяч з них можуть зустрічатися у водних об'єктах. І лише 40 сполук є об'єктами постійного моніторингу у водних басейнах. Інформації щодо концентрації інших речовин, що можуть міститися у воді, недостатньо через недосконалість аналітичних методів їх визначення та брак коштів для відбору та аналізу проб води.

Головним завданням органів, що контролюють стан водних ресурсів, є визначення переліку тих полутантів, що мають найбільший вплив на водне середовище, та, на основі цих даних, попередження, обмеження та припинення скидів шкідливих речовин у водні об'єкти.

Під час відбору проб води набули широкого використання такі поняття як гостра та хронічна токсичність. Задля ідентифікації гострої токсичності води визначають концентрації речовини у двох випадках: при якій 50% тест-об'єктів існують 96 годин та за якої відбувається іммобілізація 50% організмів протягом 48 годин.

Для визначення хронічної токсичності води на досліджувані організми протягом усього життєвого циклу впливають речовиною-визначником змінної концентрації задля встановлення того рівня, який шкідливо не впливає на живий організм.

Для визначення рівня небезпеки забруднюючої речовини необхідно

керуватися поняттям її стійкості у водному середовищі. Тривалість вмісту політанта у воді підвищує ризик впливу на водну біоту. Для визначення кількісної характеристики стійкості використовується період напіврозпаду речовини у водному середовищі. Крім цього на стійкість забрудника впливає комплекс фізичних, хімічних і біологічних процесів. Для адекватної оцінки даного параметра користуються експертним методом [20].

Для характеристики процесу поглинання хімічної сполуки з води живими організмами користуються поняттям біоаккумуляції. При постійному надходженні даних сполук, організм не здатний вивести чи знешкодити їх, що може призвести до екологічного стресу, в найгіршому випадку – до токсичної летальності.

Також деякі політанти, наприклад, органічні мікробруднювачі характеризуються такими поняттями як канцерогенність, мутагенність, ін. Вивчення цих параметрів є надзвичайно важливим завданням з точки зору екологічної безпеки водних екосистем, хоча в наш час, на жаль, обмежено.

2.3 Сучасні методичні підходи до оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем

2.3.1 Оцінка якості води за індексом забрудненості води

Оцінка якості води за індексом забрудненості води (ІЗВ) належить до найпростіших методик, що використовує мінімальну кількість показників для визначення [21]. Необхідними до визначення інгредієнтами слугують вміст розчиненого кисню, біохімічне споживання кисню за 5 діб, вміст фенолів, нафтопродуктів, азоту амонійного та нітритного. За кожним показником визначається середнє арифметичне значення, яке порівнюється з гранично допустимою концентрацією.

Згідно з розрахунком ІЗВ проводять оцінку якості води, кількість класів оцінки рівна семи. Перший клас якості води характеризується фоновими концентраціями забруднюючих речовин та найменшим впливом техногенного

забруднення. Для другого класу характерне незначне забруднення водного середовища, але, водночас, воно не призводить до дисбалансу в екосистемі. Для третього класу належать води, що характеризуються значним техногенним навантаженням, але його рівень наближений до екологічно стійкого. Для вод наступних класів характерне значне антропогенне навантаження з порушення екологічної рівноваги.

2.3.2 Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України

Відповідно до даної оцінки характеристика екологічного стану водних об'єктів надається за екосистемним принципом. Для характеристики абіотичної та біотичної складових екосистеми використовуються дві групи показників – загальні (характеризують вміст солей і трофо-сапробність водної екосистеми) та специфічні (речовини токсичної і радіоактивної дії).

Показники вмісту основних іонів та загальної мінералізації слугують вихідними даними для визначення показника гашинності. Він призначений для ідентифікації переважаючого складу живих організмів у водній екосистемі.

Класифікація якості води за іонним складом відбувається за трьома класами, серед яких: гідрокарбонатний, сульфатний та хлоридний. Класи, в свою чергу розподіляються на групи, а групи – на типи.

Залежно від показників суми іонів, хлоридів та сульфатів, вода розподіляється на вісім категорій якості.

Еколого-санітарні критерії об'єднують гідрофізичні, біологічні та бактеріологічні показники. Згідно гідрофізичних показників визначається абіотична складова, а трофність відображає перебіг процесів евтрофікації води.

Також встановлюються зона сапробності та категорія трофності водного об'єкту.

Група показників токсичної і радіоактивної дії встановлює вміст таких сполук як: ртуть, цинк, залізо, марганець. З використанням тест-об'єктів встановлюється ступінь токсичності водного середовища.

Визначення якості води з позицій забруднення радіонуклідами

здійснюється за показниками вмісту дезіну і стронцію.

Решта класифікацій розподіляють водні об'єкти за якістю на п'ять класів та сім категорій [22]. За результатами екологічної оцінки визначається ступінь антропогенного навантаження на водне середовище.

2.3.3 Оцінка якості поверхневих вод суші за гідрохімічними показниками

Методи оцінки якості води та рівня їх забрудненості шкідливими речовинами за гідрохімічними показниками численні та різноманітні. Одним з методів оцінки якості води водних об'єктів за гідрохімічними показниками, який широко використовується в Україні, був розроблений Гідрохімічним інститутом [23]. На основі проведеної оцінки здійснюється класифікація природних вод згідно вимог конкретних видів водоспоживання.

З метою вирішення завдання оцінки якості води послуговуються групою відносних критеріїв оцінки, які дозволяють провести комплексне оцінювання стану водного об'єкту.

Розглянемо структуру методу оцінки якості води за гідрохімічними показниками більш детально. На першому етапі, залежно від виду забруднення водного об'єкту, необхідно визначити підхід, згідно з яким буде здійснюватися оцінка якості води. З цією метою послуговуються коефіцієнтом комплексності. Він розраховується шляхом порівняння компонентів водного середовища, значення гранично допустимих концентрацій яких перевищено із загальним числом компонентів, що визначаються. Отже, за допомогою даного показника встановлюють ступінь техногенного навантаження на водний об'єкт.

Комбінаторний індекс забруднення дозволяє провести оцінку якості води за рівнем і класом на основі трьох складових: кратності перевищення ГДК, повторюваності випадків забруднення водного середовища та характеру забруднення. Міра стійкості забруднення визначається з використанням показника кратності перевищення ГДК. Згідно визначеного індексу визначається характер забрудненості. Послуговуються наступною класифікацією: одиничне

забруднення, забруднення стійкого чи нестійкого характеру, домінуюче забруднення. Для насиченості та обробки вихідної інформації використовується бальна характеристика.

Встановлення рівня забруднення здійснюють згідно з показником кратності перевищення ГДК по кожному забруднюючому компоненту. Згідно з проведеним порівнянням фактичної концентрації забруднюючої речовини над відповідним значенням ГДК, встановлюється градація ступеня рівня забрудненості водного об'єкта. Дана класифікація містить низький, середній, високий та дуже високий ступені рівня забрудненості водної екосистеми.

На заключному етапі класифікації проводять визначення рівня впливу усіх факторів, що можуть впливати на стан якості водного об'єкта. Комбінаторний індекс забруднення відображає можливе посилення або зменшення шкідливого впливу токсичних речовин внаслідок їх сумарної дії на водне середовище.

Визначення даного показника проводять для всіх досліджуваних створів, узагальнюються оцінки для кожного інгредієнта та підсумовується їх значення. Згідно розрахованого комбінаторного індексу забруднення вода класифікується як брудна, дуже брудна, забруднена та слабо забруднена.

2.3.4 Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями

Дана методика була розроблена у зв'язку з посиленням антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище, зокрема на посилення техногенного тиску на водні екосистеми, а також введенням в дію Водної Рамкової Директиви (ВРД) Європейського Союзу [24]. Задля збереження видового багатства водних екосистем необхідно більш уважно та відповідально ставитися до кількісних характеристик скинутих у воду забруднюючих речовин.

Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод має на меті створення відповідної бази для оцінки стану водних об'єктів у відповідності з

європейським законодавством, реформування водної політики держави для забезпечення стійкого розвитку водних ресурсів, удосконалення наукових засад, на основі яких здійснюється екологічне регулювання водної галузі України.

Визначення загального статусу водного об'єкта здійснюється на основі врахування оцінки екологічного потенціалу та хімічного стану та проведенні оцінки за національними та міжнародними стандартами якості води (Додаток А, рис. А.1). В свою чергу, оцінка екологічного потенціалу водного середовища включає оцінку за складовими водної екосистеми, такими як: біологічна, гідроморфологічна та хімічна характеристики.

Класифікація якості поверхневих вод здійснюється залежно від вмісту різноманітних показників, таких як: гідрофізичні, хімічні, біологічні, бактеріологічні, токсичні, радіологічні та ін. Також враховуються результати проведених біоіндикаційних досліджень та біотестування. Результатом проведення даної оцінки є ідентифікація тенденцій змін якості водних об'єктів за певний проміжок часу та з урахуванням впливу техногенного навантаження.

Обов'язковою умовою здійснення дослідження є використання різноманітних показників комплексно, що дозволить надати достовірну та об'єктивну інформацію стосовно стану якості води конкретного об'єкта.

Порядок проведення екологічної оцінки містить наступні етапи. Оцінка фізико-хімічних показників здійснюється на основі трьох блоків показників – вмісту солей, трофо-сапробним та вмістом радіоактивних і токсичних сполук.

Оцінка біологічного стану водної екосистеми проводиться за показниками фіготи та зоопланктону, донних організмів. Результатом проведеної оцінки є комплексний показник, наведений у балах.

Для послідовного визначення оцінки стану водного середовища важливими завданнями постають наступні: визначення типу водного об'єкту, визначення специфічних забруднюючих речовин у ньому, виділення основних біотопів, проведення аналізу гідроморфологічного стану, ідентифікація референційних умов.

Надалі для кожного показника проводиться встановлення класу та категорії якості води у наступному порядку. Проводять порівняння показників з відповідним критерієм, за необхідності показники округлюють. Особливу увагу надають показникам з максимальним або мінімальним значенням, вони теж підлягають порівнянню. Надалі визначають клас якості води за середнім арифметичним та найгіршим значенням для кожного показника. Порівняння здійснюється у межах конкретних блоків екологічної класифікації. За індексом всередині кожної групи встановлюють відповідність якості води певній категорії.

Завершальним етапом проведення екологічної оцінки є визначення біологічного та хімічного індексів. Біологічний індекс розраховується на основі значень гідробіологічних, мікробіологічних, біотестових показників та значень показників біохімічних процесів. Комплексна оцінка полягає у визначенні інтегрального індексу. Отримана інформація може слугувати базою для проведення заходів стосовно охорони водних ресурсів, створення карт, районування території з екологічних та еколого-економічних позицій. Диференціальний підхід у проведенні екологічної оцінки полягає у встановленні субкатегорій якості води для відповідного водного об'єкта.

Відповідно до положень ВРД за результатами проведення екологічної оцінки якості природних вод розраховується індекс екологічної оцінки. Визначення даного показника проводять шляхом зіставлення показників відповідного створу зі значенням показників у фонових умовах. Для наочного представлення результатів екологічної оцінки якості водних об'єктів створюються різноманітні картографічні матеріали.

2.3.5 Оцінка якості води за хімічним індексом

Особливістю даної методики є оцінка якості води лише за гідрохімічними показниками. Даний індекс є мультиплікативним, тобто враховує число

параметрів, їх важливість та індекси якості води, що розраховуються за відповідними графіками [25]. При обчисленні хімічного індексу враховуються наступні показники: насиченість води киснем, БСК₅, температура води, вміст амонійного та нітратного азоту, фосфору та водневий показник. У деяких випадках послуговуються також показниками вмісту завислих речовин та наявності кишковий палички.

Значення індексів якості води знаходять за допомогою оціночних кривих, які побудовані за результатами конкретних аналізів. Об'єднана оцінка хімічного стану якості води здійснюється шляхом знаходження добутку зважених субіндексів. Важливість (вага) кожного компонента має експоненціальний характер. Тобто, якщо один із субіндексів рівний нулю, то і загальний хімічний індекс рівний нулю. Розрахунки хімічного індексу рекомендується проводити в табличній формі.

Недоліком даної оцінки є те, що оціночні криві опираються на суб'єктивні експертні оцінки та не відображають фізико-географічних умов, в яких знаходиться конкретний водний об'єкт. При побудові оціночних кривих враховується комплексна характеристика якості води, значення якої може змінюватися під впливом різноманітних чинників. Хімічний індекс якості води може бути використано як повноцінний засіб для контролю якості води та для порівняння забруднення води різними специфічними інгредієнтами. Даний показник також слугує доповненням для класифікацій якості води за різними компонентами.

У науковій літературі повідомляється про наявність високого ступеню кореляції між хімічним індексом та різноманітними біологічними процесами. Результати досліджень okazують, що між біологічними показниками якості та даними про хімічний склад води (для органічних сполук і продуктів їх розкладу) існує високий рівень кореляції. Послугуючись шкалою для визначення індексу сапробності була розроблена хімічна класифікація якості води, що містить сім ступенів.

2.3.6 Екологічна класифікація прісних вод

Екологічна класифікація прісних вод використовується у країнах Європейського Союзу і призначена для визначення оцінки екологічного стану водних об'єктів з метою проведення природоохоронної діяльності та захисту середовища існування гідробіонтів [26].

За результатами проведеної оцінки здійснюють класифікацію водних об'єктів за класами – від води відмінної якості до води поганої якості.

Відповідно до класу якості води встановлюються параметри якості води та ранги їх концентрацій. Шляхом вивчення національних стандартів та їх уточнення на базі репрезентативних хімічних та біологічних показників встановлюються межі концентрацій показників кисневого режиму та евтрофікації. Межі концентрацій для шкідливих речовин визначаються шляхом дослідження токсичного впливу цих речовин на водні організми. Задля цього послуговуються критеріями якості води Агентства з охорони навколишнього середовища [27].

Згідно даної класифікації водні об'єкти, що належать до 1-3 класів характеризуються станом екологічної рівноваги. Для 4-5 класів якості води характерне токсичне та радіоактивне забруднення, що призводить до порушення екологічної стійкості та супроводжується поступовим процесом регресу водного середовища.

2.4 Оцінка екологічного стану гідроекосистем методами біоіндикації

2.4.1 Біоіндикація як метод екологічного дослідження

На відміну від традиційних методів визначення стану водного середовища, біологічні методи дозволяють оцінити якість водного об'єкта з позиції впливу абіотичних факторів на можливість існування гідробіонтів. Екологічний стан водного об'єкта можна ідентифікувати за умови володіння інформацією щодо видового складу фіто- та зоопланктону.

Отже, вивчаючи реакції, зміни у поведінці гідробіонтів можна комплексно оцінити вплив антропогенного навантаження на водну екосистему [28].

Біологічні методи оцінки якості води передбачають вивчення кількісного та якісного складу живих організмів водойми з метою встановлення категорії якості водного об'єкту. Перевагами біологічних методів оцінки якості води перед іншими слугують наступні, а саме: реакція на забруднення різного походження у всіх видів гідробіонтів відбувається одночасно, тобто у кожного представника забрудненого водного середовища буде спостерігатися відповідь на дію поллютантів.

Іншими, не менш значними перевагами є невисока затратність, як у часовому, так і в грошовому еквівалентах, можливість здійснення оцінки за мінімального рівня підготовки, відсутність негативного впливу на водну екосистему, можливість встановлення попереднього, наприклад, висококонцентрованого аварійного забруднення водного середовища. Серед біологічних методів оцінки якості води найбільшого поширення й використання набули методи біологічної індикації води. Даний метод оцінки стану водного середовища ґрунтується на визначенні екологічного стану водойми за наявності або відсутності організмів-індикаторів. Також при проведенні оцінки води враховують такі показники, як чисельність, біомаса, видовий склад та структура угруповань. Головне завдання біоіндикації полягає у встановленні впливу забруднення поллютантами на популяційному рівні, тобто вона дозволяє судити про комплексний стан водної екосистеми [29].

Використання даного методу оцінки дозволяє встановити клас якості води, можливість водокористування різними споживачами. Але недоліком є неможливість встановити фактичну концентрацію конкретного інгредієнта у водному середовищі. З цією метою варто послуговуватися більш точними, в даному випадку, методами, наприклад хімічним.

У наш час існує велика кількість систем класифікації якості водного середовища. Залежно від характеру, інтенсивності, тривалості забруднення водні об'єкти прийнято поділяти за різними класами якості води. У багатьох країнах

Європи найбільш уживаною є класифікація, згідно з якою якість води розподіляють на п'ять класів. Кожному класу якості води властиві певні характеристики, відмінні значення різноманітних показників. За допомогою даної класифікації можна провести поділ водного середовища конкретного об'єкта за величиною техногенного забруднення. Результати проведеного аналізу можна використовувати з метою створення карт якості води [30].

Для оцінки стану водного середовища послуговуються різноманітними порівняльними показниками та методами біоіндикації.

Серед основних порівняльних індексів розрізняють наступні [31]: індекс загального та інформаційного різноманіття Шеннона, індекс видового різноманіття Менхінка, індекс концентрації Сімпсона, індекс фауністичної схожості Жакара, індекс схожості кількісної структури Шеригна, індекс біоценологічної схожості Вайнштейна.

Індекс Шеннона розраховують за окремими видами, за таксонами надвидового рангу або іншими елементами різноманіття. Значення індексу змінюється в межах від 1,5 до 3,5. Індекс Шеннона розраховують за формулою:

$$H = - (n/N) \log(n/N),$$

де N — загальна чисельність особин;
 n — число особин кожного виду.

Індекс видового різноманіття Менхінка є характеристикою кількості видів, що припадає на одиницю сумарної чисельності всіх видів угруповання [32]. Даний показник розраховується за формулою:

$$M = A/\sqrt{N},$$

де A — кількість видів;

НУБІП України
 N – сумарна чисельність всіх видів угруповання.
 Індекс концентрації Сімпсона використовують для визначення домінування певного виду організмів серед усієї чисельності всіх видів угруповання. Даний показник розраховується за формулою:

НУБІП України

$$C = K(n/N)^2,$$

де n – чисельність одного виду.

НУБІП України
 Індекс рівноможливості Сімпсона визначають за формулою:

$$E = \sum n(n-1)/N(N-1).$$

НУБІП України
 Індекс фауністичної схожості Жакара визначається між усіма угрупованнями або між домінуючими видами угруповань.

$$J = c/(a + b - c),$$

НУБІП України
 де a і b – кількість видів в порівнюваних угрупованнях;
 c – кількість спільних видів.

НУБІП України
 Індекс схожості кількісної структури Шоригіна розраховують за формулою:

$$Q = \sum (n/N)_{\min},$$

НУБІП України
 де n_{\min} – мінімальна величина з двох порівнюваних.

Індекс біоденотологічної схожості Вайнштейна розраховується за формулою:

$$W = K \cdot J / 100,$$

Даний індекс є показником, що об'єднує індекс Жакара та індекс Шоригіна.

2.4.2 Характеристика основних методів біоіндикації

Методи біоіндикації використовуються для оцінки ступеня забруднення природних вод різноманітними пелюгантами. Дані методи оцінки ґрунтуються на різній реакції певних організмів на дію розчинених у воді речовин.

Широкого використання для оцінки ступеня забруднення природних вод набули методи, що ґрунтуються на визначенні показника сапробності. Індекси Вудівісса та Майєра, метод Пантле-Букка, олігохетний індекс Гуднайта-Утлєя.

Сапробність характеризує стан водного об'єкта з позиції його забруднення органічними сполуками та продуктами їх деструкції. [33].

Залежно від рівня забруднення водного об'єкта органічними речовинами розрізняють наступні зони сапробності: полі-, мезо-, оліго- та ксеноспробію.

Універсальним методом для встановлення сапробності водного об'єкта за наявності в ньому певних видів організмів є метод Пантле-Букка, що був удосконалений Сладечком [34]. Використовуючи дані щодо наявності та частоти трапляння певних видів гідробіонтів, їх біомаси, чисельності, індексу сапробності для кожного виду можна розрахувати сапробність конкретного водного об'єкта. Розрахунок індексу сапробності здійснюють за формулою:

$$S = \sum (sh) / \sum h,$$

де s – індивідуальний індекс сапробності;

h – відносна чисельність або біомаса індикаторів.

Встановлення зони сапробності та класу якості води за індексом сапробності, наведено у табл. 1.1.

Таблиця 1.1 – Зона сапробності та класу якості води залежно від значення індексу сапробності

Індекс сапробності	Зона сапробності	Клас якості води
0,0 – 0,5	ксеносапробна	I – дуже чиста
0,51 – 1,5	олігосапробна	II – чиста
1,51 – 2,5	β -мезосапробна	III – помірно забруднена
2,51 – 3,5	α -мезосапробна	IV – забруднена
3,51 – 4,0	полісапробна	V – брудна

Найбруднішою зоною вважається полісапробна. Також вона ідентифікується низьким вмістом розчиненого кисню, що повністю витрачається внаслідок процесів деструкції органічних речовин.

Мезосапробна зона характеризується меншим рівнем забруднення, відповідно до якого використовують поділ на α – і β -мезосапробну ділянки, α - мезосапробна зона ідентифікується за перебігом процесу розпаду органічних сполук за умови наявності кисню. У результаті проходження даного процесу відбувається виділення метану. Причиною виникнення даної зони є дія неочищених скидів підприємств різних галузей народного господарства. Також α - мезосапробні ділянки характерні для заболочених водних об'єктів.

Меншими концентраціями недоокислених сполук азоту, сірководню та вищим вмістом розчиненого у воді кисню характеризується β -мезосапробна зона. Для даної ділянки водного об'єкта характерним є процес евтрофікації через посилений розвиток фітопланктону в умовах високого насичення води киснем.

Невисокий вміст органічного забруднення характерний для олігосапробної зони водойми. Вода у таких ділянках насичена киснем, переважають сполуки

кратного азоту. Найпоширенішими видами водоростей олігосапробної зони є діатомові, також наявні ракоподібні, мшоски та риби. Процес евтрофікації не характерний для даної зони водойм. Олігосапробна зона ідентифікується у великих озерах.

Найчистіша вода міститься у ксеносапробних зонах водойм. Вона характеризується невисоким вмістом мінеральних речовин та наявністю невеликої кількості водних організмів. Ксеносапробна зона ідентифікується у майже незмінених господарською діяльністю водах мінеральних джерел, високогірних струмків та озер.

Певні види гідробіонтів здатні існувати лише у конкретній зоні сапробності. Відповідно до цього кожному організму умовно надається індекс індикаторної сапробності. З використанням даної інформації за наявності або відсутності живих організмів у певній водоймі можна оцінити її сапробність.

Найпростішою методикою для визначення якості води у водоймах будь-яких типів з різним рівнем забруднення є розрахунок біотичного індексу Майєра. Метод ґрунтується на тому положенні, що різні групи доинних безхребетних мешкають у водоймах з різним ступенем забруднення [35].

Для визначення якості води у водних об'єктах з використанням показників структурних характеристик представників зообентосу використовують біотичний індекс Вудівісса [36]. Даний показник враховує різноманіття видів-індикаторів. Одним з біоіндикаційних методів дослідження зообентосу є визначення олігохетного індексу Гуднайта-Уїтлея.

Використанням даного методу дозволяє визначити відсоткове співвідношення кількості олігохет до усієї чисельності представників зообентосу [37]. Визначення зони сапробності водного об'єкта у відповідності до розрахованого індексу проводять згідно табл. 1.2.

Таблиця 1.2 – Визначення зони сапробності водного об'єкта за індексом Гуднайта-Уїтлея

Індекс Гуднайта-Уїтлея	Зона сапробності
до 30,0	ксеносапробна
30,0-60,0	олігосапробна
61,0-70,0	бета-мезосапробна
71,0-80,0	альфа-мезосапробна
>80,0	полісапробна

Одну з модифікацій олігохетного індексу визначив Пареле. Згідно його трактування індекс розраховують як відношення чисельності олігохет родини тубіфіцид до сумарної чисельності усіх олігохет [38].

Однією з модифікацій методу Пантле-Букка є оцінка якості водних об'єктів згідно спрощеного методу Ніколаєва [39]. Алгоритм методу містить наступні етапи: кількість виявлених видів-індикаторів сапробності необхідно перемножити на значимість кожного з них, а потім, згідно отриманих результатів, вибрати клас якості води, що набрав максимальну кількість балів. Згідно методу Ніколаєва оцінку класу якості води здійснюють відповідно до табл. Б.1 (Додаток Б).

Серед макрофітів розрізняють індикаторів забруднених (група С), чистих (група А) та помірно забруднених (група В) водойм. Групування видів-індикаторів за рівнем забруднення водойми наведено в табл. В.1 (Додаток В).

Оцінка екологічного стану водойми містить декілька етапів. На першому етапі визначається кількість видів кожної групи. Розрахунок проводиться як для збірних груп, так і для окремих видів-макрофітів за наступною формулою:

$$I_m = A \times 5 + B \times 2 + C \times 1,$$

де А, В, С – чисельність видів кожної групи індикаторних організмів.

Екологічний стан водойми оцінюють за розрахованим значенням. Якщо модифікований індекс Майєра $I_M > 25$, вода вважається чистою та належить до I-II класу якості. Якщо значення індексу у межах $15 < I_M < 25$, то вода помірно забруднена III класу якості. Якщо $I_M < 15$, вода вважається брудною та належить до IV-V класу якості води.

Перевагою даного методу оцінки якості води є простота та висока швидкість проведення оцінки.

Набула широкого використання методика оцінки, розроблена Інститутом гідробіології НАНУ (Додаток Г, табл. Г. 1). Для дослідження послуговуються набором показників, що містить кількісні характеристики бентосу, перифітону, планктону та інших гідробіонтів. Дана методика призначена, в першу чергу, для проведення гідроекологічного моніторингу [40]. Вона дозволяє оцінити вплив забруднення водного об'єкту на життєдіяльність водних організмів, визначити ступінь трофності водного середовища.

2.4.3 Оцінка екологічного стану водойми за макрофітами

Перевагою здійснення оцінки екологічного стану водойми за макрофітами є зручність та невисока складність проведення дослідження. Ця група гідробіонтів характеризується високою реакцією на зміни умов існування, добре реагує на зміни трофності водойми, динаміку гідрологічного режиму, забруднення токсичними речовинами.

Використання даного матеріалу для дослідження дозволяє проводити швидко експрес-оцінку стану забруднення водного середовища. Проведення оцінки екологічного стану водойми за макрофітами здійснюється у декілька етапів. Спочатку проводять оцінку видового різноманіття макрофітів. Потім визначають проективне покриття кожного виду водних організмів, ідентифікують окремі види індикаторних груп організмів. На заключному етапі проводять визначення просторового розподілу видів макрофітів.

Розрізняють дві екологічні групи макрофітів [41]: гело- та гідрофіти.

Гелофіти займають прибережну ділянку водного об'єкта, а також ділянки мілководдя. До них належать такі види, як очерет, рогоз та ін. Повітряно-водні рослини характеризуються тим, що їх корені занурені у товщу води, а стебло розміщене у повітрі.

Гідрофіти найчастіше зустрічаються у воді озер та заток з невисокою швидкістю течії. Це рослини, листя яких знаходиться на поверхні водного дзеркала, а коріння розташоване у товщі води.

Отже, макрофіти з плаваючими на поверхні води листками мають найвищу реакцію на зміни забруднення водного середовища, а тому служать надійними біоіндикаторами екологічного стану водойми.

За особливостями просторового розподілу фітоценозів можна визначити характерні екологічні зміни, що відбуваються у водному об'єкті. Даний розподіл формується унаслідок комплексної дії багатьох чинників.

Розрізняють чотири пояси макрофітів [42]. Розглянемо характерні риси, притаманні кожному з них. Перший пояс розташований на березі водного об'єкта та у прибережній зоні. Його формують гелофіти з невеликою висотою.

Серед них зустрічаються такі види, як: осока, хвощ, стрілолист. Другий пояс зазвичай формують високі гелофіти. Вони займають ділянки, що мають глибину не більше 50 см. До них належать наступні види: очерет, рогоза та ін. Третій пояс формують гідрофіти, що розташовуються на глибинах 0,5-1,5 м. Він складається переважно з таких видів макрофітів, як: латаття, водяний горіх, глечики.

Четвертий пояс формують занурені у воду макрофіти. Він характерний для глибин у 0,5-2,5 м. Представниками даного поясу є елодея, рдесник та ін. У разі посиленого забруднення поліютангами з'являються водопериця та кушир. Для чистих озер з глибинами до 8-10 м характерні такі види занурених макрофітів як: молодильник, харові водорості та ін. Екологічний профіль водойми з характерними видами макрофітів для кожного поясу наведено на рис. 1.2.

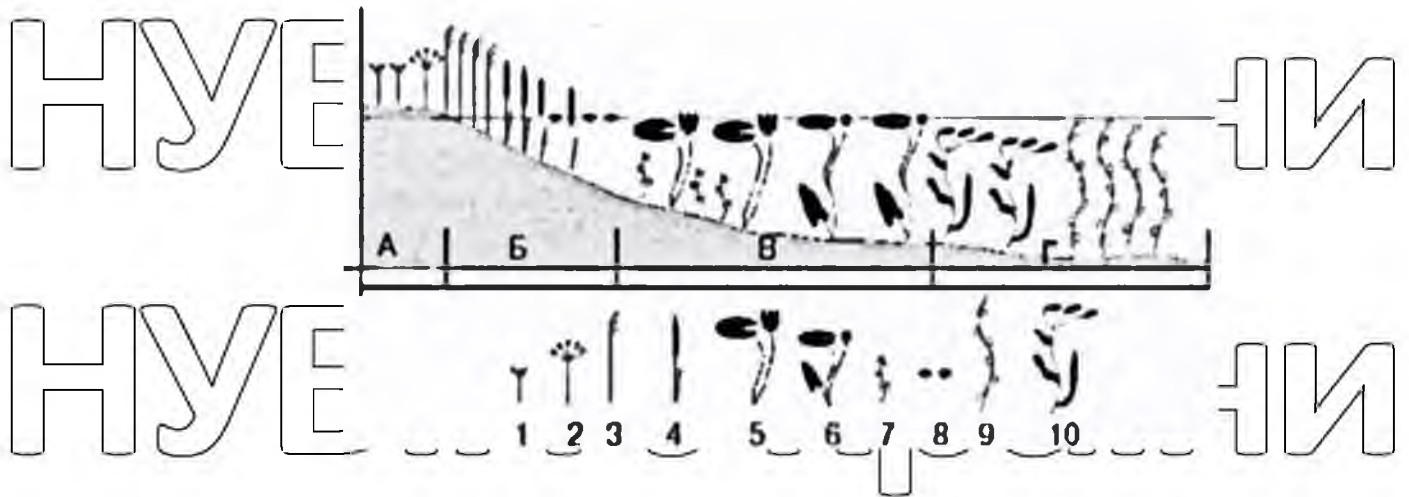


Рис. 1.2 – Екологічний профіль водойми та характерні види макрофітів, притаманні для кожного поясу.

Характерні види макрофітів, притаманні для кожного поясу: А – пояс низькорослих повітряно-водних рослин; Б – пояс високорослих повітряно-водних рослин; В – пояс рослин з плаваючими листками; Г – пояс занурених макрофітів. 1 – осоки, 2 – сусак зонтичний, 3 – очерет звичайний, 4 – рогоз вузьколистий, 5 – латаття біле, 6 – глечики жовті, 7 – кушир занурений, 8 – ряски, 9 – рдесник пронизанолистий, 10 – рдесник олискухий.

Дані ділянки характеризуються відсутністю або невисоким розвитком поясу низькорослих та високорослих макрофітів, що розміщені у прибережній частині водного об'єкта. Рослинам притаманний пригнічений стан, заростання берегової лінії не відбувається. На змiну цим ділянкам нижче за течією води розвиваються зарості рослин, які, найчастіше не характерні для прибережного поясу водойми. Серед них зустрічаються очерет, кушир, ряски.

Високий рівень толерантності певних видів макрофітів уможливають їх використання в якості індикаторів при проведенні біоіндикаційних досліджень. Здатність до екологічної пластичності (ЕП) виявляється у більшості груп водних рослин і надає їм можливість існувати навіть у досить забрудненій екосистемі. Серед видів рослин розрізняють наступні біоіндикатори екологічних умов: індикатори реофільних та лімнофільних умов, індикатори заболочування та засолення водного середовища, індикатори гребності.

Розміщення та функціонування гідроспоруд у межах водного об'єкта призводить до змін водної екосистеми.

Залежно від кількості біологічної продукції, що утворюється в результаті процесів життєдіяльності водних організмів, водні об'єкти прийнято поділяти за рівнем трофності [43]. При визначенні даного показника також послуговуються такими показниками, як: вміст органічних та біогенних сполук, кількість хлорофілу у складі гідробіонтів, чисельність та біомаса фітопланктону. Залежно від показника трофності водні об'єкти прийнято кваліфікувати на: оліго-, мезо- та евтрофні екосистеми. Розглянемо дану класифікацію більш детально.

До оліготрофних об'єктів належать переважно чисті, не змінені господарською діяльністю людини річки та озера.

Для евтрофного водного об'єкта характерні наступні особливості: високий вміст зважених у воді речовин, низький вміст розчиненого кисню, можлива задуха гідробіонтів. Також іноді розрізняють цистрофні водойми, що характеризуються низьким рівнем біологічної продуктивності через невисокий вміст органічних елементів, необхідних для здійснення процесу фотосинтезу.

Більшість водних об'єктів характеризуються як мезо-евтрофні та евтрофні.

Види-індикатори для водойм різної трофності наведені у табл. 1.3.

Таблиця 1.3 – Макрофіти – індикатори трофічного статусу водойм

Трофічний статус водойми	Макрофіти-індикатори
Оліготрофний	Водоперія червоноквіткова, молодильник озерний, рдесник альпійський, харові водорості.
Оліго-мезотрофний	Рдесники гостролистий, злаколистий, волосовидний, фонтиналіс протипожежний.
Мезотрофний	Рдесники сплюснутий, пронизанолистий, хвощ річковий, водоперія кільчаста, елодея канадська, стрілолист стрілолистий, гірчак земноводний, їжача голівка пряма, глечики жовті, кушир напівзанурений.

Продовження таблиці 1.3

Трофічний статус водойми	Макрофіти-індикатори
Мезо-евтрофний	Куга озерна, водяний жовтець плаваючий, лепешняк плаваючий, наядка морська, рдесники сплюснутий, кучерявий, блискучий, туполистий, водяний горіх плаваючий, ряска триборозенчаста.
Евтрофний	Водяний жовтець фенхелевидний, кушир занурений, водопериця колосиста, рдесник гребінчастий, латаття біле, вольфія безкоренева, пухирник звичайний, жабурник звичайний, сальвінія плаваюча, ряска мала, спіродела багатокоренева.

Аналізуючи дану таблицю можна підтвердити високу толерантність більшості видів макрофітів. Ця властивість водних організмів дозволяє їм існувати у помірно забрудненій водній екосистемі, що характеризується мезотрофією. Невелика кількість видів притаманна для найчистішого водного середовища, що ідентифікується як оліготрофне.

Біоіндикаційну оцінку екологічного стану водойми за макрофітами можна здійснювати двома способами [44]. Перший підхід потребує інформації про наявні види-індикатори водного об'єкта. Другий спосіб вимагає даних щодо просторового розподілу біоіндикаторів у екологічному профілі водойми.

Проведення біоіндикаційного дослідження першим способом вимагає встановлення переліку усіх видів рослин-індикаторів у водному, що характерні для даного водного об'єкта. На першому етапі проводять вибір ділянок з характерними для даної екосистеми біотопами. При проведенні дослідження річки особливу увагу звертають на видове різноманіття у затоках та плесах.

Серед загальної кількості рослин, що були знайдені під час обстеження водойми, проводять встановлення видів-індикаторів та груп макрофітів. Визначення рівня забруднення водойми та зміни класу якості води водного об'єкта здійснюється за макрофітним індексом.

Дана методика дозволяє провести біоіндикаційну оцінку стану водного середовища, що зазнає значних змін внаслідок надходження зі стічними водами органічних біогенних сполук з урахуванням трофічного стану досліджуваного об'єкта. Згідно даної методики види-індикатори об'єднуються у сім категорій у відповідності з реакцією на вплив забруднюючих речовин.

2.4.4 Методи оцінки забруднення водних екосистем за допомогою макрозообентосу

До основних видів-індикаторів забруднення водного середовища належать представники макрозообентосу наступних класів: олігохети, п'явки, ракоподібні, комахи, молюски – двостулкові і червоногі.

Серед основних методів виділяють ті, що потребують визначення видового різноманіття, просторових характеристик угруповань та характеристик таксонів всередині кожного виду. До них належать: метод Майєра та метод Вудвісса.

Для визначення екологічного стану водного середовища встановлюють наявність окремих видів макробезхребетних. Перевагою їх використання у якості біоіндикаторів є значна поширеність у всій товщі води. Залежно від здатності пристосовуватися до певного виду забруднення макрозообентос поділяють на декілька груп. До першої групи належать ті індикатори, що проявляють чутливість до різного роду забруднення.

Найпростішою методикою для визначення якості води у водоймах будь-яких типів з різним рівнем забруднення є розрахунок біотичного індексу Майєра. Метод ґрунтується на тому положенні, що різні групи донних безхребетних мешкають у водоймах з різним ступенем забруднення. Залежно від рівня забруднення водного середовища індикатори-гідробіонти поділяють на представників чистого, помірно забрудненого й забрудненого водного об'єкта.

Визначення якості води згідно методу Майєра ґрунтується на виконанні

наступного алгоритму дослідження. Спочатку у відібраних пробах води ідентифікують види-індикатори. Для представників забрудненого водного середовища їх кількість домножують на коефіцієнт, рівний одиниці. Для видів, що мешкають у помірно забрудненому водному середовищі їх кількість домножують на коефіцієнт, рівний двом. Для індикаторів чистих вод використовують коефіцієнт, рівний трьом. Потім підсумовують отримані значення, (табл. 1.4).

Таблиця 1.4 – Визначення рівня забруднення та класу якості води згідно методу Майєра

Сума балів	Клас якості води
≥ 22	I – дуже чиста
17-21	II – чиста
11-16	III – помірно забруднена
≤ 11	IV-V – брудна

Перевагою даного методу є простота та швидкість отримання результатів.

Недоліком є невисока точність, але регулярний відбір проб води та проведення дослідження стану забруднення дозволяють визначати динаміку зміни екологічного стану водного середовища.

Алгоритм проведення дослідження містить наступні кроки: оцінка кількості видів у відібраній пробі води, встановлення видів-індикаторів забруднення водного середовища, ідентифікація балу даного показника для конкретного водного об'єкта. Бал біотичного індексу встановлюють для кожного виду-індикатора.

Значення індекса Вудівісса вимірюється в балах від 0 до 15. Рівень забруднення водойми на основі бальної характеристики табл. 1.5.

Таблиця 1.5 – Визначення рівня забруднення водою за значенням індексу Вудівісса

Значення індексу Вудівісса, бали	Рівень забруднення водою
0-2	значне
3 – 5	середнє
6-7	незначне
8 – 10	відсутнє

Для оцінки ступеню ураженості водної екосистеми токсичними компонентами використовується спосіб біотестування. В якості об'єкта-біоіндикатора використовують періодафіту [45]. Здійснюють підрахунок кількості живих особин, визначають наявність потомства. На підставі порівняння фактичного і табличного значень критерію Ст'юдента здійснюють оцінку ступеню ураженості водного середовища токсичними сполуками.

Метод оцінки забруднення водного середовища по літореофілам призначений для встановлення невисокого рівня забруднення [46]. Характерною особливістю методу є визначення індексу забруднення невеликої річки шириною до 10 м. Літореофіли є видами організмів, що чутливі до розчиненого у воді кисню та процесів замулювання. Серед них розрізняють представників ряду комахи та п'явки. Для дослідження забруднення водою види кожного ряду поділяють на дві групи (Додаток Д, табл. Д.3).

Для визначення індексу забруднення водного середовища по літореофілам необхідно визначити кількість видів таксонів у кожній групі. Якщо сумарна кількість таксонів по обох групах рівна п'яти або більше, то значення індексу забруднення водного середовища розраховується як відношення кількості видів однієї групи до іншої. Стан забруднення водою встановлюють у відповідності з розрахованим індексом за табл. Д.4 (Додаток Д).

Характерною ознакою індексів якості води є порівнюваність їх значень між собою. Іноколи через похибки розрахунків та недосконалість методик можливі певні невідповідності.

Висновки до розділу
 1. Біоіндикаційна оцінка природно-техногенної безпеки водної екосистеми дозволяє адекватно відображати рівень впливу техногенного середовища на водойму, враховуючи комплексний характер забруднення та явище синергізму полутантів.

2. Гідроекотичний потенціал водного середовища встановлює допустимий антропогенний вплив на водну екосистему з метою збереження екологічної рівноваги та стійкого розвитку водних об'єктів. Тому даний показник найбільш доцільно використовувати з метою здійснення оцінки природно – техногенної безпеки водної екосистеми.

3. Біоіндикаційна оцінка, що ґрунтується на використанні основних показників фітопланктону дозволяє найбільш об'єктивно оцінити здатність водойм до самоочищення, їх здатність до трансформації забруднюючих речовин в умовах постійного техногенного навантаження і тому є важливим використання даних характеристик для оцінки стану водної екосистеми.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

3 ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ОЗЕРА ЖАНДАРКА

3.1 Фізико-географічні та кліматичні особливості району дослідження

За основними морфометричними показниками озеро відноситься до великих, рівнинних з незначними глибинами. Площа водного дзеркала складає 564 км^2 , об'єм – $2,62 \text{ км}^3$, довжина – 157 км , максимальна глибина $21,0 \text{ м}$, середня – $3,9 \text{ м}$. Аквагорія розділена на три частини за гідроморфометричними показниками: верхня – довжиною 63 км (річкова), середня – 30 км (перехідна) та нижня – довжиною 30 км (озерна) [47].

Складність морфометрії, гідрологічного режиму, а також необхідність врахування значного антропогенного навантаження, яке здійснюється м. Києвом зумовило виділення у верхній частині Озера Жандарка – Київської ділянки – довжиною 43 км вниз за течією від греблі Київської ГЕС [48].

До чинників водного режиму, які впливають на якість води та стан верхньої частини Озера Жандарка відносять режими рівнів та витрат води, а також зумовлений ними водообмін між руслом та додатковою системою, який безпосередньо залежить від об'ємів та режимів попусків вище розташованої Київської ГЕС [49].

Значний вплив на біологічний та санітарний режими верхньої частини Озера Жандарка здійснюють Київський водозабір, гирло р. Десни, стічні води промислових та комунально-побутових підприємств (Дарницький скид, р. Либідь, Київська ТЕЦ-5, Бортницький скид) [50].

В цілому, досліджувана ділянка розташована на півночі України на межі зони мішаних лісів та лісостепової зони і характеризується помірно континентальним кліматом [51].

Надходження сонячної радіації визначається кутом падіння сонячних променів та тривалістю дня. Так, протягом року найбільший кут падіння складає

63° (22 червня – день літнього сонцестояння, триває 16 год. 27 хв.), а найменший – 16° (22 грудня – день зимнього сонцестояння, триває 8 год.) [52].

Сезонний хід сумарної сонячної радіації характеризується максимальними значеннями в червні (596 МДж/м²) та мінімальними – в грудні (58 МДж/м²).

Середнє значення сумарної сонячної радіації за рік становить близько 3800 МДж/м² [53].

Важливою кліматичною характеристикою, яка відображає фізико-географічні особливості певної ділянки є середня місячна температура повітря.

Так, середньорічна температура повітря за даними метеостанції м. Києва складає +8,0°С, найбільша вона в липні (+19,8°С), а найменша – в січні (-4,7°С).

Абсолютний мінімум температури повітря за період 1891-2016 рр. сягав -32,9°С (11 лютого 1950 р.); абсолютний максимум становив +39,4°С (30 липня 1936 р.).

В останні 100 – 150 років температура повітря має тенденцію до підвищення. Протягом цього періоду середньорічна температура повітря підвищилася приблизно на 15°С.

Для Києва характерним є континентальний тип річного ходу кількості опадів з максимумом влітку. Середня річна кількість опадів становить близько

641 мм. Найбільша частина атмосферних опадів випадає влітку з максимумом в липні – 81 мм. Мінімальні значення – спостерігаються в березні та жовтні

(близько 40 мм). Протягом року середня кількість днів з опадами (>0,1 мм) – близько 152. Зокрема, взимку відмічається близько 47 днів з опадами, навесні –

36, влітку – 35 днів, а восени – 34.

Щороку утворюється сніговий покрив, максимальна висота якого зазвичай спостерігається в лютому (17-18 см), а тривалість періоду зі сніговим покривом

становить близько 44 днів за рік, та може коливатися від 41 (2006 – 2007 рр.) до 121 (2012-2013 рр.) [54].

Середньорічна загальна хмарність – 6,4 бали, максимум припадає на грудень (8,2), мінімум – на серпень (4,8). Середня вологість повітря – від 64%

(травень) до 85% (листопад).

Найбільшу повторюваність мають вітри із заходу, насамперед – восени.

Західні вітри, зазвичай приносять атмосферні опади, підвищення температури взимку та ідеально зниження влітку. Середньорічна швидкість вітру складає 2,4 м/с. Найбільша вона у січні-лютому (2,8-2,9 м/с), найменша – серпні (2,0 м/с).

Протягом доби найбільша швидкість вітру, як правило, спостерігається після полудня, найменша – вранці. Заданими метеорологічних спостережень протягом 2021 р. у м. Києві середня швидкість вітру склала 3,3 м/с. Переважаючими напрямками вітру були південно-західний (382 год.) західний (361 год.), східний та північно-східний, які характеризувалися швидкістю від 4-5 м/с до 1,5-3 м/с.

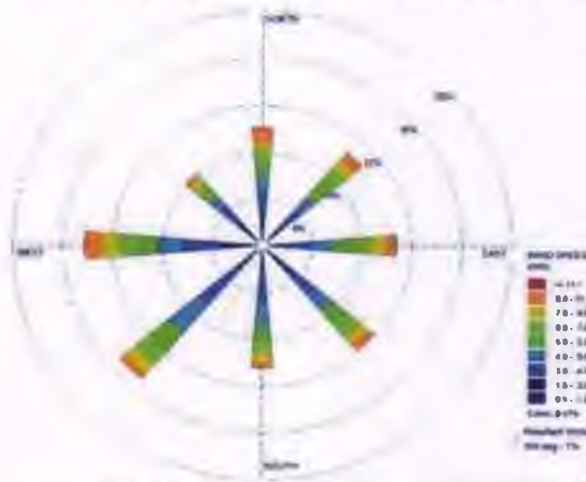


Рисунок 2.1 – Середньорічна роза вітрів у м. Києві у 2021 році

Для помірних широт характерні чітко виражені основні кліматичні сезони.

При цьому в районі Києва початок та кінець сезонів не збігається з календарним поділом. Кліматична зима характеризується як тривала (близько 105 днів), але відносно тепла. Згідно багаторічних спостережень стійке середньодобове зниження температури нижче 0°C розпочинається після 20-х чисел листопада, а підвищення – після 10-х чисел березня. При цьому в аномально теплі зими закінчення сезону може відбуватися в другій декаді січня, а в аномально холодні – на початку квітня. Середня температура повітря за кліматичну зиму становить -3,6°C та може коливатися від -9,7°C до +0,8°C.

Найкоротший період року – весна – стійкий перехід від 0 до + 15,0°C. У

м. Києві кліматична весна настає на початку другої декади березня, коли середньодобова температура регулярно перевищує 0°C . Початок теплої періоду весни настає з переходом середньої добової температури через $+5,0^{\circ}\text{C}$ (початок квітня). Середня температура повітря за сезон становить $+8,4^{\circ}\text{C}$ і, в залежності від процесів сніготанення та випадіння короточасних снігових опадів, може змінюватись від $+3,5$ до $+11,3^{\circ}\text{C}$. Закінчення весняного сезону відбувається в середині травня та може коливатися від 22 квітня (аномально тепла весна) до 19 червня (аномально холодна). В цілому, у Києві тривалість кліматичної весни близько 64 днів.

Кліматичне літо обмежене датами стійкого переходу середньодобової температури повітря через $+15,0^{\circ}\text{C}$ у бік підвищення навесні та зниження восени. У формуванні погодних умов у літній сезон домінує радіаційний фактор, що пов'язано з найбільшою висотою Сонця над горизонтом і найбільшою тривалістю дня та великими сумами сонячної радіації. За термічними ознаками літо може бути аномально теплим або холодним, а з строками настання та завершення сезону – тривалим або коротким. В цілому, аномально тепле літо характеризується високою температурою повітря, майже повною відсутністю опадів та найбільшою тривалістю, тоді як аномально холодне – низьким температурним фоном, частими опадами, незначною тривалістю. У Києві початок літнього сезону спостерігається із середини травня, а кінець – в 10-х числах вересня. Початок кліматичного літа може наставати з 20-х чисел квітня та тривати аж до початку жовтня. Середньомісячна температура повітря влітку становить $+18,8^{\circ}\text{C}$ та залежно від року може змінюватись від $+16,5^{\circ}\text{C}$ до $21,5^{\circ}\text{C}$. Максимальні денні температури повітря ($+30^{\circ}\text{C}$ і вище) відмічаються у червні-серпні та можуть досягати $+39,4^{\circ}\text{C}$ в тіні. В середньому кліматичне літо в Києві триває близько 119 днів [55].

Початком кліматичної осені вважається стійкий перехід середньодобової температури повітря через $+15,0^{\circ}\text{C}$ в сторону її зниження. В осінній сезон зменшуються показники радіаційного балансу і сумарної радіації, посилюється вплив атмосферної циркуляції. Перша половина осені зазвичай

суха та тепла (особливо вересень). Похмура дощова погода настає в кінці жовтня з можливим першим мокрим снігом. В листопаді (дуже рідко в жовтні) можливе становлення тимчасового снігового покриву. Початок осіннього сезону в Києві

спостерігається в першій декаді вересня та триває до третьої декади листопада

[51]. Середня температура повітря за осінній сезон становить $+7,6^{\circ}\text{C}$ та може коливатись від $+4,4^{\circ}\text{C}$ (аномально холодна) до $+10,7^{\circ}\text{C}$ (аномально тепла). В цілому, кліматична осінь триває близько 77 днів.

Розподіл кліматичних рекордів різних метеорологічних параметрів по стандартним кліматичним періодам підтверджує, що активні зміни клімату в Києві розпочалися з 1960-х років (табл. 2.1).

Таблиця 2.1 Кількість рекордів по стандартним кліматичним періодам

1901-1930 pp.	1931-1960 pp.	1961-1990 pp.	1991–2021	Всього
5	6	27	12	50

У 2021 р. значні відхилення температури повітря від середніх багаторічних даних в теплий період року збільшили тривалість кліматичного літа та осені, що позначилося на термічному режимі водних мас верхньої частини Озера Жандарка.

Динаміка середньомісячних температур води верхньої частини Озера Жандарка описується одновершинною кривою з максимумом у липні. Аналіз даних за 16-річний період показав, що температура води у 2021 р. характеризувалася значними відхиленнями від середніх багаторічних даних (рис. 2.2). Варто зазначити, що середньомісячні температури води зареєстровані у зимовий-ранньовесняний періоді загалом відповідають багаторічним даним, тоді як основні статистично достовірні відмінності реєструвалися в період з квітня по листопад [56].

Зокрема, найбільші відхилення температур води від багаторічних даних встановлені для літнього періоду. Максимальна зареєстрована температура поверхневого шару води становила $28,6^{\circ}\text{C}$.

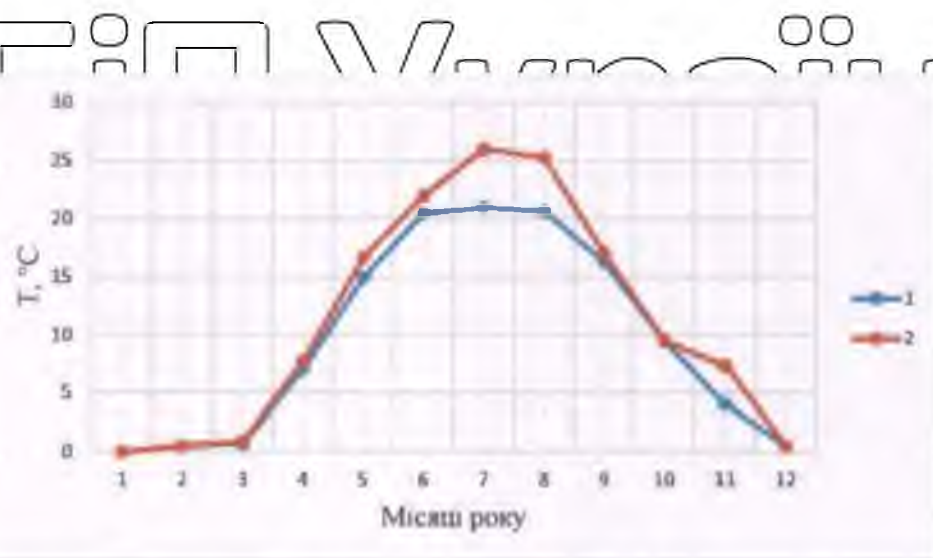


Рисунок 2.2 – Середньомісячна температура води верхньої частини Озера Жандарка – 1973 – 2016 рр., 2 – 2021 р.

У осінній період значні відхилення температури води від середніх багаторічних даних встановлені для листопада, середньомісячна температура води якого згідно багаторічних даних складає $3,6^{\circ}\text{C}$, тоді як у 2010 р. вона становила $7,7^{\circ}\text{C}$.

Отже, у порівнянні з середніми багаторічними даними температура води верхньої частини Озера Жандарка у літньо-осінній період 2021 р. зросла, що вплинуло на розвиток та сезонну динаміку біотичної складової водної екосистеми.

3.2 Гідрологічна характеристика району дослідження

Період водообміну Озера Жандарка не перевищує 37 днів. Найбільш інтенсивно процес водообміну відбувається у квітні-травні (близько 12

діб), решту частину року він значно менший (29-35 діб) [57].

Екологічний стан верхньої частини Озера Жандарка залежить від водного режиму – рівнів та витрат води, які зумовлюють водообмін між руслом Дніпра та

придатковою мережею [58]. Значний вплив на екосистему ділянки здійснюють

внутрішньодобові коливання рівня води внаслідок двох попусків надобу вище

розташованої Київської ГЕС, яка значну частину року працює у піковому режимі

[59]. За підвищення рівня вода із основного русла надходить у додаткову

мережу, частково переміщується та на зниженні повертається у русло. В

середньому водообмін між затоками р. Дніпро в межах м. Києва та русловою

ділянкою відбувається протягом 2-7 діб.

Слід зазначити, що в межах 5 км від греблі Київської ГЕС у основне русло впадає р. Деєна, води якої під час попусків потрапляють у Канівське озеро та

рухаються вздовж лівого берега, повністю перемішуючись із дніпровською

водою на відстані близько 20-25 км від гирла р. Десни [60].

Як наслідок несприятливих гідрометеорологічних умов у зимово-весняний період можливе виникнення загрози підтоплення значних площ земель,

внаслідок чого, згідно правил експлуатації, відбувається спрацювання озеро

майже до рівня мертвого об'єму [61]. Це позначається на рівневому режимі

верхньої частини Озера Жандарка.

3.3 Характеристика стану водного середовища

Якість водного середовища регулюється Водним кодексом України (1995 р.) та Законом України «Про охорону навколишнього природного середовища»

(1991 р.). Постанови КМУ №391 від 30.03.98 р. та № 1272, 1273 від 24.09.2004 р.

законодавчо забезпечують діяльність суб'єктів моніторингу довкілля.

Відомі наукові підходи стосовно оцінки мутагенності об'єктів довкілля, що базуються на біоіндикації і біотестуванні, але система оцінки мутагенності водного

середовища, яку б можна було покласти в основу діяльності санітарної служби в напрямку генетичного та соціально-гігієнічного моніторингу, відсутня.

Відомо, що в останні роки в Україні спостерігалось зниження обсягів промислового виробництва. Незважаючи на цю тенденцію і, відповідно до цього, зменшення скидів забруднюючих речовин у водні об'єкти, покращення стану водного середовища не відбулося. У переважній більшості міст існує понаднормативне забруднення водних ресурсів скидами промислових і комунально-побутових підприємств [4].

Загальний об'єм скидів стічних вод у 2021 р. становив 422,38 млн. м³, що на 0,43% більше, ніж у минулому році. Скиди забруднюючих речовин від комунально-побутових підприємств у 2021 році становили 408,8 млн. м³, що складає 96,78% від загального об'єму скидів забруднюючих речовин (табл. 2.2). Внесок інших галузей народного господарства у загальний об'єм скидів: для об'єктів промисловості – 3,13%, для об'єктів сільського господарства – 0,08%.

Таблиця 2.2 – Динаміка скидів забруднюючих речовин у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка

Об'єм скидів стічних вод, млн. м ³ від	2014 рік	2015 рік	2016 рік	2021 рік
галузей народного господарства у тому числі від об'єктів:	418,87	417,71	420,57	422,38
Промисловості	12,084	11,616	12,702	13,223
сільського господарства	0,386	0,394	0,468	0,357
комунального господарства	406,4	405,7	407,4	408,8

У розрізі водогосподарських ділянок верхньої частини Озера Жандарка значна кількість забруднюючих речовин надходить на ділянку, щорозташована в межах м. Києва. У 2021 р. у даній ділянці озеро було скинуто 366,8 млн. м³ забруднюючих речовин, що становило 86,84% від загального об'єму скинутих стічних вод (табл. 2.3).

Таблиця 2.3 – Динаміка скидів забруднюючих речовин у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка

Об'єм скидів стічних вод, млн. м ³ від	2014 рік	2015 рік	2016 рік	2021 рік
водогосподарських ділянок у тому числі розташованих.:	418,87	417,71	420,57	422,38
вище м. Києва	40,16	39,45	40,63	41,27
в межах м. Києва	364,5	363,1	365,9	366,8
нижче м. Києва	14,21	15,16	14,04	14,31

У межах м. Києва функціонує велика кількість об'єктів народного господарства, стічні води яких є джерелом забруднюючих речовин. Найбільші з них – підприємство комунального господарства – ВАТ АК «Київводоканал», Дарницька ТЕЦ, Київська ТЕЦ-5. Забруднені стічні води надходять в основному з лівобережної частини міста, де розташована значна кількість промислових об'єктів і найбільші в басейні очисні споруди – Бортницька станція аерації (БСА).

На території правобережної частини м. Києва стічні води в основному надходять від енергетичних підприємств. За категорією ці води віднесено до «нормативно чистих без очистки». Частка скидів забруднених зворотних вод від підприємств даної галузі промисловості складає менше 1% і з кожним роком зменшується. Це спричинено впровадженням значної кількості систем зворотного і повторного водоспоживання [62].

Широкое використання в побуті та різних галузях промисловості синтетичних миючих засобів призвело до появи в стічних водах нових типів хімічних сполук [63].

Значною проблемою БСА є сучасний стан переробки та утилізації осадів стічних вод, які теж створюють загрозу забруднення каскаду дніпровських водосховищ [64].

Узагальнені за основними блоками якості води показники забруднюючих речовин в об'ємах стічних вод, що надійшли від об'єктів галузей народного господарства у верхню частину Озера Жандарка у 2021 р. наведені у табл. 2.4.

Таблиця 2.4 – Узагальнені показники скидів забруднюючих речовин у 2021 рр.

Галузь економіки	Об'єми стічних вод, млн. м ³	Кількість забруднюючих речовин (Т) за основними блоками якості води			
		Компоненти сольового складу	Гідрофізичні, біогенні та гідрохімічні показники	Важкі метали	Специфічні речовини токсичної дії
Промисловість	13,223	13387	1597,3	3,59	4,76
Сільське Господарство	0,357	186	30,36	0,045	0,004
Комунальне господарство	408,8	129180	28182,2	21,02	36,35
Разом	422,38	142752	29809.86	24,655	41,114

Висновки до розділу 2

1. Верхня частина Озера Жандарка характеризується помірно континентальним кліматом із чітко вираженими кліматичними сезонами.

2. Основний внесок у забруднення водного середовища верхньої частини Озера Жандарка належить об'єктам комунального господарства, частка стічних вод яких у 2021 році становила 96,78%.

3. У розрізі водогосподарських ділянок верхньої частини Озера Жандарка значна кількість забруднюючих стічних вод надходить на ділянці водного об'єкта, що розташована в межах м. Києва (86,84% від загального об'єму скинутих стічних вод).

4. Основними речовинами, що забруднюють водне середовище верхньої частини Озера Жандарка є компонентами сольового складу – мінеральні речовини, сульфати і хлориди (82,69%) а також гідрофізичні, біогенні та гідрохімічні показники – завислі речовини, амонійний азот, нітрати, нітриги, фосфати, ХСК, БСК_п (17,27%).

5. Біоіндикаційна оцінка природно-техногенної безпеки верхньої частини Озера Жандарка дозволить встановити характер та інтенсивність забруднення водного середовища за зміною основних характеристик розвитку фітопланктону.

4 ВИЗНАЧЕННЯ ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО ПОТЕНЦІАЛУ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ ОЗЕРА ЖАНДАРКА

4.1 Вибір та характеристика досліджуваних ділянок

Об'єктом дослідження була обрана верхня частина Озера Жандарка довжиною 43 км вниз за течією від греблі Київської ГЕС. З точки зору забруднення водного середовища ця ділянка водного об'єкта знаходиться під впливом значного антропогенного навантаження, яке, в першу чергу, здійснюється м. Києвом.

Характерною рисою району дослідження є найбільші промислові та комунально-побутові об'єкти столиці України – Бортницька станція аерації, Київська теплоелектроцентраль №5, Деснянська та Дніпровська водопровідні станції. Також значний вплив на екологічний стан ділянки водного об'єкта здійснюють радіоактивно забруднені води р. Прип'ять, скиди р. Десна та р. Либідь, очисні споруди м. Вишгород, Дарницький скид промислових стічних вод. У структурі народного господарства найбільші об'єми води використовують потужні об'єкти промислового господарства, значно менший об'єм прісної води використовують об'єкти комунального господарства та аграрного комплексу (табл. 3.1).

Таблиця 3.1 – Використання води серед галузей економіки у верхній частині Озера Жандарка у 2021 р.

Галузь економіки	Використано прісної води, млн м ³				
	Всього	в тому числі на потреби			
		господарсько-питні	виробничі	зрешення	с/г водо-постачання
Промисловість	1144,5	10,04	1134	0,00	0,462
Сільське господарство	53,48	0,761	12,75	1,528	38,44
Комунальне господарство	299,93	271,2	28,71	0,001	0,023
Разом	1497,91	282	1175,46	1,529	38,925

Аналізуючи використання води на різні потреби у верхній частині Озера Жандарка по галузях економіки у 2021 р. можна зробити висновок, що на частку об'єктів промислово-господарства припадає близько 75% від загального об'єму забраної води. Системи зворотного і повторного водопостачання на підприємствах дозволяють більш раціонально використовувати водні ресурси. У структурі даної галузі найбільші об'єми води використовують на промислове виробництво (99 %) і лише 1 % об'єму води витрачають на господарсько-питні потреби.

На частку об'єктів комунального господарства припадає близько 20% від загального об'єму забраної прісної води. У структурі даної галузі економіки найбільші об'єми води використовують на господарсько-питні потреби (90%), решта об'єму ресурсів використовується на задоволення виробничих потреб (10%). У даний час лише незначна частка забраної води (3,5%) верхньої частини

Канівського озера слугує ресурсом для функціонування агропромислового комплексу. У структурі даної галузі вода використовується переважно для потреб водопостачання та риборозведення (72%). Друге місце за об'ємом забраної води належить сфері виробництва (24%). Для потреб зрошення

угідь сільськогосподарських культур використовується близько 3% об'єму забраної води у даній галузі. Близько 1% забезпечує господарсько-питні потреби. У динаміці узагальнених показники скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка спостерігається тенденція до зменшення об'єму стоків, (табл. 3.2).

Аналізуючи статистичні дані за шістнадцятирічний період можна стверджувати, що, починаючи з 2001 року поступово зменшується загальний об'єм скидів зворотних вод. Варто зазначити, що у 1995 р. загальний об'єм скидів зворотних вод був найбільший і становив 2054 млн. м³, що у 4 рази більше, ніж у 1990 р. Станом на 2021 р. загальний об'єм скидів зворотних вод становив 1443 млн. м³ що близько у 3 рази більше, ніж у 1990 р. В об'ємі забруднених зворотних вод 1995 року у 2021 р. їх кількість складала 70%.

Таблиця 3.2 Динаміка узагальнених показників скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка

Рік	Об'єм скидів зворотних вод, млн. м ³				
	всього	у тому числі			
		без очищення	недостатньо очищених	нормативно чистих без очистки	нормативно очищених на очисних спорудах
1990	497	6	57	318	16
1995	2054	33	575	1396	50
1997	1739	38	547	110	45
2001	1830	26,72	75,4	1238	489,8
2004	1698	26,72	475	1166	30,38
2014	1600	26,87	378,7	1168	25,94
2015	1523	26,77	319,6	1163	15,63
2016	1498	25,56	301,86	154	16,88
2021	1443	23,66	296,88	1098	24,46

Динаміка узагальнених показників скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка наочно представлена на рис. 3.1. Найбільший об'єм скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка у 2021 р. надійшов від промислових підприємств, менша кількість стоків зворотних вод була скинута комунальними підприємствами та об'єктами аграрного сектору економіки (табл. 3.3).

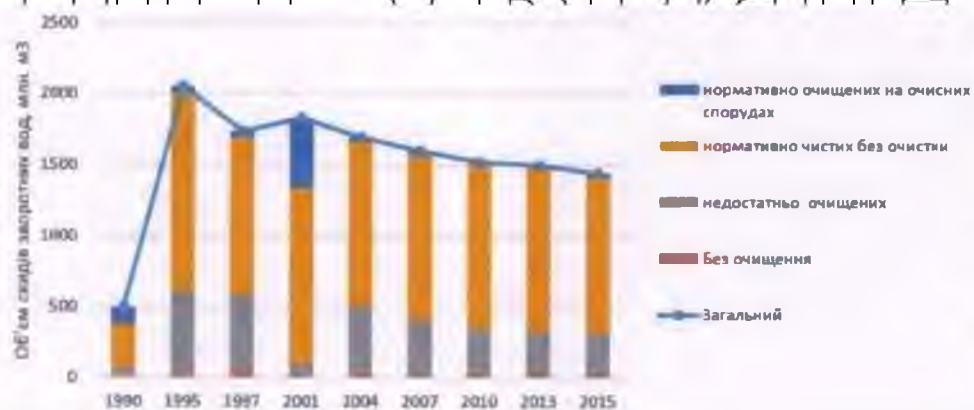


Рисунок 3.1 Динаміка узагальнених показники скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка

Аналізуючи статистичні дані можна стверджувати, що, об'єм стоків

забруднених зворотних вод скинутих об'єктами комунального господарства у 2021 р. становив 318,39 млн. м³, або 99,33% від загального об'єму забруднених вод, що надійшов у водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка.

Таблиця 3.3 – Об'єм скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка серед галузей економіки у 2021 р.

Галузь економіки	Об'єм скидів зворотних вод, млн. м ³				
	всього	без очищення	недостатньо очищених	нормативно чистих без очистки	нормативно очищених на очисних спорудах
Промисловість	1050,6	0,5	1,628	1034	14,56
Сільське господарство	63,48	-	0,022	63,09	0,366
Комунальне господарство	328,83	23,16	295,23	0,91	9,528
Разом	1443	23,66	296,88	1098	24,46

Найбільший об'єм скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка у 2021 р. надійшов від об'єктів, що розташовані в межах м. Києва, менша кількість стоків зворотних вод була скинута об'єктами нижче та вище міста (табл. 3.4).

Таблиця 3.4 – Об'єм скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка по ділянках озеро у 2021 р.

Ділянка озеро	Об'єм скидів зворотних вод, млн. м ³				
	всього	без очищення	недостатньо очищених	нормативно чистих без очистки	нормативно очищених на очисних спорудах
Вище м. Києва	84,21	0,062	30,09	43,3	10,76
В межах м.	846,11	23,17	265,3	556,1	1,54
Нижче м.	512,68	0,428	1,49	498,6	12,16
Разом	1443	23,66	296,88	1098	24,46

Аналізуючи об'єм скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка по ділянкам озера у 2021 р можна зробити висновок, що значна частина (59 %) об'єму скидів зворотних вод формується в межах м. Києва (рис. 3.2). У структурі скиду частка недостатньо очищених стоків складає близько 31%, без очищення залишається 3% загального об'єму скидів зворотних вод наданій ділянці. Значний об'єм забруднених зворотних вод надходить переважно від об'єктів комунального господарства, серед яких найбільше – “Київводоканал”.

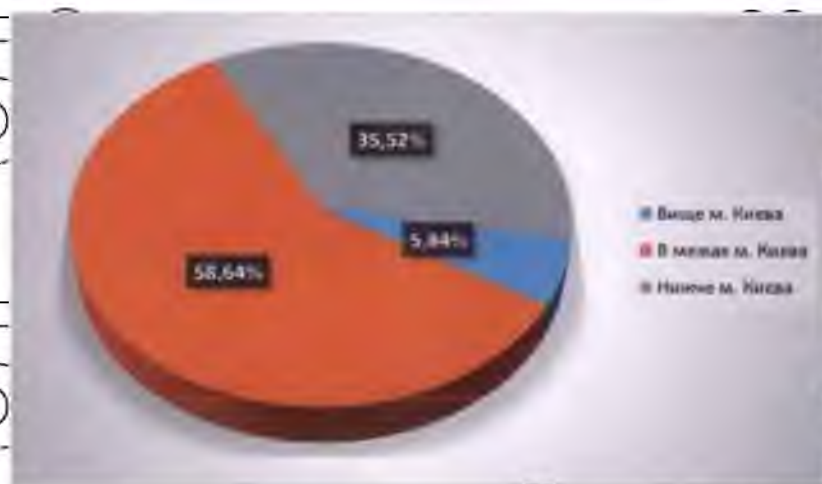


Рисунок 3.2 – Розподіл скидів зворотних вод

Об'єм скидів зворотних вод у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка у 2021 р. становив близько 36% від загального об'єму скидів зворотних вод. У структурі скиду частка забруднених стоків складає менше 1%.

Вище м. Києва формується незначна частина (близько 5%) об'єму стоків зворотних вод. Варто зазначити, що близько 36% даного об'єму стоків складають забруднені зворотні води. Основним джерелом забруднення води є підприємства.

Разом зі стічними водами у поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка надходять забруднюючі речовини, які є основним чинником формування кількісних показників якості води у водосховищі.

Узагальнені показники скидів забруднюючих речовин (за компонентами содового складу та гідрфізичні), що надійшли у 2021 р. з об'ємом стічних вод у поверхневі водні об'єкти в межах верхньої частини Озера Жандарка галузями економіки наведені у табл. 3.5.

Аналізуючи скиди найбільша частка поллютантів у 2021 р. надійшла від об'єктів комунального господарства (90% від загального вмісту скидів мінеральних речовин, 87% загального вмісту сульфатів, 93% хлоридів, 95% завислих речовин).

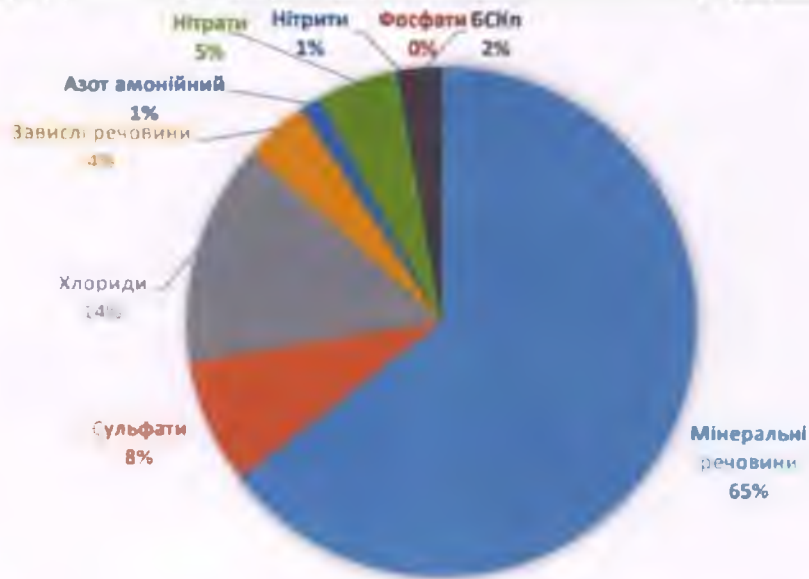


Рисунок 3.3 – Скиди основних забруднюючих речовин у поверхневій воді об'єкти верхньої частини Озера Жандарка в 2021 р., %

Промисловими підприємствами у водний об'єкт було скинуто – 9% сухого залишку, 3% сульфатів, близько 7% хлоридів, 5% завислих речовин, від загальної кількості поллютантів.

Таблиця 3.5 Узагальнені показники скидів забруднюючих речовин (за компонентами сольового складу та гідрофізичні) галузями економіки у 2021 р.

Галузь економіки	Показники забруднюючих речовин та їх кількість, т			
	компоненти сольового складу			Гідрофізичні
	сухий залишок	сульфати	хлориди	завислі
Промисловість	10070	1706	1611	318
Сільське господарство	169	9,0	7,0	4,0
Комунальне	95940	11420	21820	6276

Узагальнені показники скидів забруднюючих речовин (біогенні та гідрохімічні), що надійшли у 2021 р. з об'ємом стічних вод у поверхневі водні об'єкти в межах верхньої частини Озера Жандарка галузями економіки наведені у

табл. 3.6.

Таблиця 3.6 Узагальнені показники скидів забруднюючих речовин (біогенні та гідрохімічні) галузями економіки у 2021 р.

Галузь економіки	Показники забруднюючих речовин та їх кількість, т					
	біогенні та гідрохімічні					
	амонійний азот	нітрати	нітрики	фосфати	ХСК	БСКп
Промисловість	54,0	139	3,0	17,32	880	186
Сільське господарство	1,0	2,0	-	0,358	16,0	7,0
Комунальне господарство	2172	8305	796	523,2	6901	3209
Разом	2227	8446	799	540,88	7797	3402

Аналізуючи скиди забруднюючих речовин за біогенними та гідрохімічними показниками можна стверджувати, що найбільшими забруднювачами водного середовища за даними показниками є об'єкти комунального господарства. Дані підприємствами у водний об'єкт було скинуто: 96% від загального скиду азоту амонійного, 98% нітратів, 99% нітритів,

97% фосфатів, 94% легкоокислюваних органічних забруднень

Узагальнені показники скидів важких металів в поверхневих водах частини Озера Жандарка галузями економіки наведені у табл. 3.7.

Таблиця 3.7 – Узагальнені показники скидів важких металів галузями економіки у 2021 р.

Галузь економіки	Показники забруднюючих речовин та їх кількість, т					
	важкі метали					
	Залізо	мідь	цинк	алюміній	нікель	хром
Промисловість	3,468	0,003	-	-	0,0	0,12
Сільське господарство	0,045	-	-	-	-	-
Комунальне господарство	12,62	1,755	0,250	5,588	0,412	0,395
Разом	16,133	1,758	0,250	5,588	0,412	0,515

Невеликий вміст заліза та хрому зі стічними водами надійшов від промислових підприємств.

Узагальнені показники забруднюючих речовин за вмістом специфічних речовин токсичної дії, що надійшли у 2021 р. у поверхневі водні об'єкти в межах верхньої частини Озера Жандарка галузями економіки наведені у табл.3.8

Таблиця 3.8 – Узагальнені показники скидів специфічних речовин токсичної дії галузями економіки у 2021 р.

Галузь економіки	Показники забруднюючих речовин та їх кількість, т			
	специфічні речовини токсичної дії			
	нафтопродукти	феноли	СПАР	жири і масла
Промисловість	2,033	0,010	1,193	1,523
Сільське господарство	-	-	0,004	-
Комунальне господарство	14,47	-	21,88	-
Разом	16,503	0,010	23,077	1,523

Узагальнені за основними блоками якості води показники забруднюючих речовин, що надійшли в об'ємах стічних вод у водні об'єкти Озера Жандарка у 2021 р. наведені у табл. 3.9.

Таблиця 3.9 – Узагальнені за основними блоками якості води показники забруднюючих речовин по ділянкам Озера Жандарка у 2021 р.

Ділянка озера	Об'єми стічних вод, млн. м ³	Кількість забруднюючих речовин за основними блоками			
		Компоненти сольового складу	Гідрофізичні, біогенні та гідрохімічні	Важкі метали	Специфічні речовини токсичної дії
Вище м. Києва	41,27	27822	3961,4	13,62	2,40
В межах м. Києва	366,8	100139	23706,7	6,886	34,58
Нижче м. Києва	14,31	9915	1205,3	1,853	2,69
Разом	422,38	137876	28873,4	22,359	39,64

Аналізуючи кількість забруднюючих речовин: значна частина (74,27%) забруднюючих речовин надходить з території м. Києва (рис. 3.4). У структурі складу частка компонентів сольового складу складає близько 80,83%, за гідрофізичними, біогенними та гідрохімічними показниками становить 19,13%, частка важких металів та специфічних речовин токсичної дії складає менше 1% від загальної кількості скіннутих забруднюючих речовин.

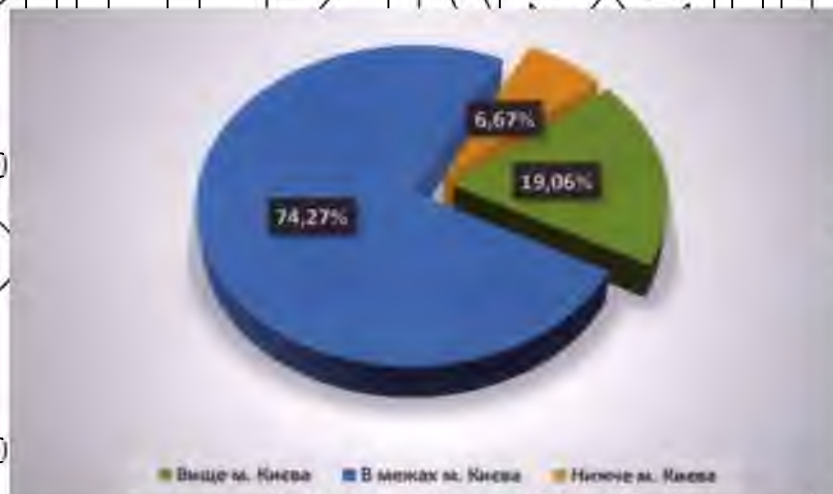


Рисунок 3.4 – Розподіл складів забруднюючих речовин за ділянками озера

Нижче м. Києва у поверхневій водній об'єкті верхньої частини Озера Жандарка надходить 11124,84 т забруднюючих речовин (6,67%). У структурі скиду частка компонентів сольового складу складає близько 89,12%, частка забруднюючих речовин за гідрофізичними, біогенними та гідрохімічними показниками становить 10,83%, частка важких металів та специфічних речовин токсичної дії складає менше 1% від загальної кількості скинутих забруднюючих речовин.

Гідрохімічні спостереження забруднення водного середовища у верхній частині Озера Жандарка, які щорічно виконують гідрометеорологічні організації

Державної служби України з надзвичайних ситуацій, у 2021 р. зафіксували перевищення максимально-разових концентрацій для наступних забруднюючих речовин: нафтопродукти – 6-8 ГДК, азот амонійний – 1-9 ГДК, азот нітритний – 7 ГДК, азот нітритний – 11 ГДК, феноли – 1-6 ГДК, манган – 10 ГДК. Також гідрохімічні спостереження вказують на перевищення середньорічних концентрацій для наступних забруднюючих речовин: нафтопродукти – 2 ГДК, азот амонійний – 1-2 ГДК, азот нітритний – 3 ГДК, феноли – 1-5 ГДК, цинк – 1-3 ГДК, манган – 1-8 ГДК, мідь – 1-10 ГДК [66].

У верхній частині Озера Жандарка було виділено три різні завидом техногенного навантаження ділянки: вище і нижче м. Києва та в межах міста.

На території кожної ділянки водного об'єкта відбір та аналіз проб води за гідрохімічними та гідробіологічними показниками здійснювався по 3 гідростворах на певній ширині водойми: 0,1 км, 0,5 км, 0,9 км. Всього у 2021 р.

було відібрано та проаналізовано 94 проби води, проби відбирались щомісячно.

Ділянка 1. Розташована вище м. Києва. Відбір та аналіз проб води за гідрохімічними та гідробіологічними показниками здійснювався по 3 гідростворах на певній ширині водойми: 0,1 км, 0,5 км, 0,9 км. У межах даної ділянки у озеро впадає р. Десна. Вище м. Києва формується незначна частина (близько 5%) об'єму стоків зворотних вод. Варто зазначити, що близько 36% даного об'єму стоків складають забруднені зворотні води. Основним джерелом забруднення води є підприємства, що розташовані в басейні р. Десни,

стічні води яких разом зі стоком річки надходять в Канівське озеро. Найбільшими з них є Чернігівська ТЕЦ, Чернігівське “Хімволокно”, “Чернігівводоканал”, водоканали і підприємства комунального господарства середніх і малих міст.

Варто зазначити, що вище м. Києва у поверхневі водні об’єкти верхньої частини Озера Жандарка надходить 31799,42 т забруднюючих речовин (19,06% від загальної кількості скинутих забруднюючих речовин).

Ділянка II. Розташована в межах м. Києва. Відбір та аналіз проб води за гідрохімічними та гідробіологічними показниками здійснювався по 3 гідростворах на певній ширині водойми: 0,1 км, 0,5 км, 0,9 км. В межах м. Києва функціонує велика кількість об’єктів народного господарства, стічні води яких є джерелом забруднюючих речовин. Найбільші з них підприємство комунального господарства – ВАТ АК “Київводоканал”, Дарницька ТЕЦ, Київська ТЕЦ-5. На теперішній час в м. Києві функціонує близько 2330 км каналізаційних самопливних мереж і колекторів діаметром 200 – 3100 мм, 29 КНС різної потужності по перекачці стоків на очисні споруди та близько 152 км напірних колекторів, БСА по очищенню стічних вод загальною потужністю 1800 тис. м³/добу (3 блока по 600 тис.м³/добу). Наразі, існуючі споруди біологічної очистки потребують реконструкції через застарілість технології очистки води [67].

Досліджувана ділянка характеризується скидами значної частини (90%) забруднених зворотних вод, скид яких в основному здійснюється з лівобережжя, а деякі з них, здебільшого без очистки, – з правобережжя [68].

У період з 2012 по 2021 рр. істотно підвищилися концентрації таких забруднюючих речовин: азоту амонійного, фосфатів, СПАР, що пов’язано з широким використанням в побуті та різних галузях промисловості синтетичних миючих засобів. Також дана ділянка характеризується значним обсягом скидів забруднюючих речовин – 74,27% від загальної кількості скидів забруднюючих речовин, що надходить у поверхневі водні об’єкти верхньої частини Озера Жандарка. На екологічний стан озера суттєвий вплив мають

техногенно навантажені річки-притоки. Наприклад, на р. Либідь нараховується близько 36 неорганізованих водовипусків, як дощових так і забруднених стічних вод, що значно погіршує водну екосистему даного об'єкта. На р. Дарниця в

межах Києва нараховується близько 22 неорганізованих водовипусків дощових вод [69].

Наразі в м. Києві функціонує 5 очисних споруд дощових вод продуктивністю від 42000 до 125000 м³/добу. Зношеність обладнання та будівель складає від 35 до 80%. Усі очисні споруди були запроєктовані та побудовані

технологічно мало ефективними. У принцип роботи був закладений тільки один

метод очистки – механічний (відстоювання та фільтрування). Конструкційна та технологічна недосконалість та зайняття великої площі призводить до очищення зливових вод екстенсивним шляхом. Зливові води мають великий ступінь

небезпеки, оскільки води, що потрапляють на очистку забруднені сміттям,

продуктами руйнування дорожніх покриттів, ерозій ґрунтів, розливів

нафтопродуктів, продуктами викидів в атмосферу полотантів промисловими підприємствами, автотранспортом та іншим [70].

Ділянка III. Розташована нижче м. Києва. Відбір та аналіз проб води за

гідрохімічними та гідробіологічними показниками здійснювався по 3

гідростворах на певній ширині водойми: 0,1 км, 0,5 км, 0,9 км. Характеризується

надходженням близько 7% забруднених стоків від підприємств народного господарства. Дана ділянка характеризується наявністю сільськогосподарських

об'єктів, особливого розвитку набуло рибництво. Скиди даних підприємств

належать до “нормативно чистих без очистки”. Об'єм скидів зворотних вод у

поверхневі водні об'єкти верхньої частини Озера Жандарка на даній ділянці у

2021 р. становив близько 36% від загального об'єму скидів зворотних вод. У

структурі скиду частка забруднених стоків складає менше 1%.

4.2 Використання ГЕП для оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем

Використовуючи ГЕП можна провести оцінку буферної здатності водної екосистеми, встановити допустимий антропогенний вплив на водне середовище з метою збереження екологічної рівноваги та стійкого розвитку водних об'єктів [71].

Нераціональне і надмірне розорювання території водозаборів, зменшення їх залісненості, також призводять до активізації процесів зниження гідроекологічного потенціалу водних об'єктів. Як наслідок, відбуваються зміни характеру прояву та інтенсивності гідроекологічних процесів, спостерігаються суттєві зміни в стійкості басейнових систем, відбувається деградація і відмирання малих водотоків, погіршується загальна екологічна ситуація водного середовища. Наведені явища можуть бути досліджені та в значній мірі прогнозовані за допомогою оцінки нульового гідроекологічного потенціалу (екологічно допустимих витрат), які є одними з найголовніших індикаторів гідролого-екологічного стану водної екосистеми.

Таким чином, екологічна ємність водного середовища визначає його стійкість до впливу природних і антропогенних чинників. Кожному типу водного середовища відповідає його певна екологічна ємність – гідроекологічний потенціал, який має стати інструментом регулювання техногенного навантаження на водну екосистему [72].

4.3 Визначення індексу гідроекологічного потенціалу водного середовища

Для забезпечення екологічного благополуччя водних об'єктів повинні бути розроблені нормативи, які характеризують стійкість водних екосистем та методи їх оцінки [73].

Комплексним показником оцінки якості води, що визначає ємність ГЕП

водної екосистеми у даному випадку виступає індекс гідроекологічного потенціалу [74]. Даний показник дозволяє провести оцінку впливу підприємств народного господарства на стан водної екосистеми та провести порівняння якості

води різних ділянок водного об'єкта (наприклад, вище і нижче скиду стічних вод). Використання ІГЕП дозволяє оцінити динаміку зміни якості водних об'єктів у часі та встановити фонові показники природних водних об'єктів, виявити багаторічні тенденції змін якості природних вод.

ІГЕП був використаний для визначення і оцінки параметрів водних екосистем Карпатського регіону, аналізу гідроенергетичних ресурсів водойм

басейнів таких річок, як Тиса, Прут і Дністер. На основі проведених розрахунків були розроблені математичні моделі гідроекологічної системи р. Прут. Використання даного показника дозволило проаналізувати закономірності розподілу параметрів гідроекологічної системи у часі та просторі, провести екологічну

оцінку техногенних впливів на водну екосистему, оцінку впливів на навколишнє середовище в результаті впровадження програми розвитку малої гідроенергетики. Також використання ІГЕП надало можливість проведення оцінки впливу на водні екосистеми об'єктів туристичного та нафтогазопромислових комплексів [75].

Отримані результати слугують для впровадження системи екологічної безпеки водного середовища в Карпатському регіоні. Розраховані значення ІГЕП можуть бути використані при проектуванні та побудові об'єктів гідроенергетики в басейнах річок Тиси, Пруту та Дністра.

Індекс ІГЕП розраховується за формулою [76]:

$$ІГЕП = \frac{\sum_{i=1}^j K_{зп} - \sum_{i=1}^k K_{дз}}{n} = \frac{\sum_{i=1}^m \frac{ДДК}{C_{ф}} - \sum_{i=1}^n \frac{C_{ф}}{ГДК}}{n},$$

де $K_{зп}$ – коефіцієнти запасу показників (відносна величина резервної потужності);

$K_{дз}$ – коефіцієнти дефіциту запасу показників (відносна величина нестачі резерву);

S_f – фактичні значення показників (концентрації, одиниці бали);

ГДК – гранично допустима концентрація речовин у воді;

n – кількість показників ($n \in j+k$).

При визначенні ПЕП враховуються різноманітні показники: органолептичні, фізичні, хімічні, гідробіологічні. Кількість показників, що необхідні для розрахунку індексу складає не менше десяти, незалежно від того перевищують вони допустимі значення чи ні. Обов'язково мають враховуватися наступні показники гідрохімічної, трофо-сапробіологічної та токсикологічної

груп: розчинений кисень, ХСК, рН, мінералізація, БСК₅. Також обов'язково повинні бути включені всі показники, значення яких перевищують оптимальні фонові ГДК.

Виключення складають ті показники якості, для яких встановлений нижній поріг, тобто перевищення ГДК є бажаним (наприклад, вміст розчиненого кисню) [77]. Враховуючи те, що величина біохімічного споживання кисню за 5 діб (БСК₅) є інтегральним показником наявності легкоокиснюваних органічних речовин (ГДК для БСК₅ становить 3 мгО₂/дм³) і те, що зі зростанням вмісту легкоокиснюваних органічних речовин і зменшенням вмісту розчиненого кисню якість води знижується непропорційно різко, нормативи для цих показників при розрахунку ПЕП використовуються дещо інші, ніж ГДК (табл. 3.10).

Таблиця 3.10 – Нормативи якості для розчиненого кисню та БСК₅ залежно від фактичних значень

Фактичне значення БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Норматив якості, мгО ₂ /дм ³	Фактичне значення розчиненого О ₂ , мг/дм ³	Норматив якості, мг/дм ³
≤ 3	3	> 6	4
3-15	2	5-6	12
> 15	1	4-5	20
		3-4	30
		2-3	40
		1-2	50
		0-1	60

4.4 Інтегральна оцінка стану водної екосистеми

Для оцінювання стану водної екосистеми, встановлення категорії природно-техногенної безпеки водного об'єкта та здатності водної екосистеми до самоочищення Л. М. Архиповою у 2011 р. була запропонована методика «Оцінки гідроекологічного потенціалу, здатності водних екосистем до самоочищення та стану водного середовища» [78].

Дана методика ґрунтується на розрахунку показника ПГЕП, згідно зі значенням якого встановлюється гідроекологічний потенціал водного об'єкта, категорія природно-техногенної безпеки та стан водної екосистеми. Здатність водойми до самоочищення значною мірою залежить від розвитку, видового складу та структури гідробіонтів, тому дана характеристика водної екосистеми визначається на основні показників фітопланктону.

Для оцінки гідроекологічного потенціалу водного об'єкта, визначення категорії природно-техногенної безпеки та здатності водної екосистеми до самоочищення пропонується використовувати наступну оцінювальну шкалу (табл. 3.11).

Таблиця 3.11 – Шкала оцінки ГЕП, здатності водної екосистеми до самоочищення, категорії природно-техногенної безпеки водного об'єкта та екологічного стану водного середовища (за Л. М. Архиповою)

Діапазон чисельних значень ПГЕП	Оцінка ГЕП	Здатність ВЕ до самоочищення	Категорія ПТБ ВЕ	Стан ВЕ
$5 < ПГЕП$	Фонова зона буферності	Максимальна	Еталонна	Сприятливий
$3 < ПГЕП \leq 5$	Зона оптимуму потенціалу	Висока	Висока	Оптимальний
$1 < ПГЕП \leq 3$	Напруження адаптації	Середня	Задовільна	Насторожуючий
$-1 < ПГЕП \leq 1$	Зона песимуму	Низька	Незадовільна	Конфліктний
$-3 < ПГЕП \leq -1$	Критичний стан	Мінімальна	Критична	Критичний
$-5 < ПГЕП \leq -3$	Кризовий стан (зона екологічного лиха)	Відсутня	Катастрофічна	Небезпечний

4.5 Результати дослідження та їх аналіз

Фактографічною базою досліджень для розрахунку показника ПГЕП стали дані екологічного моніторингу за гідрохімічними та гідробіологічними показниками по 9 гідростворам верхньої частини Озера Жандарка за період 2010 – 2021 рр., які були отримані в архіві Центральної геофізичної обсерваторії [79].

Індекс гідроекологічного потенціалу розраховувався на основі 22 показників, серед яких:

1. Показники сольового складу: загальна мінералізація, вміст хлоридів та сульфатів.

2. Трофо-сапробіологічні показники: завислі речовини, концентрація розчиненого кисню, вміст у сполук азоту, фосфору, хімічне споживання кисню (ХСК), біохімічне споживання кисню за 5 діб (БСК₅).

3. Вміст специфічних речовин токсичної і радіаційної дії: вміст сполук заліза, міді, марганцю, цинку, хрому, вміст фенолів, нафтопродуктів, синтетичних поверхнево-активних речовин.

4. Гідробіологічні показники: чисельність видів, чисельність внутрішньовидових таксонів, індекс Шенона за чисельністю та біомасою, індекс сапробності за системою Пантле-Букка.

Узагальнені середньорічні значення показника ПГЕП за ділянками верхньої частини Озера Жандарка наведені у табл. 3.12

Таблиця 3.12 – Середньорічні значення показника ПГЕП за ділянками Озера Жандарка у 2012 – 2021 рр.

Ділянка Озеро	Середньорічні значення показника ПГЕП					
	2012	2013	2014	2015	2016	2021
Вище м. Києва	2,357	2,077	2,457	2,357	2,643	2,593
В межах м. Києва	2,673	2,460	2,767	2,673	2,940	2,802
Нижче м. Києва	2,030	1,895	2,273	2,030	2,416	2,169

Аналізуючи середньорічні значення показника ІГЕП за ділянками Озера Жандарка у 2012 – 2021 рр. можна зробити висновок, що найвищі значення показника ІГЕП спостерігаються на ділянці, що розташована у межах м. Києва

(рис. 3.5).

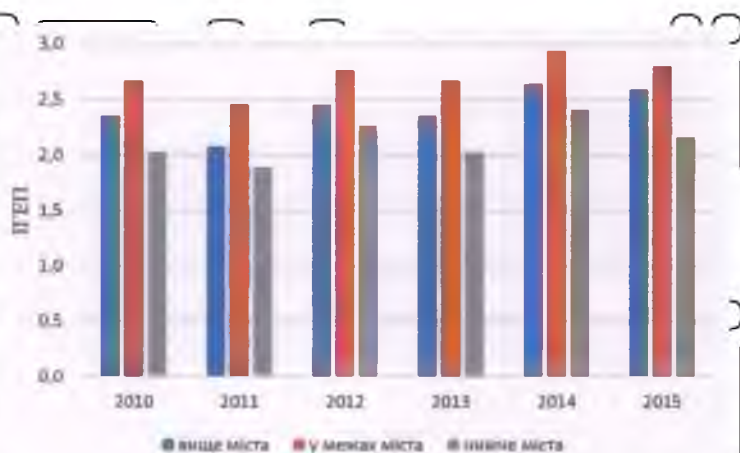


Рис. 3.5 – Середньорічні значення показника ІГЕП у 2012 – 2021 рр. Аналіз

отриманих значень показників ІГЕП у 2021 р. показує (табл. 3.13), що найнижчий рівень ГЕП характерний для ділянок, що розташовані: 1,5 км вище м. Київ 0,1 ш – пов'язаний з впливом стоків м. Вишгород та гирла р. Десна; 6 км нижче м. Київ 0,5 ш, 0,9 ш – пов'язаний з впливом стічних вод промислових та комунально-побутових підприємств міста

Таблиця 3.13 – Результати розрахунку ІГЕП для досліджуваних ділянок верхньої частини Озера Жандарка

№ п/п	Місця відбору проб води	ІГЕП за сезоном року			
		Весна	Літо	Осінь	Зима
1	1,5 км вище м. Київ 0,1 ш	1,915	3,085	2,660	1,540
2	1,5 км вище м. Київ 0,5 ш	2,221	3,601	3,467	2,398
3	1,5 км вище м. Київ 0,9 ш	1567	3,146	3,356	2,154
4	В межах м. Київ 0,1 ш	0,765	4,825	3,084	2,081
5	В межах м. Київ 0,5 ш	2,620	4,543	2,760	2,026
6	В межах м. Київ 0,9 ш	0,736	5,584	3,221	1,379
7	6 км нижче м. Київ 0,1 ш	2,736	4,210	3,122	2,358
8	6 км нижче м. Київ 0,5 ш	1,237	1,827	1,495	1,172
9	6 км нижче м. Київ 0,9 ш	1,142	2,158	3,003	1,571

Результати розрахунку ІГЕП можна представити наочно у вигляді кривих, що відображають залежність ІГЕП від місяця відбору проби води по сезонам (рис. 3.6)

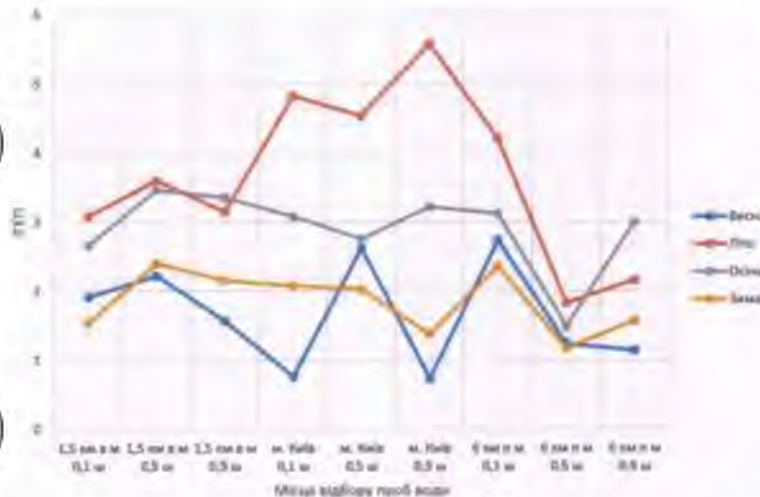


Рисунок 3.6 – Залежність ІГЕП від місяця відбору проби води по сезонам

Найнижчі показники ІГЕП на рівні 0,736 – 2,736, оцінені як “зона песимуму потенціалу” – “напруження адаптації” спостерігається навесні, що пов'язано з процесом скресання льоду, великою каламутністю води під час весняної повені. В цей період року спостерігається максимальна кількість наносів, які згодом, розчиняючись у воді, зменшують індекс гідроекологічного потенціалу.

Значення показників ІГЕП оцінені як “напруження адаптації” (1,172 – 2,358) спостерігаються взимку, що пов'язано з періодом межені, погіршенням кисневого режиму внаслідок льодоставу, збільшенням мінералізації води.

Восени діапазон значень ІГЕП становить 1,495 – 3,467, тобто гідроекологічний потенціал в деяких місяцях відбору води характеризується оптимумом потенціалу ($3 < \text{ІГЕП} \leq 5$), в цілому за відібраними пробами води екологічна обстановка характеризується як: “напруження адаптації”.

Найвищі показники ІГЕП на рівні 1,82 – 5,58 оцінені як “зона оптимуму” – “фонова зона” спостерігаються влітку. Це пояснюється, тим, що при підвищенні температури води швидкість хімічних реакцій збільшується, тобто процеси

самоочищення відбуваються більш інтенсивно. Цьому процесу також сприяє підвищена кількість сонячних днів, які підсилюють процеси фотосинтезу, насичення водою розчиненим киснем тощо.

Найвищі показники ІГЕП, як було зазначено вище, спостерігаються в літній період, що пов'язано з формуванням самоочисного потенціалу у водній екосистемі. Значна роль у даному процесі належить фітопланктону, його видовому різноманіттю, структурно-функціональним характеристикам, основним показникам розвитку водної біоти.

Висновки до розділу 3

1. Індекс гідроекологічного потенціалу є комплексним показником, що відображає екологічну ємність водного середовища. Розрахунок даного індексу дає змогу оцінити ІГЕП водної екосистеми.

2. Згідно розрахованого середньорічного значення показника ІГЕП встановлено, що досліджувана ділянка Озера Жандарка (згідно методики Л.М. Архипової) характеризується насторожливим екологічним станом водного середовища, середньою здатністю водної екосистеми до самоочищення, ІГЕП оцінюється як напруження адаптації.

3. Найвищі значення показників ІГЕП спостерігаються в літній період, згідно з якими гідроекологічний потенціал оцінюється як зона оптимуму потенціалу, здатність водної екосистеми до самоочищення – висока, категорія природно- техногенної безпеки водної екосистеми – висока, оптимальний екологічний стан водного об'єкта.

4. Таким чином, біоіндикаційна оцінка природно-техногенної безпеки верхньої частини Озера Жандарка з використанням ІГЕП дозволяє виявити здатність водного середовища до самоочищення. Результати проведення даної оцінки дозволять здійснити гідроекологічний прогноз розвитку водної екосистеми в часі за умови збереження існуючого рівня антропогенного навантаження.

ВИСНОВКИ

НУБІП України

У магістерській роботі наведено теоретичне узагальнення біоіндикаційних методів оцінювання природно-техногенної безпеки водних екосистем за основними показниками фітопланктону. На підставі проведених досліджень можна зробити наступні висновки:

НУБІП України

1. Уперше для досліджуваної ділянки Озера Жандарка обґрунтовано можливість використання показника гідроекологічного потенціалу для оцінювання стану водної екосистеми. Даний показник встановлює допустимий

НУБІП України

антропогенний вплив на водну екосистему з метою збереження екологічної рівноваги та стійкого розвитку водних об'єктів, тому його найбільш доцільно використовувати з метою здійснення оцінки природно-техногенної безпеки водної екосистеми.

НУБІП України

2. Основний внесок у забруднення водного середовища верхньої частини Канівського озера належить об'єктам комунального господарства. У розрізі водогосподарських ділянок верхньої частини Озера Жандарка визначна кількість забруднюючих стічних вод надходить на ділянці водного об'єкта, що розташована в межах м. Києва.

НУБІП України

3. Згідно розрахованого середньорічного значення показника ГЕП встановлено, що досліджувана ділянка Озера Жандарка (згідно методики Л.М. Архипової) характеризується наступною екологічним станом водного середовища, середньою здатністю водної екосистеми до самоочищення, задовільною категорією природно-техногенної безпеки водойми. ГЕП оцінюється як напруження адаптації.

НУБІП України

4. Найвищі значення показників ГЕП спостерігаються влітній період, згідно з якими гідроекологічний потенціал оцінюється як зона оптимуму потенціалу, здатність водної екосистеми до самоочищення – висока, категорія

НУБІП України

природно-техногенної безпеки водної екосистеми – висока, оптимальний екологічний стан водного об'єкта. Значення показників ГЕП, відмінні від середньорічних, пов'язані з формуванням самоочищення потенціалу у водній

екосистемі.

5. Біоіндикаційна оцінка природно-техногенної безпеки верхньої частини Озера Жандарка з використанням УГЕП дозволяє виявити здатність водного середовища до самоочищення, уникаючи трудомістких

експериментальних досліджень. Результати проведення даної оцінки дозволять здійснити гідроекологічний прогноз розвитку водної екосистеми в часі за умови збереження існуючого рівня антропогенного навантаження, можуть бути використані з метою прийняття управлінських рішень та вжиття відповідних заходів для покращення екологічного стану верхньої частини Озера Жандарка.

6. На базі проведеної вартісної оцінки впровадження методу розраховано, що загальні витрати на підготовку та перепідготовку персоналу буде становити 39 500 грн., і приблизний термін введення в дію 5-8 місяців.

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

НУБІП України

ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Абакумова В. А. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Львов: Гидрометеоздат, 1983. 239 с.
2. Адаптація системи моніторингу поверхневих вод Державної гідрометеорологічної служби МНС України до положень Водної Рамкової Директиви ЄС / Н. М. Осадча та ін. Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту. 36 наук. пр. – 2008. 257 с.
3. Артамонов В. И. Растения и чистота природной среды. Москва: Наука, 1986. 325 с.
4. Архипова Л. М. До питання про конструктивну гідроекологію. *Науковий вісник НЛТУ України*; 2008, № 18. 280 с.
5. Архипова Л. М. Екологічні аспекти оцінки якості природних вод: матеріали II-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2009). Вінниця, 2009. С. 103–107.
6. Архипова Л. М. Моделювання гідроекологічного потенціалу. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*; 2010. №1. С. 41-47.
7. Архипова Л. М. Оцінка гідроекологічного потенціалу басейну ріки Свіча в районі розробки нафтогазових родовищ. *Науковий вісник ІФНТУНГ*: 2008, № 2(18). С. 17–20.
8. Архипова Л. М. Природно-техногенна безпека гідроекосистем: монографія. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2011. 366 с.
9. Білявський Г. О. Основи екології: теорія та практикум. Київ: Лібра, 2002. 352 с.
10. Васенко О. Г. Оцінка динаміки якості поверхневих вод басейну р. Дніпро. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, 2001. 398 с.
11. Василенко О. А. Рациональне використання та охорона водних ресурсів. навч. посіб. Рівне: НУВГП, 2007. 246 с.
12. Василенко О. А., Литвиненко Л. Л. Рациональне використання та

охорона водних ресурсів: навч. посіб. Рівне: НУ ВЕН, 2007. 240 с.

13. Васюков А. Е. Химические аспекты экологической безопасности поверхностных. Харьков: Институт монокристалов, 2007. 256 с.

14. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / А. И. Денисова та ін. Київ: Наукова думка, 1989. 216 с.

15. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / А. И. Денисова та ін. Київ: Наук. думка, 1989. 216 с.

16. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды: справочные материалы. / Я. П. Молчанова та ін. Москва: ФОРУМ ИНФА-М, 2007. 192 с.

17. Гідроботаніка: навч. посіб. / Гроховська Ю. Р. та ін. Херсон: ОДДІ-ГІЛОС, 2013. 376 с.

18. Гончарук Є. Г. Комунальна гігієна. К.: Здоров'я, 2003. – 726 с.

19. Гриняч, А. С. Математическое моделирование в экологии Москва: ЮНИТИ, 2002. 254 с.

20. Данилишин Б. М. Наукові основи прогнозування природно-техногенної безпеки. Київ: Лекс Дім, 2004. - 532 с.

21. Данилов-Данильян В. И. Обоснование стратегии управления водными ресурсами. Наука, 2006. 221 с.

22. Дворецкий М. Л. Пособие по вариационной статистике Москва: "Мир", 1975. 186 с.

23. Державний водний кадастр: Щорічні дані про режим та ресурси поверхневих вод суші. *Озера та озера, Басейн Дніпра*. Київ: ЦГО, 2015. 341 с.

24. Державний водний кадастр: Щорічні дані про якість поверхневих вод суші. *Частина 2. Озеро. Випуск 2. Басейн Дніпра (2015)*. Київ: ДСНС ЦГО, 2016.

25. Джефферс Д. О. Введение в системный анализ: применение в экологии. Москва: Мир, 1981. 252 с.

26. Дрейнер Н. Прикладной регрессионный анализ Москва: Финансы и

статистика, 1986. 366 с.

27. Ивантер Э. В., Коросов А. В. Элементарная биометрия: навч. посіб. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2011. 302 с.

28. Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды. Гидрометеиздат, 1984. 560 с.

29. Калинин М. І. Біометрія: підручник. Миколаїв: Вид-во МФ НАУКМА, 2000. 204 с.

30. Караушев А. В. Методические основы оценки и регламентации антропогенного влияния на качество поверхностных вод. Львів: Гидрометиздат, 1987. - 175 с.

31. Картки первинної обробки преб. *Фітопланктон водосховищ Дуїра*. Випуск 2 (2015). Київ: ДСНС ЦГО, 2016.

32. Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Львів: Наука, 1981. 187 с.

33. Качинський А. Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. Київ: НСД, 2001. 312 с.

34. Клименко М. О., Залеский І.І. Екологія людини: навч. пос. Рівне: УДУВГП, 2004. 285 с.

35. Клімат Києва / за ред. В. І. Осадчого, О. О. Косовця, В. М. Бабінченко. Київ: Ніка-Центр, 2010. 320 с.

36. Консевич Л. М. Обґрунтування кореляційного зв'язку річкового стоку з висотою місцевості в Карпатському регіоні. *Наукові записки ТДПУ*: 2003.

№ 2(7).

37. Кудалова Г. І. Теорія економічного аналізу: навч. посіб. Київ: Знання, 2008. 639 с.

38. Лакин Г. Ф., Биометрия Г. Ф. Москва: Высшая школа, 1990. 352 с.

39. Майстренко В. Н. Эколого-аналитический мониторинг стойких органических загрязнений. Лаборатория знаний, 2004. 323 с.

40. Макрофиты - индикаторы изменений природной среды / С. Гейны, К. М. Сытник. Київ: Наук, думка, 1993. 434 с.

41. Мальцев В. Г., Карпова Г. О., Зуб Л. М. Визначення якості води методами біоіндикації: науково-методичний посібник. Київ: Науковий центр екомоніторингу, 2011. 112 с.

42. Меннинг У. Дж., Федер У. А. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений. Львів: Гидрометеоздат, 1985. 243 с.

43. Месарович М. Д., Такахара И. В. Теория иерархических многоуровневых систем. Москва: Мир, 1973. 344 с.

44. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсанта ін.; за заг. ред. В. Д. Романенка. Київ: ЛОГОС, 2006. 408 с.

45. Музієнко М. М., Ольхович О. П. Методи дослідження вищих водних рослин. Київ: Видавництво поліграфічний центр "Київський університет", 2004. 60 с.

46. Оксуюк О. П., Жданова Г. А., Гусинская С. Л., Головка Т. В. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. *Гидробиологический журнал*. 1994. № 3. С. 26-34.

47. Определитель высших растений Украины / за ред.: Ю. Н. Прокудин. Київ: Наук, думка, 1987. 548 с.

48. Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. Москва: Наука, 1982. 288 с.

49. Плохинский Н. А. Биометрия. Москва: Изд-во МГУ, 1970. 324 с.

50. Протасов А. А., Павлюк Т. Е. Использование показателей биоразнообразия для оценки состояния водных объектов и качества воды. *Гидробиологический журнал*. 2004. № 6. С. 3-17.

51. Романенко В. Д. Основы гідроекології. Київ: Наукова думка, 2001. 729 с.

52. Романенко В. Д. Основы гидроэкологии. Київ: Генеза, 2004. 664 с.

53. Садовский В. Н., Юдин Э. Г. Исследования по общей теории. Москва: Прогресс, 1969. 476 с.

54. Слободян В. О. Біоіндикація. Рівне: Полум'я, 2004. 196 с.

55. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. Київ:

Ніка - Центр, 2001. 264 с.

56. Сніжко С. І. Теорія і методи аналізу регіональних гідрохімічних систем: монографія. Київ: Ніка - Центр, 2006. 284 с.

57. Состояние экосистемы Киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования/О. П. Окснюк та ін. Київ: Ін-т гідробіології НАНУ, 1999. 60 с.

58. Состояние экосистемы Киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования / О. П. Окснюк, та ін. Київ: Ін-т гідробіології НАНУ, 1999. 60 с.

59. Спосіб визначення асиміляційного потенціалу у водній системі річки: пат. 94025 Україна: МПК G02N31/28. №U201405131, заявл. 15.05.14; опубл. 27.10.14, Бюл. № 27. 10 с.

60. Спосіб визначення ступеня ураженості водної екосистеми: пат.24345 Україна № 85333; заявл. 11.11.13; опубл. 11.11.13, Бюл. № 14. 41 с.

61. Спосіб оцінки якості поверхневих вод: пат 25354 Україна № 64027; заявл. 11.05.11; опубл. 25.10.11, Бюл. № 20.

62. Сухарев С. М. Основи екології та охорони. Київ: Центр навчальної літератури, 2006. 394 с.

63. Сухарев С. М. Техноекологія та охорона навколишнього середовища. Львів: Новий Світ, 2008. 254 с.

64. Тарасова В. В. Екологічна статистика: підручник. Київ: Центр учбової літератури, 2008. 392 с.

65. Тимченко В. М. Экологическая гидрология водоемов Украины. Київ: Наук. думка, 2006. 383 с.

66. Тимченко В. М., Дубняк Тимченко С. С. Экологические аспекты водного режима Киевского участка Каневского водохранилища. *Гидробиологический журнал*. 2000. №3. С. 57-67.

67. Толстоухов А. В. Екобезпечний розвиток: пошуки стратегій. Київ: Знання України, 2001. 333 с.

68. Удод В. М. Техноекологія. Київ: КНУБА, 2007. 195 с.

69. Український гідрометеорологічний центр URL: <http://www.meteo.gov.ua/>

70. Унифицированные методы исследования качества вод *Атлас сапробных организмов.* /упоряд. В. Агеева. Москва: Изд-во СЭВ, 1977. 324 с.

71. Холл А. Д., Фейджин Р. Е. Исследования по общей теории систем. Москва. Издательство «Прогресс», 1969. 282 с.

72. Хоружая Т. А. Методы оценки экологической опасности. Москва: Экспертное бюро, 1998. 224 с.

73. Черницкая Л. Н. Санитарно-биологическая характеристика р. Днепра на участке Киев. Київ: Наук, думка, 1975. 187 с.

74. Щеляг-Сосонко Ю. Р. Збереження і невиенажливе використання біорізноманіття України: стан та перспективи Київ: Хімджест, 2003. 246 с.

75. Шитиков В. К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.

76. Шмацько В. Г., Нікітін Ю. В. Екологія і організація природоохоронної діяльності. КНТ, 2008. 304 с.

77. Щербак В. І. Гідроекологічні аспекти вирішення проблеми оцінки та зменшення загроз біорізноманіттю континентальних водоем України. Київ: Хімджест, 2003. 273 с.

78. Щербак В. І. Фітопланктон київської ділянки Канівського водоймища та чинники, що його визначають. Київ: Інститут гідробіології НАНУ, 2001. 70 с.

79. Экологические попуски Киевской ГЭС / О. П. Оксиюк та ін. Київ: Ин-т гидробиол НАНУ, 2003. 72 с.