ЗАПОРІЗЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БІОЛОГІЧНИЙ ФАКУЛЬТЕТ

Кафедра загальної та прикладної екології і зоології

Кваліфікаційна робота
бакалавра

на тему: СУЧАСНИЙ СТАН ПРИБЕРЕЖНИХ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ПІВНІЧНОГО ЛОНДОНУ
THE CURRENT STATE OF THE COASTAL AQUATIC ECOSYSTEMS OF NORTHERN LONDON

Виконав: студент 4 курсу, групи 6.1012
спеціальності 101 Екологія
освітньо–професійної програми
Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування
Яблонський М.Д.

Керівник, професор,
професор, д.б.н. Рильський О.Ф.
Рецензент, доцент,
доцент, к.б.н., Горбань В.В.

Запоріжжя – 2026

ЗАПОРІЗЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Біологічний факультет
Кафедра загальної та прикладної екології і зоології
Рівень вищої освіти бакалавр
Спеціальність 101 Екологія
Освітньо–професійна програма Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри загальної та прикладної екології і зоології, д.б.н., професор

О.Ф. Рильський

«__» _вересня_ 2025__року

ЗАВДАННЯ
НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ СТУДЕНТОВІ

Яблонському Михайлу Дмитровичу

1. Тема роботи «Сучасний стан прибережних водних екосистем північного Лондону»

керівник роботи Рильський Олександр Федорович, д.б.н., професор

затверджена наказом ЗНУ від «29» січня 2025 р. № 160–с

2. Строк подання студентом роботи «05» червня 2026 року

3. Вихідні дані до роботи: відкриті дані державного моніторингу Агентства довкілля Великої Британії (Environment Agency), матеріали бази Catchment Data Explorer, наукові публікації та результати громадських спостережень; літературні посилання на авторів.

4. Зміст розрахунково–пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити):

1) оцінити якість води семи поверхневих водних об’єктів північного Лондона (припливної Темзи, ділянок р. Лі, водосховищ Уолтемстоу й Уелш–Гарп, р. Брент і судноплавних каналів) за фізико–хімічними показниками й зіставити їх із класами якості Агентства довкілля та рибогосподарськими нормативами (ГДКр.);

2) розрахувати індекс забруднення води (ІЗВ) за провідними показниками й визначити, які саме чинники зумовлюють погіршення стану кожного об’єкта;

3) простежити просторовий (уздовж течії р. Лі) та часовий (цикли 2019 і 2022 рр.) розподіл показників і доповнити фізико–хімічну оцінку біологічними показниками.

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень): 8 таблиць, 2 рисунки.

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ім'я, по–батькові та посада консультанта	Завдання видав	Завдання прийняв
4	Притула Н. М., к.с/г.н., доцент		

7. Дата видачі завдання 23 вересня 2025 року

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів виконання кваліфікаційної роботи	Строк виконання етапів роботи	Примітки
1	Огляд літературних джерел. Написання огляду наукової літератури	Вересень–листопад 2025 р.	Виконано
2	Вивчення та засвоєння методик оцінки якості води, збір відкритих моніторингових даних	Вересень–грудень 2025 р.	Виконано
3	Засвоєння правил техніки безпеки під час гідроекологічних досліджень	Жовтень–грудень 2025 р.	Виконано
4	Опрацювання та аналіз даних, розрахунок ІЗВ, оформлення результатів	Грудень–березень 2025–2026 рр.	Виконано
5	Оформлення кваліфікаційної роботи	Квітень–травень 2026 р.	Виконано
6	Передзахист кваліфікаційної роботи	Травень 2026 р.	Виконано
7	Рецензування кваліфікаційної роботи	Травень – перша декада червня 2026 р.	Виконано
8	Подання роботи на кафедру	Травень 2026 р.	Виконано
9	Захист кваліфікаційної роботи	Червень 2026 р.	Виконано

Студент_____М. Д. Яблонський

Керівник роботи _____Рильський О.Ф.

Нормоконтроль пройдено

Нормоконтролер Н. М. Притула

РЕФЕРАТ

Кваліфікаційна робота викладена на 63 сторінках, містить 8 таблиць, 3 рисунки. Використано 38 літературних джерел, із них 29 іноземною мовою.

Об’єктом дослідження є поверхневі водні об’єкти північного Лондона: припливна ділянка р. Темза, нижня течія р. Лі, водосховища Уолтемстоу й Уелш–Гарп, р. Брент та судноплавні канали.

Предметом дослідження є рівень забрудненості та екологічний стан цих водойм за фізико–хімічними й біологічними показниками якості води.

Метою роботи є оцінка сучасного екологічного стану прибережних водних екосистем північного Лондона за фізико–хімічними показниками з розрахунком індексу забруднення води (ІЗВ).

Методи дослідження: аналіз, синтез, порівняння й узагальнення; гідрохімічний метод оцінки якості води; розрахунок ІЗВ; статистична обробка даних.

Установлено, що з семи розглянутих об’єктів жоден не досягає високого екологічного стану: доброго досягло лише Уолтемстоуське водосховище (≈14 %), помірного – чотири об’єкти (≈57 %), поганого – дві ділянки нижньої Лі (≈29 %). Провідним чинником погіршення якості є надмірний вміст фосфатів: С/ГДК для р. Лі та р. Брент сягає 11,8.

За ІЗВ водойми віднесено до II–V класів якості: Уолтемстоуське водосховище – II («чиста», 0,66), припливна Темза – III («помірно забруднена», 1,53), три ділянки нижньої Лі – IV («забруднена», 3,66–3,69), р. Брент – V («брудна», 4,37). Розраховані значення узгоджуються з офіційною класифікацією Агентства довкілля.

ПОВЕРХНЕВІ ВОДИ, ПІВНІЧНИЙ ЛОНДОН, р. ТЕМЗА, р. ЛІ, ФІЗИКО–ХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ, ЯКІСТЬ ВОДИ, ІНДЕКС ЗАБРУДНЕННЯ ВОДИ, ФОСФАТИ

ABSTRACT

The qualification work is presented on 63 pages and contains 8 tables and 3 figures. A total of 38 references were used, 29 of them in a foreign language.

The object of the study is the surface water bodies of northern London: the tidal reach of the River Thames, the lower River Lea, the Walthamstow and Welsh Harp reservoirs, the River Brent, and the navigable canals.

The subject of the study is the level of pollution and the ecological status of these water bodies according to physicochemical and biological water–quality indicators.

The aim of the work is to assess the current ecological status of the coastal aquatic ecosystems of northern London by physicochemical indicators, with calculation of the water pollution index (WPI).

Research methods: analysis, synthesis, comparison and generalisation; the hydrochemical method of water–quality assessment; calculation of the WPI; and statistical data processing.

It was established that none of the seven water bodies examined reaches high ecological status: only the Walthamstow reservoir reaches good status (≈14 %), four objects are moderate (≈57 %), and two reaches of the lower Lea are poor (≈29 %). The leading factor of deterioration is excessive phosphate content: the C/MPC ratio for the Lea and the Brent reaches 11.8.

By the WPI, the water bodies fall into classes II–V: the Walthamstow reservoir – II («clean», 0.66), the tidal Thames – III («moderately polluted», 1.53), three reaches of the lower Lea – IV («polluted», 3.66–3.69), and the River Brent – V («dirty», 4.37). The calculated values agree with the official classification of the Environment Agency.

SURFACE WATERS, NORTHERN LONDON, RIVER THAMES, RIVER LEA, PHYSICOCHEMICAL INDICATORS, WATER QUALITY, WATER POLLUTION INDEX, PHOSPHATES

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ 7
ВСТУП 8
РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД НАУКОВОЇ ЛІТЕРАТУРИ 11
1.1 Сучасний стан водних об’єктів урбанізованих територій та джерела їх забруднення 11
1.2 Гідрографічна мережа північного Лондона: р. Темза, р. Лі, канали та водосховища 14
1.3 Нормативна база оцінки якості вод 17
РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ 22
2.1 Фізико–географічна та гідрологічна характеристика району дослідження 22
2.2 Характеристика об’єктів та постів спостереження 24
2.3 Методи оцінки якості поверхневих вод за фізико–хімічними показниками 28
РОЗДІЛ 3 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ 32
3.1 Оцінка якості води водних об’єктів північного Лондона за фізико–хімічними показниками 32
3.2 Просторовий та часовий розподіл показників: порівняння постів і років 40
3.3 Класифікація екологічного стану вод за нормативами та порівняння з літературними даними 43
3.4 Оцінка стану водойм за біологічними показниками 46
РОЗДІЛ 4 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА БЕЗПЕКА В НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЯХ 50
4.1 Аналіз умов праці та потенційних шкідливих чинників 50
4.2 Заходи безпеки при польових та лабораторних дослідженнях 53
ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ 56
ВИСНОВКИ 57
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ 59

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

$БСК_5$ – біохімічне споживання кисню за 5 діб

ГДК – гранично допустима концентрація

ГДКр. – гранично допустима концентрація для водойм рибогосподарського призначення

ІЗВ – індекс забруднення води

ХСК – хімічне споживання кисню

CaBA – Catchment–Based Approach (підхід до управління якістю вод на рівні водозбору)

CSO – combined sewer overflow (перелив об'єднаної каналізаційної мережі)

DEFRA – Department for Environment, Food & Rural Affairs (Міністерство довкілля, продовольства та сільського господарства Великої Британії)

EA – Environment Agency (Агентство довкілля Великої Британії)

EDM – Event Duration Monitoring (моніторинг тривалості скидів зливових переливів)

SRP – soluble reactive phosphorus (розчинний реактивний фосфор)

SSSI – Site of Special Scientific Interest (територія особливого наукового інтересу)

WFD – Water Framework Directive (Водна рамкова директива, Директива 2000/60/EC)

ZSL – Zoological Society of London (Лондонське зоологічне товариство)

ВСТУП

Стан поверхневих вод великих міст є важливою екологічною проблемою. Міський водотік відрізняється від природного: його гідрологічний режим, форма русла й хімічний склад води залежать від переливів каналізації, поверхневого стоку з доріг і забудови, зарегульованості та накопичення біогенних елементів і мікропластику. У великому місті ці чинники діють одночасно, тому якість води оцінюють за комплексом фізико–хімічних і біологічних показників.

Північний Лондон – показова така територія. Тут поряд розташовані різнотипні водойми: велика припливна річка, мала каналізована річка, штучні водосховища й судноплавні канали, що зручно для порівняльного аналізу.

Питання моніторингу екологічного стану водойм та оцінки якості води за гідрохімічними індексами в останні роки набуло пріоритетного значення в наукових дослідженнях. Методичні засади гідроекологічної оцінки якості поверхневих вод розробляли В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк, В. К. Хільчевський, В. І. Осадчий, С. І. Сніжко та інші фахівці; стан водойм басейну Темзи й річки Лі за фізико–хімічними, біологічними та санітарними показниками висвітлено в працях M. J. Bowes, H. P. Jarvie, C. Neal, A. R. McGoran, у звітах Агентства довкілля та Лондонського зоологічного товариства. Проте узагальненої оцінки стану прибережних водойм північного Лондона за єдиною методикою – з порівнянням за класами якості та індексом забруднення води – в україномовній літературі досі немає.

Актуальність роботи зумовлена тим, що оцінку забрудненості поверхневих вод дедалі частіше виконують за фізико–хімічними показниками з використанням інтегральних індексів, які дають змогу звести різнорідні дані до одного числа й прямо порівняти різнотипні водойми між собою. Для північного Лондона, де поряд із багаторічним скороченням скидів фосфору загострюються кліматичні чинники, така оцінка має й самостійне практичне значення.

Метою кваліфікаційної роботи є оцінка сучасного екологічного стану прибережних водних екосистем північного Лондона на основі аналізу рівня їх забрудненості за фізико–хімічними показниками з розрахунком індексу забруднення води.

Для досягнення поставленої мети було сформовано та виконано такі *завдання:*

1) оцінити якість води семи поверхневих водних об’єктів північного Лондона за фізико–хімічними показниками й зіставити фактичні значення з класами якості Агентства довкілля та рибогосподарськими нормативами (ГДКр.);

2) розрахувати індекс забруднення води та визначити, які саме фізико–хімічні показники зумовлюють погіршення стану кожного об’єкта;

3) простежити просторовий розподіл показників уздовж течії р. Лі та їх часову динаміку за циклами державного моніторингу 2019 і 2022 рр.;

4) доповнити фізико–хімічну оцінку біологічними показниками й порівняти отримані результати з літературними даними.

5) доповнити фізико-хімічну оцінку біологічними показниками та порівняти отримані результати з літературними даними.

Об’єктом дослідження є поверхневі водні об’єкти північного Лондона: припливна ділянка р. Темза, ділянки нижньої течії р. Лі, водосховища Уолтемстоу й Уелш–Гарп, р. Брент та судноплавні канали.

Предметом дослідження є рівень забрудненості та екологічний стан цих водойм за фізико–хімічними й біологічними показниками якості води.

Методи дослідження. У роботі застосовано загальнонаукові методи (аналіз, синтез, порівняння, узагальнення), гідрохімічний метод оцінки якості води за фізико–хімічними показниками з порівнянням фактичних концентрацій із нормативами, розрахунковий метод визначення індексу забруднення води та статистичну обробку даних державного моніторингу.

Наукова новизна полягає в тому, що вперше за єдиною методикою виконано порівняльну оцінку сучасного екологічного стану семи різнотипних водойм

північного Лондона з одночасним зіставленням за класами Агентства довкілля та розрахованим індексом забруднення води; кількісно показано визначальну роль фосфатного забруднення (С/ГДК до 11,8) і виокремлено провідні чинники погіршення стану для кожного об’єкта.

Практичне значення отриманих результатів полягає в тому, що виявлені закономірності та провідні чинники забруднення можуть бути використані для обґрунтування природоохоронних заходів щодо поліпшення якості води – насамперед скорочення надходження сполук фосфору й переливів каналізації. Матеріали роботи також можуть бути використані в навчальному процесі під час підготовки фахівців у галузі екології та охорони навколишнього середовища, зокрема в курсах гідроекології та урбоекології.

1 ОГЛЯД НАУКОВОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1.1 Сучасний стан водних об’єктів урбанізованих територій та джерела їх забруднення

Міська річка – це вже не цілком природний об’єкт. Урбанізована водна екосистема докорінно відрізняється від природної: її гідрологічний режим, морфологія русла та хімічний склад води формуються вже не стільки природними чинниками, скільки тривалим і різнобічним антропогенним втручанням. У межах міста природний ландшафт замінюється забудованими й заасфальтованими поверхнями, береги річок облицьовуються бетоном, русла спрямлюються та поглиблюються задля судноплавства, а живлення водойм значною мірою забезпечується скидами систем водовідведення. Через це здатність водного об’єкта до самоочищення суттєво знижується, і навіть помірне надходження забруднюючих речовин спричиняє погіршення екологічного стану [7].

Здатність водойми до самоочищення залежить від гідробіонтів. Водні організми переробляють органічні речовини в мінеральну форму, а окиснення органіки відбувається завдяки спільній дії бактерій і водоростей. За надмірного надходження токсикантів активність бактерій пригнічується, непереробленa органіка накопичується, і у великому місті водойма поступово втрачає здатність до самоочищення [7].

У понятті «чиста вода» на сучасному рівні закладено фізичні, хімічні й біологічні критерії. Забруднення водного об’єкта впізнають за кількома ознаками:

– появу плаваючих речовин на поверхні води та відкладання наносів і осаду на дні водойми;

– зміну фізичних властивостей води – прозорості, кольору, появу стороннього запаху й присмаку;

– зміну хімічного складу води та зменшення вмісту розчиненого кисню;

– збільшення вмісту токсичних речовин і мінеральних домішок;

– зміну видового складу й чисельності мікроорганізмів, появу хвороботворних бактерій унаслідок надходження стічних вод.

Джерела забруднення поверхневих вод поділяють на зовнішні (алохтонні) та внутрішньоводні (автохтонні), а за походженням – на природні й антропогенні. Для урбанізованих водойм визначальними є антропогенні джерела – скиди комунальних стоків і забруднений поверхневий стік із забудованих територій; вплив берегових схилів тут здебільшого нейтралізований бетонним облицюванням русел.

Північний Лондон – наочний приклад. Загальний фон тут несприятливий: за результатами державного оцінювання лише близько 16 % поверхневих водних об'єктів країни мають добрий або високий екологічний стан, причому за попередній цикл цей показник був навіть дещо вищим (17 %) [15]. Із 4 679 поверхневих водойм у доброму чи високому стані перебуває лише 751 об’єкт [15; 13]. Жоден із водних об’єктів у межах міста не досягає доброго хімічного стану, і причина для річок, каналів і водосховищ спільна: багаторічне поєднання скидів каналізації, поверхневого стоку й фізичних змін русла.

Провідним джерелом забруднення міських водотоків залишаються переливи об'єднаної каналізаційної мережі, де побутові й дощові стоки відводяться спільними колекторами: під час інтенсивних опадів надлишок неочищених вод скидається в річки. За даними Агентства довкілля, у 2023 р. в Англії зафіксовано 464 056 скидів неочищених вод тривалістю 3 606 170 годин – на 54 % більше за 301 091 скид 2022 р.; значну частину приросту пояснюють завершене до кінця 2023 р. 100 %–не охоплення переливів моніторингом і те, що 2023 р. став шостим найдощовішим в історії спостережень. У 2024 р. кількість скидів знизилася на 2,9 % [16].

Ключовий вузол усієї системи – найбільші в Європі очисні споруди, розташовані на сході міста поблизу впадіння річки Лі в Темзу й розрахованих на

обслуговування близько 3,5 млн мешканців (з нарощенням до ≈4 млн після модернізації). До них прокладено глибокий перехоплювальний тунель [33; 13], що історично відводив більшу частину переливів цієї частини міста. На цей вузол замикається значна частка скидів, які визначають якість води нижньої течії Лі та припливної ділянки Темзи. Громадські природоохоронні спостереження засвідчують, що провідними шляхами забруднення річки Лі є неправильні підключення побутових стоків до зливової мережі, поверхневий стік із автомобільних доріг та переливи каналізації. За даними громадської моніторингової програми Thames21, що з 2008 р. спільно з лабораторією Університетського коледжу Лондона (UCL) відбирає проби на дев'яти ділянках Лі від Тоттенгема до Bow Locks, рівень фекальної кишкової палички (E. coli) у нижній течії багаторазово перевищує санітарні нормативи (докладніше – у підрозділі 3.1) [34]. Основне джерело – змив неочищених стічних вод після інтенсивних опадів.

Окрема проблема – мікропластик, рівень якого у водах Темзи належить до найвищих серед річок Європи: за вимірюваннями у товщі води концентрація становила близько 24,8 частинки/м³ біля Патні та 14,2 частинки/м³ біля Гринвіча [30] (у середньому ≈19,5 частинки/м³), а в донних відкладах урбанізованої частини річки вміст у кілька разів вищий, ніж у зовнішній частині естуарію [35].

Мікропластик уже виявлено в низці видів риб і ракоподібних Темзи [22; 23; 24]. На відміну від класичних забруднювачів, він майже не розкладається й накопичується у воді та донних відкладах.

Зниження вмісту традиційних забруднювачів не завжди означає поліпшення екологічного стану водойми, оскільки на перший план виходять чинники, пов’язані зі зміною клімату. Багаторічний моніторинг Темзи – найдовший у світі безперервний запис якості води річки – показує, що навантаження фосфором за останні 40 років зменшилося приблизно на 80 % [20]. Завдяки модернізації очисних споруд і впровадженню видалення фосфору. При цьому концентрації фосфору все ще перевищують поріг, за яким стримується

розвиток водоростей, а зростання температури води створює сприятливі умови для цвітіння. Тому, попри скорочення скидів, потенціал росту водоростей не знижується [11; 27].

Отже, стан міських водойм визначається сукупною дією переливів каналізації, поверхневого стоку, зарегульованості русел, мікропластику й кліматичних змін, тому оцінювати його треба за комплексом фізико–хімічних і біологічних показників.

1.2 Гідрографічна мережа північного Лондона: р. Темза, р. Лі (Lea), канали та водосховища

Головною водною артерією є річка Темза (Thames) – найбільша річка Англії, загальна довжина якої становить близько 346 км. Її поділяють на дві різні ділянки: неприпливну, протяжністю близько 237 км до шлюзу Теддінгтон (Teddington), та припливну, завдовжки близько 109 км [29], яка простягається від цього шлюзу до естуарію. Площа водозбору річки сягає майже 9 950 км², а середньорічна кількість опадів у басейні Темзи становить приблизно 690 мм (за різними джерелами ≈688–710 мм). Водний режим Темзи характеризується значними коливаннями витрати: середня витрата біля Теддінгтона за багаторічний період дорівнює приблизно 53–65 $м^3/с$ [26], тоді як у межень вона знижується в кілька разів, а під час сильних зимових паводків зростає на порядок. Ширина русла поступово збільшується вниз за течією – від близько 100 м біля Теддінгтона до приблизно 265 м у районі Лондонського мосту (London Bridge). В межах міста Темза є припливною: величина приплив сягає близько 7 м у сизигію (за оцінками ≈5,5 м у квадратуру), що зумовлює двічі на добу зміну напрямку течії й періодичне надходження солонуватих вод естуарію.

Припливний відрізок Темзи в межах міста належить до істотно змінених водних об’єктів, оскільки його береги укріплені набережними, а гідрологічний режим зарегульований. За сучасною оцінкою екологічний потенціал цієї ділянки визначено як помірний. Біологічні показники тут несподівано непогані: стан риби, донних безхребетних і фітопланктону оцінено як добрий, тоді як знижувальним чинником виступає підвищений вміст сполук неорганічного азоту [13]. Таке поєднання – задовільний біологічний стан при стійкому хімічному навантаженні – характерне для великих припливних річок, де забруднення скорочують поступово.

Другим за значенням водотоком є річка Лі (Lea, у нижній течії – Lee), яка бере початок із крейдяних пагорбів Чилтерн (Chiltern Hills) на висоті близько 115 м у Leagrave (околиця Лутона) над рівнем моря й впадає в припливну Темзу на сході міста. Її довжина становить 68 км, площа водозбору – приблизно 1 420 км², за оцінками, у басейні мешкає близько 1,3–1,4 млн осіб; сама річка забезпечує близько шостої частини питного водопостачання Лондона [13; 29]. Гідрологічний режим Лі змінюється вздовж течії: у верхів’ї живлення відбувається переважно за рахунок крейдяних водоносних горизонтів, що забезпечує відносно стабільну витрату, тоді як у нижній течії, на водонепроникних лондонських глинах, переважає поверхневий стік із вищими паводковими піками та більшим виносом наносів. Нижня течія річки інтенсивно каналізована: тут облаштовано судноплавний рукав із численними шлюзами, а частина стоку відведена у штучні канали ще кілька століть тому задля водопостачання міста.

Екологічний стан різних ділянок річки Лі суттєво різниться. Найгірший стан мають нижні ділянки в межах щільної міської забудови: за сучасною оцінкою екологічний стан відрізка від Тоттенгемських шлюзів (Tottenham Locks) до гирлової частини визначено як поганий, причому за станом рибного населення – також поганий, а за вмістом фосфатів – незадовільний [21]. Водночас низка показників цієї ж ділянки за останні роки покращилася: стан донних безхребетних і розчиненого кисню підвищився з помірного до доброго, а

макрофітів і фітобентосу – з незадовільного до помірного. Суміжний судноплавний рукав на ділянці Енфілд–Тоттенгем (Enfield–Tottenham) оцінено як такий, що має поганий стан за фосфатами та макрофітами, а нижче за течією, поблизу скиду очисних споруд, стан безхребетних залишається незадовільним. У межах одної невеликої річки якість води змінюється на кілька класів за кілька кілометрів – залежно від локального навантаження.

Найбільший комплекс штучних водойм – Уолтемстоуські водосховища (Walthamstow) у долині Лі: десять водойм, споруджених між 1853 і 1904 роками, площею близько 211 га, які щодня дають 440–540 млн л питної води для близько 3,5 млн мешканців північно–східного Лондона. Комплекс має статуси території особливого наукового інтересу, спеціальної зони захисту птахів і водно–болотного угіддя міжнародного значення; тут щороку реєструють близько 140 видів птахів [37]. Одне з водосховищ (код GB30641924) за сучасною оцінкою має добрий екологічний стан – покращення порівняно з попереднім періодом, що вирізняє його на несприятливому тлі регіону.

Другий тип штучної водойми – Уелш–Гарп (Брентське водосховище), споруджене у 1834–1837 рр. перекриттям р. Брент: близько 50 га відкритої води, глибина переважно до 1,24 м, повна ємність 1,6 млн м³. Через мілководність водойма чутлива до евтрофікації; її екологічний стан оцінено як помірний, без змін. Живильний водотік має ще гірші показники: стан безхребетних і фосфатів – незадовільний [12], розчиненого кисню – критично низький, а притока Сілк–Стрім приблизно на дві третини сформована міським поверхневим стоком. Контраст із водосховищем доброго стану показує, що навіть близькі за типом штучні водойми різняться залежно від якості приток.

Влітку у водоймі неодноразово розвивалося масове цвітіння синьо–зелених водоростей – типовий сценарій евтрофікації мілководних міських водойм, за якого надлишок біогенних елементів у поєднанні з підвищенням температури води різко погіршує кисневий режим.

Останній компонент мережі – судноплавні канали Ріджентс (Regent's Canal, довжина близько 13,8 км, судноплавна глибина близько 1,15 м) і Гранд–Юніон, для живлення якого й споруджено Брентське водосховище. Через слабку проточність і надходження поверхневого стоку води каналів мають підвищений вміст сполук азоту й фосфору; органи управління водними шляхами офіційно класифікують лондонські канали як небезпечні для купання [19]. Попри це береги зберігають помітне біорізноманіття – водяні рослини, бабки, а з риб плітка, лящ, піскар і лин.

Риба є інтегральним біологічним показником якості води; стан іхтіофауни досліджених об'єктів детально розглянуто в підрозділі 3.4.

Гідрографічна мережа північного Лондона – це складна система, що поєднує велику припливну річку, малу річку з каналізованою нижньою течією, систему мілководних штучних водосховищ та мережу судноплавних каналів. Спільною рисою всіх цих об’єктів є істотна антропогенна перетвореність та залежність екологічного стану від рівня надходження стічних вод і поверхневого стоку. Між окремими водоймами існують значні відмінності – від доброго стану одного з водосховищ до поганого стану нижньої течії Лі, – тому оцінка має бути диференційованою – окремо для кожного типу об'єкта.

1.3 Нормативна база оцінки якості вод (Водна рамкова директива, класифікація Агентства довкілля.

Сучасна оцінка стану водойм спирається на єдину нормативно–методичну базу – Водну рамкову директиву (Water Framework Directive, WFD; Директива 2000/60/ЕС). Для водних об'єктів Великої Британії, а отже й для водойм північного Лондона, вона є засадничим нормативним документом, ухваленим 23 жовтня 2000 р., що набрав чинності 22 грудня 2000 р. [14] і є чинним дотепер.

WFD запровадила єдиний інтегрований підхід до оцінювання стану всіх типів поверхневих і підземних вод – річок, озер, штучних водойм, перехідних та прибережних – замість роздільних санітарних нормативів для окремих показників. В Англії й Уельсі його положення впроваджено окремими національними правилами 2017 року, які збережено в правовій системі країни й після виходу з Європейського Союзу [38], тож наведена нижче методика залишається чинною основою державного моніторингу.

WFD працює шестирічними циклами планів управління річковими басейнами. Перший завершився наприкінці 2009 р., другий – у 2015 р. (період 2015–2021 рр.), чинні оцінки належать до третього циклу з планами, оновленими наприкінці 2022 р. [29]; наступний перегляд очікується ближче до кінця десятиліття. Така циклічність дозволяє простежувати динаміку стану водойм у часі.

Оцінювання стану водойми ґрунтується на двох паралельних системах показників – екологічному та хімічному стані, кожен з яких визначається незалежно. Екологічний стан характеризує водойму за п’ятьма класами якості:

– високий – близький до природного;

– добрий – незначні відхилення;

– помірний – помітні зміни через антропогенне навантаження;

– поганий – значні зміни біологічних угруповань;

– незадовільний – глибоке порушення структури екосистеми.

Для водних об’єктів, які зазнали істотних фізичних змін або є цілком штучними – а до таких належить більшість водойм північного Лондона, зокрема судноплавні канали, водосховища та каналізовані ділянки річок, – замість екологічного стану визначають екологічний потенціал, оскільки повернення таких об’єктів до природного стану є неможливим без відмови від їх господарського призначення. У цьому разі еталоном слугує не природна водойма, а максимально досяжний за даних умов стан, і метою управління стає досягнення

доброго екологічного потенціалу. Тому для припливної Темзи й штучних водойм у роботі вживається термін «потенціал», а не «стан».

Хімічний стан, на відміну від екологічного, має лише два класи – добрий або незадовільний – і визначається за відповідністю концентрацій пріоритетних і небезпечних речовин установленим нормативам екологічної якості. Діє правило "one out, all out" [14; 36]: загальна оцінка водойми визначається найгіршим із показників. Це правило пояснює, чому навіть за добрих значень більшості елементів водний об’єкт може отримати загальну оцінку помірний або поганий: достатньо, щоб хоча б один показник не відповідав нормативу. Це консервативний підхід – але він вимагає уважного аналізу саме тих показників, що визначили підсумкову оцінку.

Екологічний стан оцінюють за ієрархічним набором елементів, провідні з яких – біологічні: фітопланктон, макрофіти й фітобентос, донні безхребетні та рибне населення. Вони найінтегральніші, бо відображають тривалий сукупний вплив усіх чинників. Фізико–хімічні показники (температура, розчинений кисень, водневий показник, амоній, фосфати, БСК) відіграють підтримну роль, пояснюючи причини біологічного стану; гідроморфологію враховують лише для розмежування високого й доброго класів, а специфічні забруднювачі нормують на рівні річкового басейну.

Для практичної класифікації використовують стандартизовані індекси, що дають змогу переводити результати спостережень у класи якості. Зокрема, стан донних безхребетних оцінюють за спеціальними біотичними індексами, що враховують чутливість окремих груп організмів до забруднення та до зміни швидкості течії; стан макрофітів, діатомових водоростей, рибного населення й фітопланктону озер визначають за відповідними уніфікованими методами. Єдині методики дають змогу зіставляти результати між різними водоймами й роками, що є необхідною умовою коректного порівняння.

Через жорсткі нормативи для повсюдних стійких речовин (ртуть, полібромовані дифенілові етери, перфтороктансульфонат) практично всі

водойми країни не відповідають доброму хімічному стану. Тому для таких об'єктів, як Уелш–Гарп, ділянки Лі чи припливна Темза, хімічний стан у циклі 3 нерідко позначають як «не потребує окремого оцінювання» [13; 29], і це слід враховувати при порівнянні циклів.

Сам моніторинг, за результатами якого встановлюють класи якості, поділяють на три види: наглядовий, що дає загальну картину стану вод великих територій; операційний, спрямований на об’єкти, які не досягають доброго стану; та дослідницький, який застосовують для з’ясування причин забруднення в окремих випадках. Мережу постів спостереження та частоту відбору проб визначає природоохоронний орган – Агентство довкілля, – а всі результати класифікації за кожним водним об’єктом, разом із зазначенням конкретних причин недосягнення доброго стану, оприлюднюються у відкритій державній базі даних із можливістю їх перевірки та вивантаження. Це важливо: всі оцінки в роботі взято безпосередньо з Catchment Data Explorer Агентства довкілля [13], а не з агрегованих джерел.

Базу WFD доповнюють новіші національні інструменти щодо переливів каналізації. План скорочення скидів зливових переливів (Storm Overflows Discharge Reduction Plan, DEFRA, серпень 2022) [32] установлює поетапні цільові показники зменшення частоти й тривалості переливів. Найбільший інфраструктурний захід – тунель Thames Tideway (довжина 25 км, діаметр 7,2 м, глибина 30–70 м під припливною Темзою), який перехоплює 34 найбільш забруднюючих переливи й має скоротити скиди в річку приблизно на 95 %; повну експлуатацію розпочато в лютому 2025 р., загальна вартість – близько £5 млрд [33]. Разом із тунелем Lee Tunnel (6,9 км, 2016 р.) він утворює єдину систему. До цього додалося завершене наприкінці 2023 р. 100 %–не охоплення переливів моніторингом тривалості скидів (EDM) [16].

Новою тенденцією є інтеграція громадського моніторингу з державною системою: ініціативи Catchment–Based Approach (CaBA) стандартизують громадські вимірювання (портативні фотоколориметри для фосфатів, облік

індикаторних безхребетних), щоб їх результати були зіставними з державними даними. Ці джерела використано як основу оцінки стану водойм північного Лондона.

2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Фізико–географічна та гідрологічна характеристика району дослідження

Робота має аналітичний характер. Власний відбір проб води не проводився.

Для аналізу використано відкриті дані державного моніторингу Environment Agency, матеріали Catchment Data Explorer, наукові публікації та результати громадських спостережень. Основна увага була приділена р. Темза, р. Лі, Уолтемстоуським водосховищам, водосховищу Уелш–Гарп і судноплавним каналам північного Лондона.

Район дослідження охоплює північну частину Лондона, розташовану в басейні нижньої Темзи на південному сході Великої Британії. У географічному відношенні місто лежить у межах Лондонського басейну – синклінальна западина, обмежена з півночі Чилтернськими пагорбами (Chiltern Hills), з півдня – Норт–Даунс (North Downs); у центрі переважають еоценові лондонські глини (London Clay), а крейдяні водоносні горизонти виходять на поверхню на околицях басейну. Геологічна будова визначає тип живлення водотоків: на ділянках, де поверхня складена глинами, переважає швидкий поверхневий стік, тоді як там, де відслонюються крейдяні породи, помітну роль відіграє стабільніше підземне живлення. Рельєф території переважно рівнинний, із пологими підвищеннями на півночі, звідки беруть початок малі притоки, що стікають у бік долини Темзи.

Клімат району дослідження помірний морський (за Кеппеном – Cfb) [28], що формується під впливом теплої Північноатлантичної течії та переважно західного переносу повітряних мас. Він характеризується м’якою зимою, прохолодним літом, високою вологістю повітря й рівномірним розподілом опадів упродовж року. Середня температура липня – близько +21 °C (денний максимум до +26 °C), січня – близько +5…+6 °C (з рідкісними короткими морозами), тож

стійкий льодостав на водотоках, як правило, не утворюється, а водойми не пересихають навіть улітку. Це має пряме екологічне значення: водотоки тут є повноводними цілорічно, що забезпечує постійне розбавлення стічних вод, але разом з тим не усуває проблеми забруднення, оскільки обсяг скидів у межах міста залишається значним.

Кількість атмосферних опадів у басейні Темзи становить у середньому близько 688–710 мм на рік [25] і розподіляється відносно рівномірно, без вираженого посушливого сезону. Зволоження території достатнє (коефіцієнт зволоження перевищує одиницю), тому місцеві водотоки повноводні й мають стійкий стік.

При цьому саме рівномірність і значна кількість опадів зумовлюють одну з ключових екологічних проблем території: під час інтенсивних дощів об’єднана каналізаційна мережа міста не справляється з обсягом дощового стоку, унаслідок чого надлишок неочищених вод періодично скидається безпосередньо у водойми. Сприятливий на перший погляд клімат у щільній забудові обертається додатковим навантаженням на водні екосистеми.

Водотоки району дослідження мають змішаний тип живлення з переважанням дощової та підземної складових; снігове живлення відіграє незначну роль через м’якість зими й нестійкість снігового покриву. У верхів’ях, де поширені крейдяні породи, істотну частку стоку забезпечують підземні води, що підтримують відносно стабільну витрату навіть у меженний період; у нижній течії, у межах щільної забудови, зростає роль поверхневого стоку з водонепроникних поверхонь, через що паводкові піки стають вищими, а винос забруднюючих речовин – більшим. Цілорічний стік природно стабільний, але антропогенна перебудова водозборів його сильно змінює.

Основними джерелами забруднення водних об’єктів району дослідження є житлово–комунальне господарство міста та поверхневий стік з урбанізованих територій. У північному Лондоні головну роль відіграють скиди об’єднаної каналізаційної мережі, що під час дощів відводить у річки суміш побутових

стічних і дощових вод, а також змив із доріг та забудованих поверхонь. До водойм у такий спосіб надходять сполуки азоту й фосфору, завислі речовини, нафтопродукти, важкі метали та синтетичні мікрочастинки, а після інтенсивних опадів – і значна кількість мікроорганізмів, зокрема хвороботворних (детальніше – у підрозділі 3.1) [34].

Додатковим чинником є неправильні підключення побутових стоків до зливової мережі, через які забруднені води потрапляють у річки навіть за відсутності опадів.

Загалом екологічний стан водойм району визначається сукупною дією переливів об'єднаної каналізації, поверхневого стоку з доріг і забудови, високої зарегульованості русел, накопичення біогенних елементів і мікропластику та евтрофікації мілководних штучних водойм за підвищення температури води.

Район дослідження – типова урбанізована територія з м’яким вологим кліматом, рівнинним рельєфом і густою, проте значною мірою штучно перетвореною гідрографічною мережею. Повноводні водотоки тут дають достатнє розбавлення стоків – але цього не вистачає, щоб компенсувати постійне забруднення.

2.2 Характеристика об’єктів та постів спостереження.

Об’єктами дослідження були поверхневі водні об’єкти північного Лондона, що належать до різних типів водойм – від великої припливної річки до мілководних штучних водосховищ і судноплавних каналів. Обрано об'єкти різного типу, щоб простежити, як змінюється стан води залежно від типу водойми та навантаження в межах однієї території. Рисунок 2.1

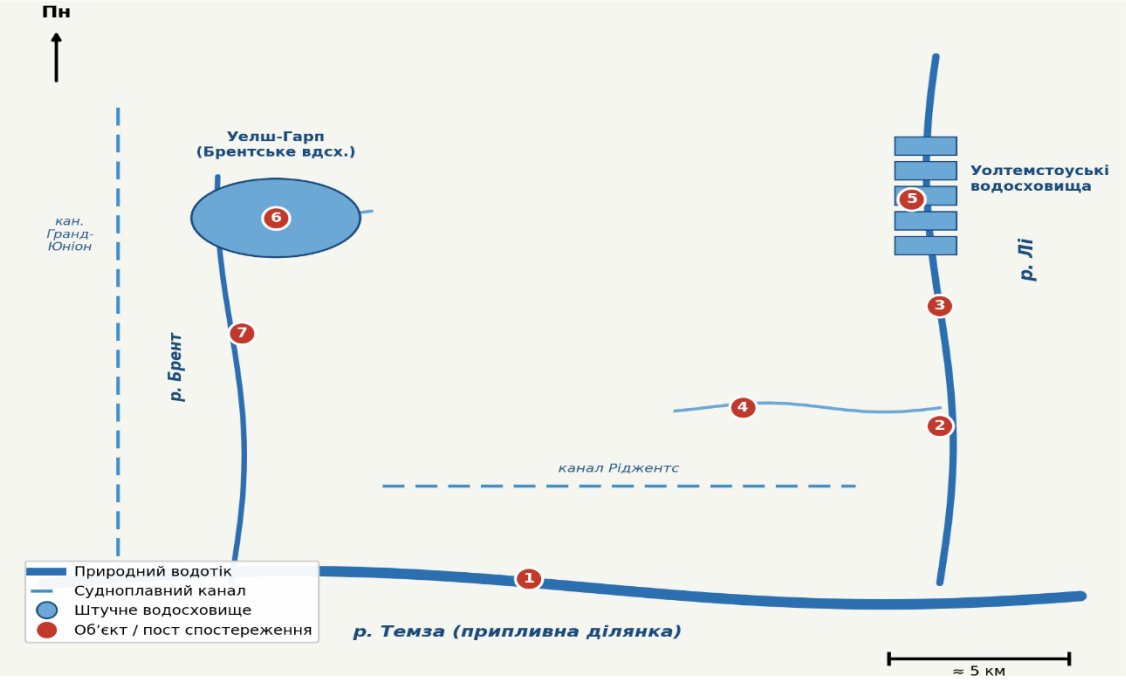


Рисунок 2.1 — Схема розташування об’єктів та постів спостереження у північній частині Лондона (1 — припливна Темза; 2, 3 — ділянки р. Лі; 4 — водотік нижче очисних споруд; 5 — Уолтемстоу № 1; 6 — Уелш-Гарп; 7 — р. Брент)

Для аналізу використано дані державного моніторингу, який здійснює природоохоронний орган Великої Британії – Агентство довкілля (Environment Agency), а також матеріали громадських спостережень, що ведуться силами природоохоронних організацій на річці Лі та прилеглих водотоках. Усі водні об’єкти, про які йдеться нижче, мають у державній базі даних власні унікальні коди [13], за якими в публічній базі Catchment Data Explorer можна знайти класифікацію кожного об'єкта та результати спостережень за кожний звітний рік. Усього розглянуто сім водних об'єктів, кожен з яких представляє окремий тип водойми й має власну мережу постів спостереження.

Перший об'єкт – припливна ділянка Темзи в межах міста; у системі моніторингу вона обліковується як окремий перехідний водний об'єкт (код GB530603911402). Це істотно змінений об’єкт із зарегульованим гідрологічним режимом і укріпленими набережними, протяжністю кілька десятків кілометрів,

який приймає стік усіх інших водойм району дослідження. Спостереження тут ведуться за широким набором показників – від вмісту розчиненого кисню й сполук азоту до стану рибного населення, донних безхребетних і фітопланктону. На цій ділянці найкраще видно кумулятивний ефект: Темза в межах міста підсумовує забруднення з усієї мережі – з Лі, з каналів, із сотень випусків каналізації. Тому її використано як замикальний об’єкт, за станом якого можна оцінювати ефективність природоохоронних заходів у масштабі міста. Другу, найбільшу за кількістю постів групу об’єктів утворює річка Лі з її каналізованими рукавами. Основну увагу приділено саме Лі – ця річка зазнає найбільшого навантаження й має найгірші показники якості води.

У межах міста нижня течія Лі розділена на кілька суміжних водних об'єктів – це дає змогу простежити зміну якості води вздовж течії. Ділянка від Тоттенгемських шлюзів до гирла (код GB106038077852) – найбільш забруднена, завдовжки близько 19 км. Вище за течією розташований судноплавний рукав на відрізку Енфілд–Тоттенгем (код GB106038027950), а збоку до системи надходить водотік, що приймає скид великих очисних споруд (код GB106038027910). Зіставлення цих трьох суміжних об'єктів дає змогу побачити, як локальні джерела (скид очисних споруд, переливи каналізації, поверхневий стік) позначаються на якості води сусідніх ділянок однієї річки.

Постами спостереження на річці Лі слугували три точки державної мережі моніторингу, що охоплюють весь міський відрізок: верхня – вище водозливу поблизу Лі–Брідж (Lea Bridge, позначення PLER0049), де вода ще не зазнає повного впливу нижніх скидів; середня – безпосередньо біля Лі–Брідж (точка 42026); нижня – у районі марини Спрінгфілд (Springfield Marina, точка 47703), у зоні щільної забудови та інтенсивного рекреаційного використання.

Третій об’єкт – Уолтемстоуські водосховища у долині Лі, комплекс із десяти штучних водойм, які досі використовуються для питного водопостачання північно–східного Лондона.У державній базі окремі водосховища цього комплексу обліковуються самостійно; зокрема, одне з них (код GB30641924) має

добрий екологічний стан, що вирізняє його на загальному тлі. Постами спостереження тут слугують точки відбору проб безпосередньо на акваторії водосховищ, а також дані регулярних обліків водоплавних птахів [37], що є додатковим біологічним показником стану

Четвертий об'єкт – Уелш–Гарп (Brent Reservoir, код GB30641690). Це штучна водойма зі стоячою водою, особливо чутлива до евтрофікації; її морфометричні характеристики наведено в підрозділі 1.2.

На цьому об'єкті використано дані з двох типів точок як точки на самій акваторії водосховища, так і ділянка на живильному водотоці – річці Брент вище водойми (код GB106039022980), де фіксується надходження основного обсягу забруднюючих речовин. Зіставлення стану води у водосховищі та в його притоці дозволяє з’ясувати, якою мірою забруднення є привнесеним ззовні, а якою – результатом внутрішньоводних процесів у самій водоймі.

П'ятий і шостий об'єкти – канали Ріджентс (Regent's Canal) і Гранд–Юніон (Grand Union Canal – у Лондоні представлений Paddington Arm), що характеризують стан штучних водотоків зі слабкою проточністю. Постами спостереження на них слугували окремі ділянки русла в межах міста, обрані з урахуванням розташування випусків поверхневого стоку та місць найбільшого рекреаційного навантаження.

Використано дані останнього циклу 3 (плани оновлено в грудні 2022 р., охоплюють період до 2027 р.); конкретні значення показників – за останні доступні роки моніторингу (2020–2023) [29; 13], що дає змогу коректно зіставляти результати між собою та з показниками попередніх років. Для кожного об’єкта використано фізико–хімічні показники: вміст розчиненого кисню, сполук азоту й фосфору, водневий показник і температуру води. Також враховано біологічні показники: стан донних безхребетних, макрофітів, фітобентосу та рибного населення. Це відповідає вимогам WFD до комплексної оцінки [14]. Обрана мережа охоплює всі основні типи водойм району дослідження – від великої припливної річки до штучних водосховищ і каналів.

2.3 Методи оцінки якості поверхневих вод за фізико–хімічними показниками.

Будь–яка оцінка якості води спирається на нормативи – граничні значення показників, за яких вода вважається придатною для певного виду використання й безпечною для водних організмів та людини. Фізико–хімічні показники в цій роботі не визначалися в лабораторії. Використано вже опубліковані значення. Дані зводилися в таблиці, порівнювалися між водоймами та зіставлялися з класами якості, які використовує Environment Agency.

Для характеристики стану водойм району дослідження використано набір фізико–хімічних показників, які найповніше відображають вплив міського забруднення. До них належать вміст розчиненого кисню, водневий показник, концентрації сполук азоту (амонійного, нітритного й нітратного), вміст фосфатів, біохімічне та хімічне споживання кисню, кількість завислих речовин, а також температура води. Ці показники обрано тому, що вони чутливі до побутових стоків і поверхневого змиву, що є провідними джерелами забруднення водойм північного Лондона.

Кожен із зазначених показників несе власне змістове навантаження й по–своєму підтверджує стан водойми.

Вміст розчиненого кисню є одним із найважливіших інтегральних показників: його зниження прямо вказує на надходження легкоокиснюваної органіки, на розкладання якої витрачається кисень. Біохімічне споживання кисню відображає кількість органічних речовин, що піддаються біологічному окисненню, а хімічне споживання кисню – загальний вміст окиснюваних сполук, зокрема й тих, що не розкладаються біологічно. Сполуки азоту й фосфору належать до біогенних елементів, надмірне надходження яких спричиняє евтрофікацію – бурхливий розвиток водоростей із подальшим погіршенням кисневого режиму. Нітритний азот особливо показовий діагностично: він є

проміжним і найменш стійким продуктом перетворення сполук азоту, а його присутність вказує на незавершене окиснення азотовмісної органіки, тобто про відносно свіже надходження стічних вод. Завислі речовини характеризують каламутність води та винесення твердих часток із поверхневим стоком, а водневий показник і температура визначають загальні умови перебігу біохімічних процесів. [9; 7]

Отримані значення порівняно із граничними нормативами для відповідного типу водойми. У практиці державного моніторингу Великої Британії стан води за кожним фізико–хімічним показником відносять до одного з класів якості – від високого до незадовільного, – установлюючи для кожного класу відповідний діапазон концентрацій. Загальна оцінка водойми визначається за найгіршим показником – за правилом обмежувального чинника (розглянуто в підрозділі 1.3). Для зіставлення з вітчизняною практикою у роботі також використано поняття гранично допустимої концентрації (ГДК) як величини нормативу, перевищення якої говорить про забруднення води. [1; 4; 6]

Для узагальненої кількісної оцінки рівня забруднення води зручно застосовувати інтегральний показник – індекс забруднення води (ІЗВ), який зводить значення кількох показників до одного числа.

Індекс забруднення води обчислюють як середнє відношення фактичних концентрацій обраних показників до їх нормативних значень за формулою:

$$ІЗВ = (1/n) \times \Sigma (C_i / ГДК_i), \qquad (2.1)$$

де C_i – фактичне значення (концентрація) і–го фізико–хімічного показника; $ГДК_i$ – установлений норматив за цим показником для відповідного типу водойми; n – кількість показників, узятих для розрахунку. [3]

Описана у формулі (2.1) методика передбачає віднесення водойми до одного із семи класів якості залежно від отриманого значення індексу. Прийнято класифікаційну шкалу, наведену в таблиці 2.1. [3; 8]

Таблиця 2.1 – Класифікація якості води за значенням індексу забруднення води (ІЗВ)

Клас	Значення ІЗВ	Характеристика
I	≤ 0,3	Дуже чиста
II	0,3 < ІЗВ ≤ 1,0	Чиста
III	1,0 < ІЗВ ≤ 2,5	Помірно забруднена
IV	2,5 < ІЗВ ≤ 4,0	Забруднена
V	4,0 < ІЗВ ≤ 6,0	Брудна
VI	6,0 < ІЗВ ≤ 10,0	Дуже брудна
VII	> 10,0	Надзвичайно брудна

Що нижче значення індексу, то ближчий стан води до природного; зростання індексу вказує на посилення навантаження. Такий підхід дозволяє і охарактеризувати окрему ділянку, і прямо порівняти різні водойми між собою, і простежити зміну в часі, що важливо за наявності даних за кілька років спостережень.

Оцінка лише за фізико–хімічними показниками не є вичерпною.

Фізико–хімічні показники відображають стан води переважно на момент відбору проби й можуть суттєво коливатися залежно від погодних умов, зокрема після дощів, коли відбуваються переливи каналізації. Через це вони обов’язково доповнюються біологічними показниками, які інтегрують вплив забруднення за тривалий період і дають уявлення про стан водної екосистеми в цілому. Поєднання обох груп показників дає об'єктивнішу оцінку екологічного стану водойм.

У роботі застосовано гідрохімічний метод оцінки якості води за фізико–хімічними показниками (порівняння фактичних концентрацій із нормативами) та розрахунковий метод визначення індексу забруднення води (ІЗВ) за формулою (2.1). Біологічну оцінку виконано за стандартизованими методиками Агентства

довкілля [36; 5], що ґрунтуються на біотичних індексах стану донних безхребетних, макрофітів, фітобентосу й рибного населення.

Статистичне опрацювання результатів полягало в обчисленні середніх значень показників за об'єктами та звітними роками, у визначенні відношень фактичних концентрацій до нормативних (C_i/ГДК$_i$) і в подальшому усередненні цих відношень при розрахунку ІЗВ. Для впорядкування первинних даних, виконання розрахунків і побудови таблиць застосовано табличний процесор Microsoft Excel; графіки динаміки показників і порівняльні діаграми ІЗВ побудовано засобами Microsoft Excel та бібліотеки matplotlib мови Python; схематичну карту району дослідження з нанесенням постів спостереження підготовлено за допомогою графічних засобів на основі картографічних даних відкритого доступу.

3 РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ

3.1 Оцінка якості води водних об’єктів північного Лондона за фізико–хімічними показниками.

Оскільки точкові виміри концентрацій у відкритому доступі для більшості об’єктів відсутні, для розрахунку ІЗВ використано середини класифікаційних діапазонів Агентства довкілля за відповідним класом якості; для припливної Темзи залучено середньорічні дані Thames Initiative [11]. Тому отримані значення ІЗВ слід розглядати як оцінні, а не як результат прямих вимірювань. Цей підхід дозволяє коректно ранжувати об’єкти за рівнем забруднення й зіставити дві незалежні класифікації (ІЗВ і ЕА), що й підтверджується їх збігом.

Оцінку сучасного екологічного стану водойм району дослідження виконано на основі даних державного моніторингу за останній завершений цикл спостережень (звітний 2022 рік) із залученням результатів попереднього циклу (2019 рік) для простеження динаміки. За кожним водним об’єктом проаналізовано стан основних фізико–хімічних показників – кисневого режиму, вмісту сполук азоту й фосфору та температурного режиму, – які віднесено до одного з п’яти класів якості: високого, доброго, помірного, поганого або незадовільного. Важливо: для фізико–хімічних показників найкращий клас – високий, він відповідає мінімальним концентраціям забруднюючих речовин.

Узагальнені результати оцінки фізико–хімічних показників за основними водними об’єктами наведено в таблиці 3.1. Для кожного об’єкта подано загальну оцінку стану (або потенціалу для штучних та істотно змінених об’єктів) і стан за окремими показниками, що дозволяє встановити, які саме чинники визначають підсумкову оцінку.

Таблиця 3.1 – Оцінка фізико–хімічних показників якості води водних об’єктів північного Лондона (за даними державного моніторингу, звітний 2022 рік)

Водний об’єкт	Загальний стан	Розчинений кисень	Амонійний азот	Фосфати	Інші показники
Темза, припливна ділянка	помірний (потенціал)	добрий	–	–	неорг. азот – помірний
Річка Лі (Тоттенгем–гирло)	поганий	добрий	високий	поганий	температура – високий
Судноплавний рукав Лі (Енфілд–Тоттенгем)	поганий	високий	високий	поганий	макрофіти – поганий
Водотік нижче очисних споруд	помірний	високий	високий	поганий	безхребетні – поганий
Річка Брент (вище водосховища)	помірний	незадовільний	помірний	поганий	безхребетні – поганий
Водосховище Уелш–Гарп	помірний	не оцінювався	не оцінювався	не оцінювався	хім. провал (стійкі речовини)

Водний об’єкт	Загальний стан	Розчинений кисень	Амонійний азот	Фосфати	Інші показники
Водосховище Уолтемстоу (№ 1)	добрий	не оцінювався	не оцінювався	не оцінювався	–

Примітка. Для штучних та істотно змінених водних об’єктів подано екологічний потенціал; позначка «не оцінювався» означає, що відповідний показник у звітному циклі окремо не визначався; для фізико–хімічних показників високий клас відповідає найкращому стану.

Найгірший стан серед усіх об'єктів – у нижньої Лі. На ділянці від Тоттенгемських шлюзів до гирла загальний стан води оцінено як поганий, причому визначальним чинником цієї оцінки є вміст фосфатів, що перебуває в поганому класі. За іншими показниками ця ж ділянка цілком задовільна.

Подібна картина спостерігається й на суміжному судноплавному рукаві Лі на ділянці Енфілд–Тоттенгем, де загальний стан також оцінено як поганий за визначального впливу фосфатів і незадовільного стану макрофітів. Водотік, що приймає скид великих очисних споруд, має дещо кращу загальну оцінку – помірний стан, – однак і тут вміст фосфатів залишається в поганому класі, а стан донних безхребетних є поганим. Зіставлення цих трьох суміжних об’єктів річки Лі показує, що спільним чинником погіршення якості води на всьому міському відрізку є надмірний вміст сполук фосфору, джерелом яких слугують комунальні стоки й поверхневий змив.

Кисневий режим р. Брент вище Уелш–Гарп оцінено як незадовільний – найгірший клас.

На відміну від ділянок Лі, де вміст розчиненого кисню перебуває в доброму або високому класі, на річці Брент вище водосховища кисневий режим оцінено як незадовільний – найгірший із можливих класів. Незадовільний кисневий режим р. Брент вказує на надходження легкоокиснюваної органіки –

найімовірніше, з переливів каналізації, оскільки саме розкладання органічних речовин найбільше виснажує запас розчиненого кисню. Вміст фосфатів тут також перебуває в поганому класі, а стан безхребетних – поганий, тож сукупно ці чинники й зумовлюють помірний стан самого водосховища, що приймає забруднені води цієї притоки.

Помітно інша ситуація склалася на припливній ділянці Темзи. Її екологічний потенціал оцінено як помірний, проте кисневий режим тут перебуває в доброму класі, а знижувальним чинником виступає підвищений вміст сполук неорганічного азоту. Це узгоджується із загальною закономірністю для великих припливних річок: значний обсяг води забезпечує її ефективне перемішування й насичення киснем, тоді як накопичення біогенних елементів залишається невирішеною проблемою. Багаторічні спостереження за Темзою фіксують зниження фосфору приблизно на чотири п'ятих (див. підрозділ 1.1) [20] проте його концентрація досі перевищує поріг, за яким стримується розвиток водоростей.

На загальному несприятливому тлі помітно вирізняється одне з Уолтемстоуських водосховищ, загальний стан якого оцінено як добрий.

Цей об’єкт є фактично єдиним серед розглянутих, що досяг доброго стану, причому порівняно з попереднім циклом спостережень його оцінка покращилася з помірного до доброго класу. Такий результат пояснюється особливим режимом використання водосховища для питного водопостачання, що передбачає підтримання високої якості води й обмеження доступу забруднюючих речовин. Натомість водосховище Уелш–Гарп, попри подібний штучний характер, залишається в помірному стані, що ще раз підтверджує визначальну роль якості приток: водойма, яка живиться забрудненою річкою Брент, не може досягти доброго стану навіть за відсутності прямих скидів у саму акваторію.

Окремо – про санітарний стан води, що має безпосереднє значення для оцінки забруднення комунальними стоками. За результатами регулярних спостережень на нижній течії Лі вміст бактерій групи кишкової палички після

дощів перевищує міжнародні санітарні нормативи більш ніж у 40 разів, що показує надходження неочищених каналізаційних вод під час переливів. Це узгоджується з масштабом переливів об'єднаної каналізації (докладні дані – у підрозділі 1.1) і пояснює, чому навіть за задовільного кисневого режиму вода міських водотоків небезпечна для рекреації.

На основі методики з підрозділу 2.3 виконано розрахунок ІЗВ для основних водних об'єктів за чотирма провідними показниками: розчиненим киснем, $БСК_5$, амонійним азотом і фосфатами (як фосфором, PO_4–P). За нормативні значення взято граничні концентраці між високим і добрим класами якості, прийняті Агентством довкілля для Темзинського басейну, що еквівалентно поняттю ГДК (таблиця 3.2).

Таблиця 3.2 – Нормативи для розрахунку ІЗВ (за класами ЕА та рибогосподарськими ГДК)

Показник	ГДК	Од.	Примітка
Розчинений кисень	4,0	мг/л	мінімум
$БСК_5$	3,0	мг O_2/л	максимум
Амонійний азот $N–NH_4$	0,39	мг N/л	максимум
Фосфати $P–PO_4$	0,05	мг P/л	максимум

Для розчиненого кисню ГДК є мінімальним значенням, тому у розрахунку використано обернене співвідношення ГДК/C_i. Фактичні концентрації зведено в таблиці 3.3: для припливної Темзи – середньорічні дані Thames Initiative (пост біля Раннімід) [11]; для решти об'єктів – середини класифікаційних діапазонів ЕА за циклом 3 (2022 р.).

Таблиця 3.3 – Прийняті для розрахунку концентрації (оцінні значення) фізико–хімічних показників

Об'єкт	O_2	$БСК_5$	$N–NH_4$	$P–PO_4$	Клас ЕА
Темза (припливна)	8,0	3,5	0,10	0,21	Помірний

Лі (Тоттенгем–гирло)	6,7	5,5	0,20	0,59	Поганий
Lea Nav (Енфілд–Тотт.)	8,0	5,5	0,20	0,59	Поганий
Водотік нижче ОС	8,0	5,5	0,20	0,59	Помірний
р. Брент (вище Уелш–Гарп)	4,0	7,5	0,85	0,59	Помірний*
Уолтемстоу №1	9,5	2,5	0,15	0,05	Добрий

Для річки Брент кисневий режим за ЕА – незадовільний (нижче 4 мг/л); для розрахунку взято граничне значення 4,0.

Таблиця 3.4 – Розрахунок індексу забруднення води (ІЗВ) за досліджуваними об’єктами

Об'єкт	ГДК/СO_2	С/ГДК БСК$_5$	С/ГДК NH_4	С/ГДК PO_4	ІЗВ	Клас
Темза (припливна)	0,50	1,17	0,26	4,20	1,53	III
Лі (Тоттенгем–гирло)	0,60	1,83	0,51	11,80	3,69	IV
Lea Nav (Енфілд–Тотт.)	0,50	1,83	0,51	11,80	3,66	IV
Водотік нижче ОС	0,50	1,83	0,51	11,80	3,66	IV
р. Брент (вище Уелш–Гарп)	1,00	2,50	2,18	11,80	4,37	V
Уолтемстоу №1	0,42	0,83	0,38	1,00	0,66	II

Розрахунок за формулою (2.1): ІЗВ = (1/4) × ($ГДК_o/C_o$ + С/ГДК(БСК$_5$) + С/ГДК(NH_4) + С/ГДК(PO_4)). Перший доданок є оберненим, оскільки для розчиненого кисню норматив задає мінімально допустиме значення

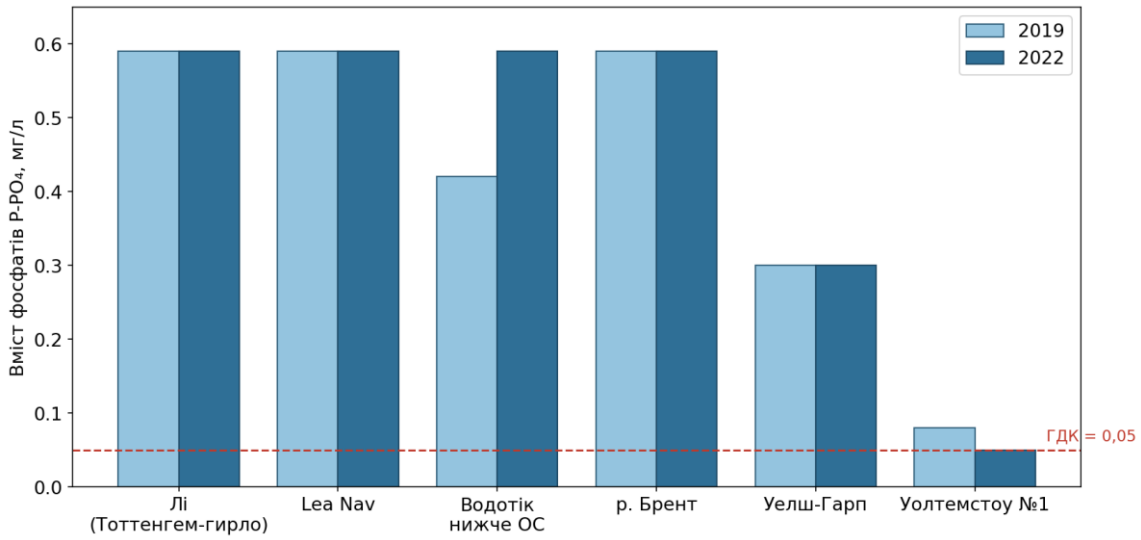


Рисунок 3.1 – Вміст фосфатів за двома циклами (2019 → 2022); наведено оцінні значення за серединами класифікаційних діапазонів ЕА

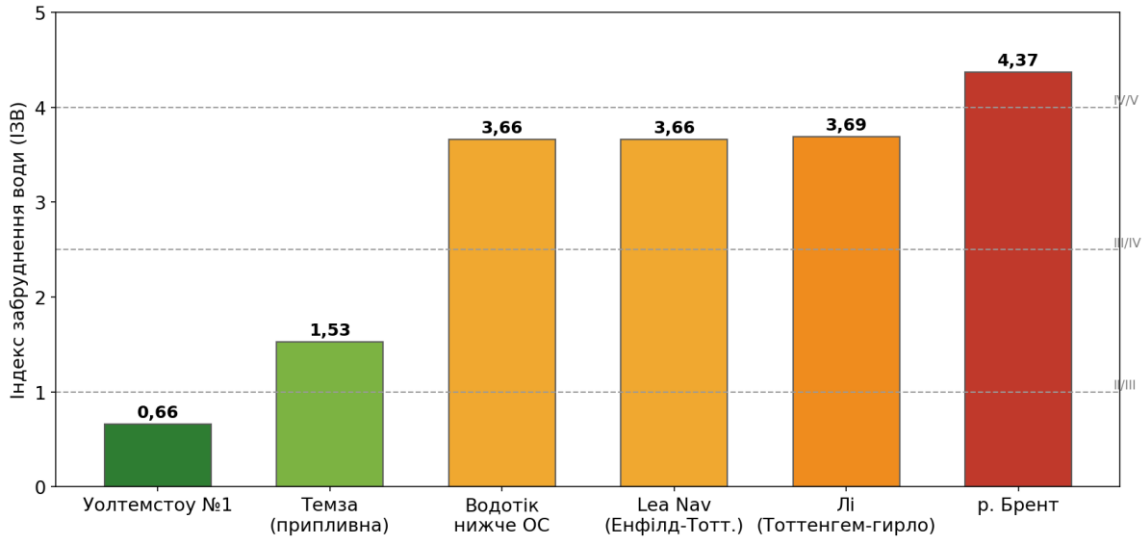


Рисунок 3.2 – Порівняння водних об’єктів північного Лондона за розрахованим індексом забруднення води

За фізико–хімічними показниками простежується кілька закономірностей. По–перше, провідним чинником погіршення якості води в усіх досліджених річкових об’єктах є надмірний вміст фосфатів, що стабільно перебуває в поганому класі. По–друге, кисневий режим більшості водотоків залишається відносно задовільним, за винятком річки Брент, де він є незадовільним. По–третє, штучні водосховища демонструють протилежні результати залежно від режиму використання та якості приток – від доброго стану водойми питного призначення

до помірного стану водосховища, що живиться забрудненою річкою. Установлені закономірності підтверджують, що сучасний екологічний стан водойм північного Лондона визначається передусім надходженням біогенних елементів і комунальних стоків, а отримані оцінки потребують підтвердження за біологічними показниками.

Розраховані значення ІЗВ узгоджуються з офіційною класифікацією ЕА. Уолтемстоуське водосховище потрапило у II клас (чиста вода, ІЗВ = 0,66), припливна Темза – у III клас (помірно забруднена, ІЗВ = 1,53), три ділянки нижньої Лі – у IV клас (забруднена, ІЗВ 3,66–3,69), а живильна притока Уелш–Гарп, річка Брент, – у V клас (брудна, ІЗВ = 4,37). Узгодженість ранжування за двома незалежними системами класифікації підтверджує коректність підходу.

Аналіз доданків формули показує: визначальний внесок для Лі та Брента дають фосфати, де співвідношення С/ГДК сягає 11,8 – на порядок вище за норматив. Решта показників здебільшого лишаються в межах 0,5–2,5 нормативних одиниць. Це підтверджує висновок про провідну роль фосфорного забруднення.

Найвище значення ІЗВ (4,37, клас V) отримано для річки Брент. Тут до фосфорного забруднення додається критично низький кисневий режим (ГДК/C_o = 1,00, на межі нормативу) і підвищений амонійний азот (2,18). Це й пояснює, чому водосховище Уелш–Гарп, що приймає води цієї притоки, не досягає доброго стану попри відносно сприятливі умови у власній акваторії.

Виконаний розрахунок ІЗВ кількісно підтвердив якісну оцінку за класифікацією ЕА і дав змогу виокремити провідні чинники забруднення для кожного об'єкта.

Числові дані отримано з трьох джерел: для припливної Темзи – дані Thames Initiative (пост біля Раннімід) [11]; нормативи ГДК – класифікаційні пороги ЕА для Темзинського басейну [13]; для решти об'єктів – середини діапазонів класів циклу 3 (2022 р.). Усі дані відкриті й перевірювані.

3.2 Просторовий та часовий розподіл показників: порівняння постів і років

Загальної оцінки за один рік недостатньо. Треба з'ясувати, як показники якості води змінюються вздовж течії від верхніх ділянок до гирлових (просторовий розподіл) і як вони змінюються від циклу до циклу спостережень (часовий розподіл). Такий двовимірний аналіз дає відрізнити локальні джерела забруднення від загальних тенденцій і встановити, чи має місце реальне поліпшення стану водойм, чи лише його стабілізація.

Просторовий розподіл показників найкраще простежується на річці Лі, де в межах міста виокремлено кілька суміжних водних об’єктів. Зіставлення оцінок за течією, проведене за результатами останнього циклу спостережень, виявило послідовне погіршення стану води в напрямку до гирла. На відносно верхній ділянці поблизу скиду великих очисних споруд загальний стан води оцінено як помірний, далі вниз за течією, на судноплавному рукаві між Енфілдом і Тоттенгемом, стан води знижується до поганого, а в нижній частині річки від Тоттенгемських шлюзів до гирла загальний стан також залишається поганим.

Натомість стан окремих показників уздовж течії змінюється не настільки одностайно.

Вміст фосфатів стабільно перебуває в поганому класі на всіх трьох ділянках, що показує постійне джерело надходження сполук фосфору вздовж усієї міської течії, а не лише в нижній її частині. Кисневий режим, навпаки, є відносно сприятливим: на ділянці нижче очисних споруд і на судноплавному рукаві його оцінено як високий, тобто найкращий клас, а на нижній ділянці – як добрий. Такий розподіл указує на те, що очищені стічні води, які надходять із сучасних очисних споруд, не створюють критичного дефіциту кисню, тоді як саме нерозчинні джерела фосфору – переважно міський поверхневий стік і неправильні підключення стоків – формують тривалу проблему всього міського відрізка.

Часову динаміку простежено, зіставивши цикли 2019 і 2022. Узагальнені результати такого порівняння за основними водними об’єктами наведено в таблиці 3.5. Для кожного об’єкта подано загальну оцінку та оцінку за обраним показником у двох циклах, що дозволяє простежити напрям зміни – поліпшення, стабілізацію чи погіршення.

Таблиця 3.5 – Динаміка оцінки якості води водних об’єктів північного Лондона за двома циклами державного моніторингу (2019 → 2022)

Водний об’єкт	Загальний стан, 2019	Загальний стан, 2022	Ключовий показник, що змінився
Темза, припливна ділянка	помірний (потенціал)	помірний (потенціал)	хім. стан: провал – не оцінюється
Річка Лі (Тоттенгем–гирло)	поганий	поганий	безхребетні: помірний → добрий
Річка Лі, кисневий режим (та сама ділянка)	помірний	добрий	поліпшення
Річка Лі, макрофіти (та сама ділянка)	поганий	помірний	поліпшення
Водосховище Уолтемстоу (№ 1)	помірний	добрий	загальне поліпшення на один клас
Водосховище Уелш–Гарп	помірний	помірний	без змін
Річка Брент (вище водосховища)	помірний	помірний	Розчинений кисень: незадовільний (без змін)

Примітка. позначка «провал → не оцінюється» для хімічного стану відображає методичну особливість, докладно розглянуту в підрозділі 1.3, і не підтверджує реальне поліпшення хімічного стану.

Часова динаміка неоднорідна. Жоден із досліджених річкових об’єктів за минулий цикл не змінив свого загального класу: припливна Темза, ділянки Лі та річка Брент залишилися в тих самих категоріях. За окремими показниками відбулися помітні поліпшення. Зокрема, на найбільш забрудненій ділянці нижньої Лі стан донних безхребетних піднявся з помірного до доброго, кисневий режим – із помірного до доброго, а макрофіти й фітобентос – із поганого до помірного. Це означає, що, попри збереження найгіршого загального класу, окремі компоненти екосистеми поступово відновлюються.

Найпомітнішою позитивною зміною за весь розглянутий період є перехід одного з Уолтемстоуських водосховищ із помірного стану в добрий, тобто покращення на цілий клас.

Такий результат пояснюється посиленням природоохоронного режиму водойми та обмеженням джерел забруднення, що стало можливим завдяки використанню комплексу для питного водопостачання. Разом зі стабільним станом інших водосховищ це підтверджує закономірність, помічену в попередньому підрозділі: за умов цілеспрямованого управління штучні водойми здатні досягти доброго стану навіть у межах щільно забудованого міста. Натомість водосховище Уелш–Гарп зберегло помірний стан без змін, що свідчить про збереження критичного впливу забрудненої притоки.

Часова динаміка фізико–хімічного стану водойм пов’язана не лише зі змінами всередині самих водних об’єктів, а й із масштабом скидів неочищених вод у попередні роки. Динаміка стану водойм пов'язана й із масштабом скидів неочищених вод (докладні дані щодо переливів за 2022–2024 рр. наведено в підрозділі 1.1): зростання кількості скидів у 2023 р. значною мірою пояснюється переходом на повний автоматичний облік.

Уведення в експлуатацію перехоплювального тунелю вздовж припливної Темзи в лютому 2025 року, за проєктною метою, має перехоплювати близько 95 % [33] обсягу скидів неочищених вод у припливну ділянку річки в межах міста; від моменту повного підключення оператор фіксує відсутність скидів із двох десятків перехоплених випусків. Тому наступний цикл моніторингу вперше відобразить ефект тунелю. На басейні Лі такого радикального інструменту не передбачено, тож динаміка нижньої Лі залежатиме від поступових заходів водокомпаній і місцевих ініціатив.

Зіставлення просторового й часового розподілу показників дає підстави для висновку.

У просторовому вимірі простежується чіткий градієнт погіршення якості води вниз за течією річки Лі за визначального впливу сполук фосфору. У часовому вимірі загальний клас більшості об’єктів залишається незмінним, проте за окремими показниками – насамперед біологічними та кисневим режимом – спостерігаються позитивні зрушення, що засвідчує поступове, хоч і повільне, відновлення водних екосистем. Найвиразніше поліпшення зафіксовано для водосховища питного призначення, а найбільш проблемним об’єктом у часовій перспективі залишається мілководне водосховище, що приймає забруднену притоку. Подальша оцінка стану водойм потребує врахування цих закономірностей при класифікації екологічного стану.

3.3 Класифікація екологічного стану вод за нормативами та порівняння з літературними даними

Узагальнена класифікація екологічного стану водних об’єктів району дослідження, отримана за результатами аналізу фізико–хімічних і біологічних показників із застосуванням правила обмежувального чинника, наведена в

таблиці 3.6. Розподіл об’єктів за класами якості дає можливість побачити структуру стану водойм у цілому й виокремити ті, що потребують першочергових природоохоронних заходів.

Таблиця 3.6 – Підсумкова класифікація екологічного стану водних об’єктів північного Лондона за чинними нормативами

Клас якості води	Кількість об’єктів	Водні об’єкти
Високий	0	–
Добрий	1	Уолтемстоуське водосховище (№ 1)
Помірний	4	Темза (припливна); водотік нижче очисних споруд; р. Брент; Уелш–Гарп
Поганий	2	Лі (Тоттенгем–гирло); судноплавний рукав Лі (Енфілд–Тоттенгем)
Незадовільний	0	–

Примітка. для штучних та істотно змінених водних об’єктів подано клас екологічного потенціалу, що дорівнює відповідному класу екологічного стану за прийнятою шкалою.

Із семи розглянутих водних об’єктів жоден не досягає високого класу екологічного стану, що означає відсутність умов, близьких до природних. Доброго стану досягло лише одне водосховище – близько 14 % від загальної кількості об’єктів. Найбільш представленою категорією є помірний стан, до якого віднесено чотири об’єкти, або близько 57 %. У поганому стані перебувають дві ділянки річки Лі, що становить близько 29 %. Жоден об’єкт не отримав найгіршої оцінки – незадовільного стану. Така структура дає побачити те, що район дослідження характеризується переважно середнім рівнем антропогенного перетворення водних екосистем із вираженим локальним погіршенням у нижній течії однієї з річок.

Отриманий розподіл доцільно порівняти із загальним станом поверхневих водойм Англії. На загальнонаціональному тлі (по Англії – близько 16 % водойм у доброму чи високому стані, див. розділ 1) частка об'єктів району дослідження з добрим станом (близько 14 %) виявилася навіть дещо нижчою за середню, що цілком очікувано для урбанізованої території великого міста. Відсутність об’єктів у незадовільному стані вирізняє район дослідження в сприятливий бік: загалом по країні такі випадки зустрічаються, особливо в басейнах малих річок, що приймають скиди великих очисних споруд без подальшого розбавлення.

Тепер – зіставлення з літературою про багаторічні тенденції.

Як зазначено в підрозділі 1.1, навантаження фосфором на Темзу за останні 40 років зменшилося приблизно на 80 % [20]. отримана в роботі оцінка це підтверджує. Цей висновок добре узгоджується з отриманою в роботі оцінкою: за фізико–хімічними показниками припливна Темза має задовільний кисневий режим і не потрапляє в категорію об’єктів із поганим вмістом фосфатів, на відміну від ділянок річки Лі. У літературі наголошується, що зниження надходження фосфору не привело до пропорційного поліпшення біологічного стану річки, бо одночасне підвищення температури води сприяє розвитку водоростей. Ця обставина пояснює, чому загальний потенціал припливної Темзи зберігається на помірному рівні, попри помітне історичне поліпшення фізико–хімічних показників.

Узгоджуються з літературними даними й результати оцінки санітарного стану нижньої Лі. Наведене в підрозділі 3.1 перевищення санітарних нормативів за вмістом кишкової палички [34] підтверджує оцінку цієї ділянки як такої, що має поганий загальний стан, і доповнює фізико–хімічну класифікацію санітарно–гігієнічним виміром.

Біологічні дані літератури підтверджують ту саму картину.

За даними природоохоронних спостережень, наведеними в літературі, основним джерелом погіршення стану водосховища Уелш–Гарп є притока, що приблизно на дві третини сформована міським поверхневим стоком [12]. У

роботі цей висновок підтверджено власною оцінкою: загальний стан притоки оцінено як помірний за визначального впливу незадовільного кисневого режиму й поганого стану безхребетних, тоді як саме водосховище також перебуває в помірному стані. Така узгодженість незалежних оцінок, отриманих різними методами – від громадських спостережень до даних державного моніторингу, – підтверджує, що проблеми мілководних міських водосховищ цього типу не зводяться до внутрішньоводних процесів, а визначаються передусім якістю приток, що їх живлять.

Зіставлення отриманих результатів із літературними даними показує кілька висновків. По–перше, виявлені в роботі закономірності – переважання помірного класу серед водних об’єктів району дослідження, поганий стан нижньої Лі через надходження фосфатів і комунальних стоків, відносно сприятливий кисневий режим припливної Темзи й добрий стан водосховища питного призначення – повністю узгоджуються з даними попередніх досліджень. По–друге, незалежні літературні джерела доповнюють формальну класифікацію важливими аспектами: санітарно–бактеріологічним для нижньої Лі, біологічним для припливної Темзи та водоохоронним для водосховища Уелш–Гарп. По–третє, отримані результати підтверджують загальний висновок літератури про те, що сучасний стан міських водойм визначається передусім скидами комунальних стоків, поверхневим стоком із забудованих територій та фізичною зміною русел, а власне промислове забруднення відіграє суттєво меншу роль, ніж у переважній більшості індустріальних центрів.

Виконана класифікація методично обґрунтована й узгоджена з літературою.

3.4 Оцінка стану водойм за біологічними показниками

Оцінка якості води лише за фізико–хімічними показниками, попри її точність у конкретний момент відбору проби, не дає повного уявлення про стан водної екосистеми. Фізико–хімічні показники відображають миттєвий зріз, тоді

як біологічні елементи якості інтегрують вплив усіх чинників за тривалий період і тому вважаються найбільш показовими при визначенні екологічного стану. Саме тому Водна рамкова директива відводить біологічним показникам провідну роль, а фізико–хімічні розглядає як підтримні. У цьому підрозділі стан досліджених водойм проаналізовано за трьома групами біологічних елементів – донними безхребетними, макрофітами й фітобентосом та рибним населенням, – за даними державного моніторингу Агентства довкілля.

Провідним біологічним показником для водотоків є стан угруповань донних безхребетних (макрозообентосу), які чутливо реагують на органічне забруднення та дефіцит кисню. За принципом, близьким до вітчизняної сапробіологічної оцінки, чутливі до забруднення таксони переважають у чистих водах, тоді як у забруднених зростає частка стійких до нестачі кисню організмів. Результати оцінки біологічних елементів за досліджуваними об'єктами наведено в таблиці 3.7.

Таблиця 3.7 – Оцінка стану водних об'єктів північного Лондона за біологічними показниками (за даними державного моніторингу, цикл 3)

Водний об'єкт	Донні безхребетні	Макрофіти і фітобентос	Рибне населення
Темза (припливна ділянка)	добрий	добрий	добрий
Лі (Тоттенгем–гирло)	добрий	помірний	поганий
Lea Nav (Енфілд–Тоттенгем)	помірний	поганий	не оцінювався
Водотік нижче очисних споруд	поганий	помірний	не оцінювався
р. Брент (вище Уелш–Гарп)	поганий	помірний	не оцінювався

Водний об'єкт	Донні безхребетні	Макрофіти і фітобентос	Рибне населення
Уолтемстоу № 1 (водосховище)	добрий	добрий	не оцінювався

Примітка. «не оцінювався» означає, що цей біологічний елемент у звітному циклі для відповідного об'єкта окремо не визначався.

Аналіз наведених у таблиці 3.7 даних виявляє ту саму просторову закономірність, що й оцінка за фізико–хімічними показниками, проте з істотним уточненням. Найкращі біологічні показники має припливна ділянка Темзи, де стан донних безхребетних, макрофітів і рибного населення оцінено як добрий. Це узгоджується з результатами спеціальних іхтіологічних обстежень, за якими в межах припливної ділянки зафіксовано близько двох десятків видів риб, серед них і чутливі до якості води види [10; 17; 18; 31]. Такий рівень видового різноманіття є відносно високим для урбанізованого водотоку й вказує на поступове відновлення іхтіофауни після десятиліть інтенсивного забруднення, коли річка в межах міста вважалася практично безживною.

Найгірший біологічний стан мають середні ділянки системи Лі та притока Уелш–Гарпа. На судноплавному рукаві Енфілд–Тоттенгем стан макрофітів і фітобентосу оцінено як поганий, а на водотоці нижче очисних споруд і на річці Брент у поганому класі перебувають донні безхребетні. Збіднення угруповань макрозообентосу прямо вказує на органічне забруднення та періодичний дефіцит кисню – ту саму причину, що визначає й незадовільний кисневий режим річки Брент за фізико–хімічними показниками. Прикметно, що на нижній ділянці Лі від Тоттенгемських шлюзів до гирла стан донних безхребетних оцінено як добрий, попри поганий загальний стан цієї ділянки: отже, підсумок ділянки визначають рибне населення (поганий клас) і фосфати, а не безхребетні, які навіть відновлюються.

Окремою цінністю вирізняються штучні водосховища. Уолтемстоуський комплекс, окрім доброго загального стану, має й добрі біологічні показники, а його орнітологічна цінність підтверджена тривалими обліками: акваторія водосховищ є місцем мешкання й зимівлі близько 140 видів птахів, частина з яких належить до рідкісних, через що комплекс має статуси території особливого наукового інтересу та водно–болотного угіддя міжнародного значення [37]. Натомість мілководне водосховище Уелш–Гарп, що приймає забруднену притоку, регулярно потерпає від масового розвитку синьо–зелених водоростей (ціанобактерій) у теплу пору року – типового прояву евтрофікації, за якого надмірне надходження біогенних елементів у поєднанні з підвищенням температури води спричиняє цвітіння води, погіршення кисневого режиму та пригнічення інших гідробіонтів. [12; 7]

Зіставлення біологічної оцінки з фізико–хімічною дозволяє зробити узагальнюючий висновок. Обидві системи показників узгоджено вказують на той самий просторовий градієнт: добрий стан припливної Темзи й Уолтемстоуського водосховища, помірний і поганий стан середніх та нижніх ділянок Лі й притоки Уелш–Гарпа. Саме біологічні показники, як інтегральні, виявляють тенденцію до поступового відновлення екосистем – насамперед донних безхребетних та іхтіофауни, – яка не завжди помітна за миттєвими фізико–хімічними даними. Це підтверджує методичну доцільність комплексної оцінки, що поєднує обидві групи показників, і узгоджується з висновками, отриманими в попередніх підрозділах.

4 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА БЕЗПЕКА В НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЯХ

4.1 Аналіз умов праці та потенційних шкідливих чинників під час гідроекологічних досліджень

Під час виконання гідроекологічних досліджень можливі два основні робочі середовища: польове та камеральне. У цій роботі основний етап був камеральним, оскільки використовувалися відкриті моніторингові дані.

Першим робочим середовищем є відкрита територія в межах міста – береги річок, водосховищ і каналів, на яких у разі польового дослідження може здійснюватися огляд водойм або відбір проб води та супутні польові спостереження. Другим робочим середовищем є хімічна лабораторія, у якій відібрані проби готують до аналізу та визначають у них фізико–хімічні показники. Хоч обидва середовища пов’язані з одним предметом дослідження, перелік шкідливих чинників у них суттєво різний, тому їх доцільно розглядати окремо.

Шкідливі та небезпечні виробничі чинники поділяють на фізичні (несприятливі метеоумови, шум, вібрація, ураження струмом, механічні ушкодження, теплове чи холодове навантаження), хімічні (контакт зі шкідливими речовинами), біологічні (хвороботворні мікроорганізми, контакт із фауною) і психофізіологічні (фізичне навантаження, перенапруження органів чуття, монотонність) [2].

На польовому етапі провідними є фізичні та біологічні чинники. Найнебезпечніший – ризик утоплення: береги досліджуваних водойм здебільшого укріплені вертикальними бетонними стінками, що унеможливлює самостійний вихід із води, а припливний характер Темзи двічі на добу істотно змінює рівень води. Суттєвими є також ковзання й падіння на мокрих, замулених чи обмерзлих ділянках, переохолодження за тривалого перебування на холоді та близькість автошляхів з інтенсивним рухом. Серед біологічних чинників

головний – інфікування при контакті із забрудненою водою: вміст кишкової палички в нижній Лі після дощів у десятки разів перевищує санітарні нормативи (підрозділ 3.1), тож потрапляння води на слизові, у рани чи органи травлення загрожує шлунково–кишковими інфекціями та дерматитами; додаткові загрози – комахи–кровосиси й контакт із нафтопродуктами, важкими металами та поверхнево–активними речовинами у воді.

Лабораторний етап (у цій роботі власні вимірювання не проводилися) визначається насамперед хімічними та електричними чинниками. Робота з кислотами, лугами, окисниками, розчинниками й індикаторами загрожує хімічними опіками шкіри, слизових і очей та отруєннями; робота з електрообладнанням (спектрофотометри, центрифуги, сушильні шафи) за несправної ізоляції – ураженням струмом; робота зі скляним посудом – порізами, особливо за наявності реагентів. Біологічний чинник – контакт із пробами, що містять мікроорганізми водойм. Психофізіологічні чинники охоплюють обидва етапи: на польовому – фізичне навантаження й нервово–емоційне напруження, у лабораторії – тривала статична поза, перенапруження зору й монотонність процедур.

Серед фізичних чинників на першому місці знаходиться ризик ураження електричним струмом під час роботи з електрообладнанням – спектрофотометрами, аналізаторами, центрифугами, сушильними шафами та витяжними системами. Усе це обладнання живиться від мережі змінного струму й за умови несправності ізоляції становить смертельну небезпеку. Другим істотним фізичним чинником є робота зі скляним посудом – піпетками, бюретками, колбами, мірними циліндрами, – пошкодження якого може спричинити порізи, особливо за наявності в посуді хімічних реагентів. До фізичних чинників також належать несприятливі параметри мікроклімату лабораторії, недостатня освітленість на робочому місці та шум, створюваний працюючими приладами.

У лабораторії визначальні саме хімічні чинники. Під час підготовки проб і виконання аналізів використовуються кислоти, луги, окисники, кольорові індикатори, органічні розчинники й інші речовини, контакт із якими може спричинити хімічні опіки шкіри та слизових оболонок, отруєння при потраплянні в органи дихання або травлення, а в окремих випадках – хімічні ураження очей. Особливу обережність потребує визначення показників за участі сильних кислот (наприклад, при підкисленні проб для зберігання або під час фотометричного визначення вмісту сполук азоту й фосфору), а також робота з леткими сполуками, які повинні застосовуватися винятково у витяжній шафі. Біологічні чинники лабораторного етапу пов’язані з безпосереднім контактом із пробами, що містять мікроорганізми водойм, у тому числі потенційно патогенні.

Психофізіологічні чинники охоплюють обидва етапи роботи, проте проявляються по–різному.

На польовому етапі переважають фізичне навантаження (перенесення обладнання, тривале перебування на ногах, робота в незручних позах при відборі проб) і нервово–емоційне напруження, пов’язане з потенційно небезпечним середовищем. На лабораторному етапі основними психофізіологічними чинниками є тривале сидіння в одній позі, перенапруження зору під час роботи з мікроскопом, спектрофотометром і записом результатів, а також монотонність окремих стандартних процедур, що знижує концентрацію уваги й підвищує ризик помилкових дій з реагентами.

Аналіз усіх перелічених чинників дає виокремити ті з них, що є найбільш суттєвими саме для виконання гідроекологічних досліджень у межах північного Лондона. До таких чинників належать:

1) ризик утоплення внаслідок падіння у воду з укріпленого берега або шлюзу;

2) ризик інфікування при контакті з водою, що містить значну кількість фекальних бактерій унаслідок переливів каналізації;

3) ризик ураження електричним струмом і хімічних опіків при роботі в лабораторії;

4) травмування скляним посудом при підготовці й виконанні аналізів;

5) переохолодження під час тривалих польових робіт у холодну й вологу пору року.

На нейтралізацію цих ризиків і спрямовані заходи безпеки. Виявлення цих чинників захищає не тільки виконавця – будь–яке порушення умов праці зриває спостереження, псує проби й знижує цінність роботи.

4.2 Заходи безпеки при польових та лабораторних дослідженнях

Виявлені ризики не рівнозначні. Тому система заходів безпеки будується за принципом адресності: для кожного типу робіт і кожної групи шкідливих чинників передбачено відповідний комплекс організаційних та індивідуальних заходів, виконання яких є обов’язковою умовою допуску до роботи.

Усі заходи можна умовно поділити на дві великі групи. Організаційні заходи стосуються планування й супроводу робіт, навчання виконавців, оформлення документації, режиму праці й відпочинку. Технічні та індивідуальні заходи охоплюють безпосереднє використання захисних засобів, обладнання й матеріалів. Обидві групи доповнюють одна одну: жодна з них окремо не може забезпечити безпеку виконавця, тоді як їх системне поєднання дозволяє звести залишковий ризик до прийнятного рівня.

На польовому етапі заходи спрямовані на запобігання утопленню, інфікуванню та переохолодженню. Категорично заборонено працювати поодинці: відбір проб ведуть групою не менше двох осіб, один із яких страхує напарника на безпечній відстані від води; кожному виїзду передують інструктаж із записом у журналі, погодження маршруту, ознайомлення з прогнозом погоди й

станом припливів та узгодження часу повернення. Для захисту від падіння у воду застосовують неслизьке взуття, телескопічні пробовідбірники (відбір на відстані до кількох метрів від кромки), рятувальні жилети й кола з лінею, мобільний телефон у вологозахисному чохлі.

Контакт із водою здійснюють лише в гумових рукавичках, без потрапляння води на обличчя й відкриту шкіру; заборонено їсти, пити й палити на місці відбору; виконавець повинен мати чинні щеплення проти правця й гепатиту А, а група – аптечку з антисептиком [34]. Від погоди захищають багатошаровий і водонепроникний одяг та обмеження часу перебування на холоді; біля доріг і мостів обов'язкові світловідбивні жилети.

На лабораторному етапі провідними є хімічні, електричні ризики й травмування склом. До роботи допускають після інструктажів із записом у журналах та ознайомлення з планом евакуації й розташуванням засобів пожежогасіння, аптечки й аварійного душу. Постійно застосовують засоби індивідуального захисту: халат, захисні окуляри, гумові або нітрилові рукавички, закрите взуття, а з леткими речовинами – респіратор або витяжну шафу. Кислоти й луги розводять за правилом «кислоту – у воду»; реактиви зберігають у промаркованому посуді окремо за групами сумісності, леткі речовини використовують лише під витяжкою, залишки збирають у марковані ємності й не виливають у каналізацію. Електрообладнання перед увімкненням оглядають на цілісність ізоляції, не вмикають вологими руками й розташовують подалі від води; за ураження струмом передусім знеструмлюють прилад. Скляний посуд оглядають на тріщини, уламки прибирають щіткою й совком, гарячий посуд переносять щипцями.

Дії в надзвичайних ситуаціях відпрацьовують заздалегідь. За займання – знеструмити обладнання, попередити присутніх, застосувати вогнегасник відповідного типу, евакуюватися згідно з планом і викликати рятувальні служби. За потрапляння агресивних реактивів на шкіру чи в очі – промивати проточною водою не менш ніж 15 хвилин і звернутися по медичну допомогу. За падіння

виконавця у воду – другий учасник подає рятувальний засіб із берега й викликає рятувальників, не стрибаючи у воду.

Викладена система заходів забезпечує прийнятний рівень безпеки виконавця гідроекологічних досліджень як на польовому, так і на лабораторному етапі. Виконання всіх перерахованих вимог супроводжується відповідними записами в журналах інструктажів і реєстрах використання реактивів, що дозволяє в разі потреби перевірити дотримання правил безпеки на кожному етапі роботи. [2]

ПРАКТИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

За результатами оцінки стану водних об'єктів північного Лондона першочерговими заходами щодо поліпшення якості води є такі:

1) скорочення надходження сполук фосфору – модернізація очисних споруд і усунення неправильних підключень побутових стоків до зливової мережі, оскільки саме фосфати визначають погіршення стану всіх досліджених річок;

2) зменшення обсягу переливів об'єднаної каналізації, насамперед у басейні нижньої течії р. Лі, де радикального інфраструктурного рішення на кшталт тунелю не передбачено;

3) очищення приток мілководних водосховищ (р. Брент, Сілк–Стрім), стан яких визначає якість води у водосховищі Уелш–Гарп;

4) упровадження засобів сталого дренажу для поверхневого стоку з доріг і забудованих територій;

5) урахування кліматичного чинника – затінення води прибережною рослинністю та підтримання проточності для стримування цвітіння води за підвищення температури.

ВИСНОВКИ

1. За фізико–хімічними показниками оцінено якість води семи поверхневих водних об’єктів північного Лондона. Установлено, що провідним чинником погіршення стану в усіх досліджених річкових об’єктах є надмірний вміст фосфатів: співвідношення фактичної концентрації до нормативу (С/ГДК) для р. Лі та р. Брент сягає 11,8, тоді як решта показників здебільшого лишається в межах 0,5–2,5 нормативних одиниць. Кисневий режим більшості водотоків залишається відносно задовільним, за винятком р. Брент, де його оцінено як незадовільний.

2. За розрахованим індексом забруднення води водойми розподілено за класами якості: Уолтемстоуське водосховище – II клас («чиста», ІЗВ = 0,66), припливна Темза – III клас («помірно забруднена», ІЗВ = 1,53), три ділянки нижньої Лі – IV клас («забруднена», ІЗВ 3,66–3,69), р. Брент – V клас («брудна», ІЗВ = 4,37). Розраховані значення ІЗВ відображають відносний рівень фізико–хімічного навантаження на водойми, однак не є повним аналогом офіційної класифікації ЕА, яка враховує також біологічні, хімічні та гідроморфологічні елементи.

3. З семи розглянутих об’єктів жоден не досягає високого екологічного стану. Доброго стану досягло лише одне водосховище (близько 14 %), помірного – чотири об’єкти (близько 57 %), поганого – дві ділянки нижньої Лі (близько 29 %); незадовільного стану не отримав жоден об’єкт. Уздовж течії р. Лі простежується чіткий градієнт погіршення якості води вниз за течією за визначального впливу сполук фосфору.

4. За двома циклами державного моніторингу (2019 → 2022) загальний клас жодного річкового об’єкта не змінився, проте за окремими показниками відбулися поліпшення: на найзабрудненішій ділянці нижньої Лі стан донних безхребетних піднявся з помірного до доброго, а макрофіти й фітобентос – із

поганого до помірного. Найпомітнішою позитивною зміною є перехід одного з Уолтемстоуських водосховищ із помірного стану в добрий – покращення на цілий клас.

5. Оцінка за біологічними показниками підтвердила той самий просторовий градієнт, що й фізико–хімічна: добрий стан припливної Темзи (де зафіксовано близько двох десятків видів риб) і Уолтемстоуського водосховища та поганий стан середніх і нижніх ділянок р. Лі й притоки водосховища Уелш–Гарп. Саме інтегральні біологічні показники виявляють тенденцію до поступового відновлення екосистем, що не завжди помітна за миттєвими фізико–хімічними даними, і підтверджують доцільність комплексної оцінки якості води.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. [Чинний від 2009–01–01]. Київ : Держспоживстандарт України, 2007. 36 с. URL: https://online.budstandart.com/ua/catalog/doc–page?id_doc=53159.

2. Жидецький В. Ц., Джигирей В. С., Мельников О. В. Основи охорони праці : підручник. Львів : Афіша, 2000. 350 с. URL: https://buklib.net/books/21960/.

3. Клименко М. О., Прищепа А. М., Вознюк Н. М. Моніторинг довкілля : підручник. Вид. 2–ге, допов. та перероб. Рівне : НУВГП, 2023. 350 с. URL: https://ep3.nuwm.edu.ua/26550/.

4. КНД 211.1.4.010–94. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. Методика. Київ : Мінприроди України, 1994. 37 с. URL: https://studfile.net/preview/5775551/page:11/.

5. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан, О. А. Давидов, Т. М. Дьяченко та ін. ; за ред. В. Д. Романенка. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с. URL: https://www.old.nas.gov.ua/EN/Book/Pages/default.aspx?BookID=0000001210.

6. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк та ін. Київ : Символ–Т, 1998. 28 с. URL: https://ep3.nuwm.edu.ua/1137/1/075–119.pdf.

7. Романенко В. Д. Основи гідроекології : підручник. Київ : Обереги, 2001. 728 с. URL: http://eknigi.org/estestvennye_nauki/93328–osnovigidroekologiyi–pidruchnik.html.

8. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод : підручник. Київ : Ніка–Центр, 2001. 264 с. URL: http://masters.donntu.org/2011/feht/yungina/library/article4.htm.

9. Хільчевський В. К., Осадчий В. І., Курило С. М. Основи гідрохімії : підручник. Київ : Ніка–Центр, 2012. 312 с. URL: https://www.researchgate.net/publication/309739982_BASES_of_HYDROCHEMISTRY_Osnovi_gidrohimii.

10. A baseline study of larval and juvenile fish in the tidal Thames : summary report / Zoological Society of London. London : ZSL, 2019. URL: https://cms.zsl.org/sites/default/files/2022–09/Larval%20and%20Juvenile%20fish%20in%20the%20tidal%20Thames%20–%20summary%20report.pdf.

11. Bowes M. J., Armstrong L. K., Harman S. A. et al. Weekly water quality monitoring data for the River Thames (UK) and its major tributaries (2009–2013): the Thames Initiative research platform. Earth System Science Data. 2018. Vol. 10, № 3. P. 1637–1653. DOI: 10.5194/essd–10–1637–2018. URL: https://doi.org/10.5194/essd–10–1637–2018.

12. Brent Reservoir (Welsh Harp) : what's happening / Canal & River Trust. URL: https://canalrivertrust.org.uk/about–us/where–we–work/london–and–south–east/current–projects/brent–reservoir–whats–happening.

13. Catchment Data Explorer / Environment Agency. . URL: https://environment.data.gov.uk/catchment–planning/.

14. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities. 2000. L 327. P. 1–73. URL: https://eur–lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj.

15. Environmental Indicator Framework: Theme B – Water / Department for Environment, Food & Rural Affairs. . URL: https://www.gov.uk/government/publications/environmental–indicator–framework–theme–b–water/environmental–indicator–framework–theme–b–water.

16. Event Duration Monitoring – Storm Overflows Annual Return (2020–2024) / Environment Agency. . URL: https://www.gov.uk/government/news/environment–agency–storm–overflow–spill–data–for–2024.

17. Fish conservation in the tidal Thames / Zoological Society of London. . URL: https://www.zsl.org/conservation/regions/uk–europe/tidal–thames–fish–conservation.

18. Fish survey reveals huge variety in River Thames / Environment Agency. . URL: https://www.gov.uk/government/news/fish–survey–reveals–huge–variety–in–river–thames.

19. Grand Union Canal and Regent's Canal / Canal & River Trust. . URL: https://canalrivertrust.org.uk/enjoy–the–waterways/canal–and–river–network.

20. Jarvie H. P., Worrall F., Burt T. P., Howden N. J. K. A 150–year river water quality record shows reductions in phosphorus loads but not in algal growth potential. Communications Earth & Environment. 2025. Vol. 6. Article 62. DOI: 10.1038/s43247–024–01978–4. URL: https://doi.org/10.1038/s43247–024–01978–4.

21. The London Lea: catchment overview and water quality / River Lea Catchment Partnership. URL: https://www.riverleacatchment.org.uk

22. McGoran A. R., Clark P. F., Morritt D. Presence of microplastic in the digestive tracts of European flounder, Platichthys flesus, and European smelt, Osmerus eperlanus, from the River Thames. Environmental Pollution. 2017. Vol. 220. P. 744–751. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.09.078. URL: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.078.

23. McGoran A. R., Cowie P. R., Clark P. F., McEvoy J. P., Morritt D. Ingestion of plastic by fish: a comparison of Thames Estuary and Firth of Clyde populations. Marine Pollution Bulletin. 2018. Vol. 137. P. 12–23. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.09.054. URL: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.054.

24. McGoran A. R., Clark P. F., Smith B. D., Morritt D. High prevalence of plastic ingestion by Eriocheir sinensis and Carcinus maenas (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in the Thames Estuary. Environmental Pollution. 2020. Vol. 265, Pt A.

Article 114972. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114972. URL: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114972.

25. Met Office. UK climate averages. . URL: https://www.metoffice.gov.uk/research/climate/maps–and–data/uk–climate–averages.

26. National River Flow Archive: River Thames gauging (station Kingston/Teddington). Wallingford : UK Centre for Ecology & Hydrology.

URL: https://nrfa.ceh.ac.uk

27. Neal C., Jarvie H. P., Williams R., Love A., Neal M., Wickham H., Harman S., Armstrong L. Declines in phosphorus concentration in the upper River Thames (UK): links to sewage effluent cleanup and extended end–member mixing analysis. Science of the Total Environment. 2010. Vol. 408, № 6. P. 1315–1330. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.10.055. URL: https://doi.org/10.1016/ j.scitotenv.2009.10.055

28. Peel M. C., Finlayson B. L., McMahon T. A. Updated world map of the Köppen–Geiger climate classification. Hydrology and Earth System Sciences. 2007. Vol. 11. P. 1633–1644. DOI: 10.5194/hess–11–1633–2007. URL: https://doi.org/10.5194/hess–11–1633–2007.

29. River basin management plan: Thames river basin district (cycle 3, updated 2022) / Environment Agency. London : Defra, 2022. URL: https://www.gov.uk/guidance/thames–river–basin–district–river–basin–management–plan–updated–2022

30. Rowley K. H., Cucknell A.–C., Smith B. D., Clark P. F., Morritt D. London's river of plastic: high levels of microplastics in the Thames water column. Science of the Total Environment. 2020. Vol. 740. Article 140018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140018. URL: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140018.

31. State of the Thames 2021 : report / Zoological Society of London. London : ZSL, 2021. . URL: https://www.zsl.org/blogs/conservation/the–state–of–the–thames–2021.

32. Storm Overflows Discharge Reduction Plan / Department for Environment, Food & Rural Affairs. London : Defra, 2022. . URL: https://www.gov.uk/government/publications/storm–overflows–discharge–reduction–plan.

33. Thames Tideway Tunnel / Thames Water (Tideway). . URL: https://www.thameswater.co.uk/about–us/projects/thames–tideway–tunnel.

34. Thames21. Water quality testing the River Lea with UCL. . URL: https://www.thames21.org.uk/water–quality–testing–the–river–lea–with–ucl/.

35. Trusler M. M., Moss–Hayes V. L., Cook S., Lomax B. H., Vane C. H. Microplastics pollution in sediments of the Thames and Medway estuaries, UK: organic matter associations and predominance of polyethylene. Marine Pollution Bulletin. 2024. Vol. 208. Article 116971. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2024.116971. URL: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116971.

36. UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive. UKTAG river assessment method: benthic invertebrate fauna. United Kingdom : WFD–UKTAG, 2014. . URL: https://www.wfduk.org/resources/rivers–invertebrates–general–degradation.

37. Walthamstow Wetlands / London Wildlife Trust. . URL: https://www.wildlondon.org.uk/nature–reserves/walthamstow–wetlands.

38. The Water Environment (Water Framework Directive) (England and Wales) Regulations 2017. SI 2017/407. . URL: https://www.legislation.gov.uk/uksi/2017/407/contents.