

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

Факультет Захисту Рослин, Біотехнології та Екології

ПОГОДЖЕНО

**Декан факультету захисту рослин,
біотехнології та екології**

_____ Коломієць Ю. В.
« ____ » _____ 2025 р.

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

**Завідувач кафедри
екології агросфери та екологічного
контролю**

_____ Наумовська О. І.
« ____ » _____ 2025 р.

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

**на тему «Оцінка сучасного антропогенного навантаження на малі річки
міста Києва»**

Спеціальність «101-Екологія»

Освітня програма «Екологічний контроль та аудит»

Орієнтація освітньої програми «освітньо-професійна»

Гарант освітньої програми

к. с.-г. наук, доцент
кафедри екології
агросфери та екологічного
контролю

(підпис)

Марина ЛАДИКА

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

к. с.-г. н., доцент

(підпис)

Сергій ПАВЛЮК

Виконав

(підпис)

Микита МАРТИНЕНКО

КИЇВ-2025

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри екології агросфери та
екологічного контролю

к. с.-г.н, доцент _____ Олена НАУМОВСЬКА

« ____ » _____ 2024 р.

ЗАВДАННЯ

ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ

Мартиненко Микиті Тимофійовичу

Спеціальність 101 «Екологія»

Освітня програма «Екологічний контроль та аудит»

Орієнтація освітньої програми «освітньо-професійна»

Тема магістерської кваліфікаційної роботи: «Оцінка сучасного антропогенного навантаження на малі річки міста Києва»

Затверджена наказом від 5.11.2024 №1979 «С»

Термін подання завершеної роботи на кафедру 15.11.2025 р.

Вихідні дані до роботи: законодавчі акти, навчальна та наукова література, офіційні статистичні матеріали, звіти та оперативні матеріали, публікації наукових установ, власні спостереження та дослідження

Перелік питань, що підлягають дослідженню: 1) проаналізувати сучасний стан басейнів малих річок Києва; 2) визначити ступінь антропогенної трансформації водозбірних територій; 3) провести порівняльний ПС-аналіз басейнів річок. 3) встановити причини виявлених порушень якості води.

Дата видачі завдання «08» листопада 2024 р.

Керівник магістерської
кваліфікаційної роботи

_____ Сергій ПАВЛЮК

Завдання прийняв до виконання _____ Микита МАРТИНЕНКО

РЕФЕРАТ

Робота виконана на 59 сторінках та містить 3 розділи, 28 рисунків, 2 таблиці, 44 використаних джерела.

Мета роботи полягає в тому, щоб провести оцінку сучасного антропогенного навантаження на малі річки міста Києва, включно з фізико-хімічним аналізом вод та картографічними дослідженнями.

Результати цього дослідження можуть слугувати основою для актуалізації моніторингової інформації про об'єкти, удосконалення управлінських підходів і методів, а також для збагачення наявних напрацювань щодо інших подібних територій

Проведений комплексний аналіз стану малих річок Києва показав, що їхні басейни перебувають у стані стійкого урбанізаційного перетворення. Висока частка штучних покриттів і техногенні зміни морфології русел призводять до порушення гідрологічних. За результатами ГІС-аналізу найбільше антропогенне навантаження характерне для Почайни (14,41% промислово-техногенних територій) та Либеді (18,73% промислово-техногенних територій), значна частина якої переведена у колектор. Горіхуватка зберігає більше зелених зон, тоді як Клов повністю урбанізований і позбавлений відкритих ділянок русла.

Хіміко-фізичні дослідження виявили три основні типи порушень якості води: перевищення вмісту заліза у р. Почайна (1,16 ГДК), комбіноване забруднення залізом (1,15 ГДК) і нафтопродуктами (0,73 ГДК) у р. Либідь, а також підвищені значення ХСК (1,46 ГДК) й амонійного азоту (2,06 ГДК) у р. Горіхуватка. Отримані результати свідчать про техногенну природу забруднення, а також про зниження самоочисної здатності водотоків і ризику подальшої деградації міських річкових екосистем.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: МАЛІ РІЧКИ, КИЇВ, ЯКІСТЬ ВОДИ, ЗАБРУДНЕННЯ, ГІС АНАЛІЗ, АНТРОПОГЕННЕ НАВАНТАЖЕННЯ

ЗМІСТ

ВСТУП.....	6
РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД В УРБОЕКОСИСТЕМАХ.....	7
1.1. СПЕЦИФІКА ІСНУВАННЯ І ФУНКЦІОНУВАННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ В МЕЖАХ МІСТ.....	7
1.2. ХАРАКТЕРИСТИКА СИСТЕМИ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ УКРАЇНИ	11
1.3. МІЖНАРОДНИЙ ДОСВІД УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ.....	13
РОЗДІЛ 2. МЕТОДИКА ТА ПРОГРАМА ДОСЛІДЖЕНЬ.....	19
2.1. МЕТА І ЗАВДАННЯ РОБОТИ.....	19
2.2. ОБ'ЄКТ ТА ПРЕДМЕТ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	19
2.3. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБ'ЄКТІВ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	19
2.4. ОСОБЛИВОСТІ ПРОВЕДЕННЯ ПОЛЬОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	22
2.5. МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ.....	26
2.5.1. Фізико-хімічні дослідження.....	26
2.5.2. Картографічні дослідження з використанням ГІС технологій.....	31
РОЗДІЛ 3. АНАЛІЗ СУЧАСНОГО АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА МАЛІ РІЧКИ МІСТА КИЄВА.....	34
3.1. ФІЗИКО-ХІМІЧНИЙ АНАЛІЗ.....	34
3.2. АНАЛІЗ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ.....	43
ВИСНОВКИ	54
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ.....	55
ДОДАТКИ.....	61

ВСТУП

Малі річки є фундаментальними елементами гідрографічної мережі та визначають екологічну стабільність водозбірних територій. Незважаючи на невеликі розміри, саме вони формують базову структуру природного дренажу, забезпечують підтримання гідрологічного режиму, слугують осередками біологічного різноманіття та виконують важливі кліматорегулювальні функції. У межах урбанізованих ландшафтів значення малих річок є ще вагомішим, оскільки вони залишаються останніми елементами природного середовища, інтегрованими у складну систему міського простору.

Разом із тим, малі водотоки належать до найбільш вразливих природних компонентів. Через високу швидкість реагування на антропогенні зміни вони першими відображають наслідки трансформації землекористування, техногенного навантаження, порушення природного стоку та деградації прибережних екосистем. У містах, де переважають штучні поверхні, ущільнена забудова, транспортна інфраструктура та розгалужені інженерні мережі, малі річки зазнають суттєвих порушень: змінюється їх морфометрія, частина русел переводиться у колектори, скорочуються або повністю зникають природні заплави, а поверхневий стік акумулює значні об'єми техногенних забруднювачів.

Сучасний стан малих річок значною мірою визначається взаємодією природних процесів та урбанізаційних чинників. Вони одночасно виконують функції водоприймання зливових стоків, переносять на собі навантаження від транспортних і промислових об'єктів, а також відображають якість роботи міських комунальних систем. За таких умов ключовим завданням стає комплексна оцінка їхнього екологічного стану, що поєднує аналіз морфології, ландшафтної структури водозбору, гідрологічних характеристик та хіміко-фізичних показників якості води.

РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД В УРБООКОСИСТЕМАХ

1.1. Специфіка існування і функціонування водних об'єктів в межах міст

Водні об'єкти є невід'ємною складовою розвитку людської цивілізації та господарської діяльності. З найдавніших часів формування людських поселень відбувалося переважно поблизу річок, озер і морів, що зумовлено низкою природних, економічних і соціальних чинників. Передусім водні ресурси забезпечували населення життєво необхідною питною водою, сприяли розвитку землеробства та тваринництва, а також створювали умови для рибальства як одного з основних джерел продовольства. Згодом водні об'єкти стали важливими транспортними артеріями, що сприяли торгівлі, культурним контактам та розширенню територій людської діяльності. Таким чином, наявність водних джерел визначила напрямки заселення, господарського розвитку та становлення цивілізацій у різних частинах світу [1].

Подальший розвиток землеробства, скотарства та інтенсивні урбанізаційні процеси зумовили суттєву трансформацію природного ландшафту та зміни у структурі земної поверхні. Проведення іригаційно-меліоративних робіт сприяло підвищенню родючості ґрунтів і врожайності сільськогосподарських культур, забезпечуючи продовольчу стабільність населення. Водночас недотримання екологічних норм і технологічних вимог під час цих робіт нерідко ставало причиною деградації природних екосистем, порушення водного балансу, засолення ґрунтів і, як наслідок, виникнення масштабних регіональних екологічних криз, що в окремих випадках призводило до занепаду цілих цивілізацій [1, 2].

Міська урбанізація істотно змінює морфологічну структуру та функціональну організацію річкових систем. Зведення водонепроникних покриттів, розвиток транспортної інфраструктури та будівництво систем зливової каналізації призводять до порушення природного водного режиму,

змінюючи гідрологічні характеристики водозборів, динаміку стоку та транспорт наносів. Відведення зливових і побутових стічних вод, а також надходження забруднюючих речовин із точкових і дифузних джерел суттєво погіршують якість річкової води й донних відкладів. Масштабна інженерна перебудова русел, спрямована на підвищення пропускної здатності під час паводків, водночас змінює природну структуру річкової мережі та її гідроморфологічні властивості. Такі втручання часто спричиняють втрату гідрологічного та екологічного зв'язку між руслом і заплавою, порушення процесів перенесення наносів і зниження біорізноманіття. У результаті змінюється динаміка русла, що впливає на стабільність екосистем і природний саморегулюючий потенціал річкових ландшафтів. Водночас спостерігається підвищення поздовжньої зв'язності водотоку, що може мати як позитивні, так і негативні наслідки для функціонування гідроекосистем [3].

Міські річки можна розглядати як нові або гібридні екосистеми, які зазнали суттєвих біотичних і абіотичних змін, що ускладнює або навіть унеможливує їх повернення до історичних природних станів. Багато сучасних втручань у річкові системи міст мають обмежену екологічну ефективність, оскільки не враховують цю новизну, а фундаментальні зміни стану є надзвичайно складними для відновлення без втрати суспільно важливих функцій річок. У результаті більшість заходів орієнтуються переважно на соціально-економічні вигоди, а не на покращення екологічного стану. Однак більш доцільним підходом є прийняття екологічної новизни, притаманної міським річкам, і пошук шляхів підвищення їх екологічної функціональності в умовах нових середовищ та видового складу. Методи екологічного інжинірингу поки що застосовуються обмежено у сильно урбанізованих річках, проте саме вони можуть становити найбільш перспективний інструмент для відновлення екологічної рівноваги в таких трансформованих системах [4, 5].

Розробка та впровадження цих методів супроводжується низкою викликів - зокрема, необхідністю визнання і розуміння біотичної та абіотичної новизни, спрямування зусиль не на відновлення зниклих видів, а на підвищення

екологічної стійкості й функціональності, а також систематичного тестування ефективності проведених заходів. Частково це вимагає культурної переорієнтації у сприйнятті міських річок, особливо серед управлінців, інженерів і екологів, щоб дозволити створення нових типів середовищ існування та формування нетипових біотичних спільнот. Такі зміни вписуються у ширший контекст екологічної парадигми, що передбачає інтеграцію ширшого спектра видів у міське середовище поряд із людиною та підвищення якості екосистемних послуг у містах. Крім того, міські річки відкривають значні наукові перспективи - для проведення більш радикальних експериментів, спільного проектування систем і порівняльних досліджень між урбанізованими регіонами світу [6, 7].

Підвищення ефективності контролю забруднення є нагальною потребою для усунення процесів деградації в міських річках. Проте часто точні причини таких явищ залишаються невизначеними. Для раціонального розподілу ресурсів і впровадження дієвих заходів боротьби із забрудненням необхідно чітко ідентифікувати джерела його виникнення. Ґрунтовне розуміння біогеохімічних процесів, що лежать в основі формування так званих «чорних» і «смердючих» річок, є першим кроком не лише до впровадження ефективних заходів очищення, але й до моніторингу результативності таких дій і подальшого їх коригування [8, 9].

Основними чинниками формування чорного забарвлення та запаху в міських водотоках вважаються органічні забруднювачі, що надходять із неочищених стічних вод або дифузних джерел, зокрема зі сільськогосподарських угідь і зливових стоків міських територій. Надмірне надходження органічних речовин призводить до швидкого виснаження розчиненого кисню у воді та переходу до анаеробних умов. За таких обставин анаеробні мікроорганізми розкладають органічні сполуки - вуглеводи, жирні кислоти, білки - на менші молекули, серед яких утворюються леткі органічні кислоти та відновлені сполуки сірки, зокрема сірководень і органічні сульфіді. Ці продукти взаємодіють із мінералами у воді та донних відкладах, утворюючи чорні осади за участі мікроорганізмів. Таким чином, почорніння й запах міських річок є результатом

комплексної взаємодії органічного навантаження, кисневого дефіциту та мікробіологічних процесів, що відбуваються у воді та донних відкладах [9-11].

Сучасні урбанізовані зони істотно впливають на стан міських водойм, загрожуючи погіршенням їхньої якості. Зокрема, міські озера отримують надмірні обсяги біогенних елементів і стають середовищем із вищим трофічним рівнем порівняно з природними водоймами. Надлишкове надходження поживних речовин часто спричиняє перехід від макрофітно-домінованих до фітопланктонно-домінованих екосистем. Унаслідок цього структура екосистем зазнає радикальних змін: зменшується екологічна різноманітність, посилюється ерозія берегів і зростає каламутність води. Особливо сприятливими до таких змін є ціанобактерії, здатні утворювати широкий спектр токсичних і з неприємним запахом вторинних метаболітів. Їхні масові «цвітіння» дедалі частіше фіксуються в міських водоймах, стаючи основною формою взаємодії населення з цими екосистемами. Додатковий негативний вплив чинять скиди міських стічних вод, несправність каналізаційних систем і переповнення колекторів, що призводить до санітарних та екологічних проблем, зокрема до накопичення важких металів і фекального забруднення. Токсичні «цвітіння» та бактеріальна контамінація значно знижують якість води й становлять серйозну загрозу для здоров'я населення [12-14].

Міські водозбори, як правило, характеризуються вищими питомими навантаженнями фосфору, що надходить зі зливого стоку, порівняно з іншими територіями. Міський стік, проходячи по водонепроникних поверхнях, вимиває та накопичує значні кількості поживних речовин. Крім того, більшість урбанізованих водозборів отримують суттєві вторинні надходження фосфору з різноманітних джерел, зокрема зі скидів міських стічних вод, несправних септичних систем і переповнених каналізаційних колекторів. Міські озера також мають специфічні внутрішні джерела фосфору — пташині екскременти, скиди від маломірних суден і вивільнення фосфору з донних відкладів. Унаслідок цього спостерігаються масові розростання фітопланктону та водоростей, що значно погіршує якість води й створює санітарно-гігієнічні ризики для населення.

Оскільки міські водойми зазвичай мають слабкий або відсутній водообмін із чистими джерелами, накопичені поживні речовини не виводяться, що ще більше стимулює розвиток фітопланктону та посилює дефіцит світла у водній товщі [15-17].

1.2. Характеристика системи управління водними ресурсами України

Проблемою ефективності державного управління водними ресурсами є невід’ємною частиною ширшого комплексу питань, пов’язаних із регулюванням природокористування та охороною навколишнього природного середовища. На жаль, питання державного управління у сфері водних ресурсів розглядаються переважно фрагментарно й поверхово - здебільшого у контексті екологічних та економічних аспектів, без належного врахування теоретико-методологічних засад сучасного державного управління. Такий підхід обмежує можливості формування цілісної системи управління водними ресурсами, що могла б об’єднати екологічні, соціально-економічні та адміністративно-правові інструменти [18].

Відповідно до статті 13 Водного кодексу України, державне управління у сфері використання, охорони та відтворення водних ресурсів здійснюється на засадах басейнового принципу. Такий підхід передбачає реалізацію державних, цільових, міждержавних і регіональних програм, спрямованих на раціональне використання вод, їх охорону та забезпечення відновлення водних ресурсів [19].

Законом України від 24 травня 2012 року № 4836-VI було затверджено Загальнодержавну цільову програму розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро до 2021 року, яка визначила комплекс заходів, спрямованих на впровадження системи інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом. Реалізація цієї програми мала забезпечити підвищення ефективності водогосподарської діяльності, поліпшення екологічного стану водних об’єктів і гармонізацію

національної водної політики з європейськими стандартами управління водними басейнами [20].

Чинна модель регулювання водних ресурсів в Україні сьогодні не здатна повністю вирішувати основні завдання, що стосуються їх використання, охорони та відновлення. Саме тому, у процесі зближення з європейським правовим простором, держава активно впроваджує підходи інтегрованого управління водними ресурсами. Ця трансформація спрямована на досягнення і подальше збереження високої якості водних екосистем, раціональне водокористування та забезпечення населення безпечною питною водою. Застосування таких принципів створює передумови для сталого функціонування водних екосистем, підвищення їхньої екологічної стабільності та зменшення негативного людського впливу на водне середовище. [21].

Найважливішим стратегічним документом України у сфері реалізації міжнародних зобов'язань щодо забезпечення водної безпеки, виконання положень «Угоди про асоціацію між Україною та Європейським Союзом» та Резолюції Генеральної Асамблеї ООН «Глобальні цілі сталого розвитку до 2030 року» є «Водна стратегія України до 2050 року» та «Операційний план її реалізації до 2024 року». Водна стратегія визначає ключові засади державної політики у сфері використання, охорони та відтворення водних ресурсів. Її метою є забезпечення узгодженості рішень, пов'язаних із водокористуванням, підвищення рівня національної водної безпеки та зниження ризиків, що виникають у процесі управління водними ресурсами, на основі принципів сталого та інтегрованого управління водними ресурсами [22].

Водна стратегія України до 2050 року включає п'ять стратегічних цілей, для кожної з яких визначено конкретні завдання та 40 вимірюваних індикаторів досягнення:

Ціль 1: Забезпечення рівного доступу населення до якісної та безпечної для здоров'я питної води, а також реалізація ефективних санітарно-профілактичних заходів.

Ціль 2: Поліпшення якісного стану водних об'єктів шляхом досягнення та підтримання “доброго” екологічного й хімічного стану масивів поверхневих вод, а також екологічного потенціалу штучних і істотно змінених водних об'єктів та стабільного кількісного і хімічного стану підземних вод.

Ціль 3: Забезпечення достатньої кількості водних ресурсів для відновлення й оздоровлення водних екосистем, досягнення екологічно збалансованого водозабору та сталого водопостачання.

Ціль 4: Скорочення зростаючих ризиків, пов'язаних із нестачею або надлишком води, зокрема через впровадження систем моніторингу та адаптації до змін клімату.

Ціль 5: Запровадження інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом, відповідно до стандартів Організації економічного співробітництва та розвитку (ОЕСР), із застосуванням сучасних підходів до водного врядування в межах річкових басейнів, прибережних і морських акваторій [23].

Таким чином, Водна стратегія України до 2050 року є фундаментальним документом, що окреслює довгострокову модель розвитку водної політики держави, орієнтовану на сталий розвиток, екологічну безпеку та гармонізацію із законодавством Європейського Союзу.

1.3. Міжнародний досвід управління водними ресурсами

У країнах Європейського Союзу з 2000 року впроваджується основоположний нормативно-правовий акт у сфері управління водними ресурсами — Водна рамкова директива ЄС (2000/60/ЄС) [1], яка є обов'язковою до виконання всіма державами-членами Союзу. Цей документ узагальнює сучасні підходи до управління водними ресурсами та формує єдину політику у сфері охорони й раціонального використання вод [24].

Директива передбачає дві головні стратегічні цілі: по перше, створення ефективних організаційно-правових рамок для функціонування європейського

водного господарства; по друге, досягнення задовільного екологічного стану усіх поверхневих і підземних водних об'єктів [25].

Водна рамкова директива ґрунтується на принципі інтегрованого управління водними ресурсами, що передбачає комплексний підхід до охорони, поліпшення та відновлення всіх водних об'єктів, а також систематичне вивчення їхнього стану, використання та взаємозв'язків у межах природних річкових басейнів. Цей документ закріплює європейську модель дбайливого ставлення до вод - як до стратегічного ресурсу, так і до важливого елемента екологічної рівноваги [25].

У глобальному контексті Європейська комісія та країни-члени ЄС щорічно інвестують близько 1,5 млрд євро у реалізацію проектів, пов'язаних із управлінням водними ресурсами. Раціоналізація та підвищення ефективності використання цих коштів мають потенціал для суттєвого покращення стану водних екосистем і підвищення водної безпеки на континенті [26].

На сьогодні Федеративна Республіка Німеччина є однією з найрозвиненіших країн Європи та світу у сфері управління водними ресурсами. Її досвід вирізняється комплексним підходом до охорони водних об'єктів, раціональним використанням питної води та впровадженням інноваційних технологій водокористування. Німеччина має один із найнижчих рівнів споживання води серед промислово розвинених держав, що зумовлено зміною поведінки споживачів, широким використанням сучасних водозберігаючих технологій, а також багаторазовим і повторним використанням води у виробничих процесах [27].

Основним нормативним актом, який регулює водогосподарську діяльність у країні, є Закон «Про організацію водного господарства» (1957 р.). У ньому закріплено принцип, за яким «води є складовою природи і охороняються як життєвий простір для тварин і рослин». Відповідно, поводження з водними ресурсами має здійснюватися таким чином, щоб вони служили загальному благу та забезпечували сталий розвиток екосистем, залежних від них [28].

Ключовим принципом водокористування в Німеччині є правило: «заборонено те, що спеціально не дозволено», тобто будь-яке використання водних ресурсів потребує отримання відповідного дозволу. Процедура видачі таких дозволів ґрунтується на дотриманні критерію «відповідності вимогам стану техніки», який є базовим показником німецького екологічного права. Цей критерій орієнтований не лише на якісний стан води, а насамперед на технічний рівень обладнання підприємств, що визначається через «галузеві гранично допустимі нормативи» - стандарти, встановлені для певних видів промисловості, які здійснюють скиди стічних вод у водні об'єкти [27].

Другим важливим законодавчим актом є Закон «Про платежі за скидання стічних вод у водні об'єкти», який передбачає економічний механізм регулювання водокористування. Розмір платежів розраховується на основі так званих «одиниць забрудненості» - кількісних показників вмісту забруднювальних речовин у стічних водах. Надходження від цих платежів спрямовуються до бюджетів федеральних земель і використовуються для фінансування природоохоронних заходів, спрямованих на збереження, відновлення та покращення стану водних ресурсів [29].

Франція є однією з європейських країн, найбагатших на водні ресурси, однак вони розподілені територією держави нерівномірно та характеризуються високою вразливістю до антропогенних і кліматичних чинників. Французька система правового регулювання водокористування належить до найрозвиненіших у світі: усі водні ресурси перебувають у державній власності, що забезпечує цілісність підходів до їх охорони та управління. Законодавчі норми країни повністю узгоджуються з положеннями Водної рамкової директиви ЄС, а механізми державного управління водами спираються на сучасні європейські принципи та стандарти [30].

Прийнятий у 1964 році Закон про воду започаткував докорінну реформу системи державного управління водними ресурсами Франції. Територію країни було поділено на шість гідрографічних басейнів, у межах кожного з яких

створено басейнові комітети (так звані “водні парламенти”) та басейнові агентства [31].

На загальнодержавному рівні ключову роль у сфері водного менеджменту відіграє Міністерство довкілля, тоді як відомства, відповідальні за промисловість, аграрний сектор та інфраструктуру, реалізують допоміжні повноваження. Національний водний комітет (Comité national de l'eau), що об'єднує представників державних інституцій, наукових організацій, бізнесу та громадськості, здійснює дорадчу діяльність під час розгляду стратегічних рішень і проектів нормативних актів, пов'язаних із водною політикою країни. Усі важливі рішення щодо розвитку водного господарства проходять погодження з цим комітетом. Басейнові комітети є колегіальними органами, що представляють інтереси всіх зацікавлених сторін - держави, місцевих громад, підприємств і користувачів водних ресурсів. Вони визначають стратегію розвитку водного басейну, встановлюють платежі за водокористування, а також розробляють рамкові програми управління водними ресурсами, у яких формулюються стратегічні цілі, заходи з охорони та відновлення вод, а також принципи їх сталого використання. Басейнові агентства виступають виконавчими державними установами фінансово-технічного характеру, які реалізують басейнову політику на принципах самофінансування. Їхня діяльність базується на використанні економічних інструментів стимулювання - системи платежів і субсидій [32-33].

Кожен річковий басейн поділено на локальні ділянки, за які відповідають місцеві водні комісії, що складаються з представників місцевих користувачів. Вони розробляють власні програми планування та управління водними ресурсами, у яких визначаються конкретні завдання щодо ефективного використання, охорони та відновлення вод у межах підконтрольних територій [31-33].

У Великій Британії система управління водними ресурсами ґрунтується на басейновому принципі та має регіональну структуру, що забезпечує комплексний підхід до використання й охорони вод. У 1974 році в країні було створено десять

регіональних органів з охорони водних ресурсів, юрисдикція яких охоплює найбільші річкові басейни. Ці органи виконують широкий спектр функцій - від водопостачання, очищення та переробки стічних вод до запобігання забрудненню, захисту від повеней, регулювання рибальства, розвитку рекреації та збереження природної й естетичної цінності річкових екосистем. Регіональні управління діють із високим рівнем автономії та повністю відповідають за стан водних ресурсів у межах своїх басейнів. Фінансування їх діяльності здійснюється переважно за рахунок платних послуг водогосподарського призначення, частково - за рахунок державного бюджету та інших джерел фінансування, зокрема місцевих екологічних програм і цільових фондів [30, 35, 36].

Вищим координаційним органом є Національна водна рада (National Water Council), яка виконує консультативні функції щодо уряду та регіональних органів, а також сприяє формуванню єдиної національної водної політики. Хоча регіональні структури мають значну самостійність, вони діють у межах єдиної державної системи управління водними ресурсами [34-37].

Загальне стратегічне планування у сфері використання та охорони вод здійснюється на урядовому рівні, де політика у цій галузі координується спільно Міністерством сільського господарства та Міністерством навколишнього середовища. Такий розподіл повноважень забезпечує узгодженість між економічними, екологічними та соціальними аспектами управління водними ресурсами, а басейновий принцип дозволяє враховувати природні межі водозборів замість адміністративно-територіальних [36, 37].

Серед держав пострадянського простору Республіка Казахстан стала одним із піонерів у впровадженні та підтримці процесу планування інтегрованого управління водними ресурсами на національному рівні. У період 2000–2003 років у країні було створено необхідні передумови для реформування водогосподарського сектору: ключову роль в управлінні водними ресурсами законодавчо закріплено за Комітетом водних ресурсів Міністерства сільського господарства Республіки Казахстан та восьми басейновими водогосподарськими управліннями. Проте для ефективного функціонування цієї системи виявилася

необхідною подальша розбудова інституційного та організаційного потенціалу [38].

До 2003 року в Казахстані було сформовано оновлену систему водного законодавства, що створила нормативну основу для інтегрованого підходу до управління водними ресурсами. Водночас для підвищення ефективності правового впливу на процеси прийняття управлінських рішень виникла потреба у розробці комплексу підзаконних актів прямої дії, які б деталізували положення базових законів і забезпечили їх практичне застосування [39-41].

Процес упровадження принципів інтегрального управління водними ресурсами у Казахстані розвивався у кількох напрямках. На міжнародному рівні важливою подією стало те, що уряд Казахстану взяв на себе зобов'язання на Всесвітньому саміті зі сталого розвитку в Йоганнесбурзі (2002 р.) розробити до 2005 року національний план реалізації принципів сталого управління та розвитку водних ресурсів [40, 41].

Безпосередня розробка Національного плану інтегрального управління водними ресурсами і водозбереження для Казахстану розпочалася у червні 2004 року за підтримки Програми розвитку ООН (ПРООН) у співпраці з урядом Норвегії, Департаментом міжнародного розвитку Великої Британії (DFID) та за методичної допомоги Глобального водного партнерства (Global Water Partnership) [42].

РОЗДІЛ 2. МЕТОДИКА ТА ПРОГРАМА ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Мета і завдання роботи

Мета роботи – здійснити аналіз сучасного антропогенного навантаження на малі річки міста Києва.

Завдання роботи:

- здійснити польове експедиційне обстеження стану русел річок та прилягаючих територій з відбором проб води;
- здійснити лабораторно-аналітичне дослідження фізико-хімічних показників якості води;
- проаналізувати основні чинники антропогенного навантаження та їх просторове розміщення
- визначити тенденції та розробити рекомендації

2.2. Об'єкт та предмет дослідження

Об'єкт дослідження – малі річки міста Києва, як елементи урбанізованої гідрологічної мережі

Предмет дослідження - сучасний стан та характер антропогенного впливу на водні, геоморфологічні й біотичні компоненти малих річок міста Києва, а також просторові закономірності забруднення та зміни якості водного середовища.

2.3. Характеристика об'єктів дослідження

Мережа малих річок міста Києва є складовою басейну Дніпра та відіграє важливу роль у формуванні міського гідрологічного режиму, водообміну, мікроклімату та екологічного балансу столиці. До неї належать численні притоки Дніпра — як правобережні, так і лівобережні, що мають переважно малу протяжність (1–15 км), невеликі водозбори та значний ступінь урбанізованості. Найвідоміші з них — Либідь, Сирець, Совка, Нивка, Віта, Дарниця, Клов,

Горіхуватка, а також численні дрібні струмки й балки, більшість яких нині сховані під землею або перетворені на зливові колектори [43].

Мапа гідромережі малих річок правого берега міста Київ

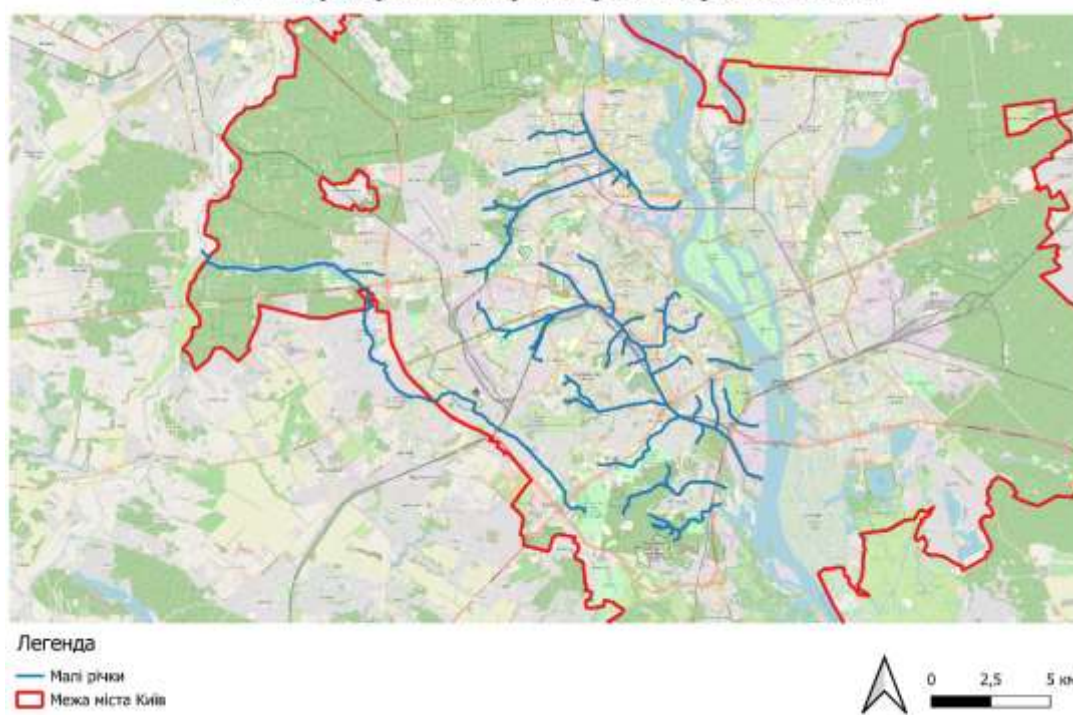


Рис 2.1. Мапа гідромережі малих річок правого берега міста Київ

Переважна частина малих річок бере початок на схилах Київського плато та в заплавах його ярів і балок, маючи змішане живлення (снігове, дощове та підземне). Для них характерний рівнинний характер течії, невеликий ухил і незначна швидкість води. У періоди весняного сніготанення спостерігаються короткочасні паводки, тоді як у літньо-осінній період частина водотоків пересихає або повністю зникає на поверхні [43].

Більшість малих річок Києва зазнали істотних антропогенних перетворень у процесі розвитку міста. Починаючи з XIX століття, їх долини активно забудовувалися, русла спрямляли, випрямляли та поміщали у бетонні канали або колектори. Унаслідок цього значна частина природної гідромережі втратила екологічні функції - зменшилася площа водообміну, порушено підземний дренаж, знизилась здатність річкових систем до самоочищення [43-44].

Активна забудова русел колекторами завершилася наприкінці 1980-х років XX століття. У подальші десятиліття проводилися лише періодичні

реконструкції та локальні ремонти, однак технічний стан бетонних конструкцій постійно погіршується. Це спричиняє зростання ризику підтоплень, розмивів ґрунту та аварійних ситуацій у зливовій мережі, що додатково ускладнює природне відновлення річкових систем [43-44].

Характеристика основних річкових об'єктів:

Річка Либідь - найбільша мала річка Києва, права притока Дніпра, завдовжки близько 14–16 км і площею водозбору приблизно 66 км². Бере початок у південно-західній частині міста, в районі озера Відрадне та однойменного парку, протікає через центральні райони столиці. Русло значною мірою колекторизоване (понад 70 %), особливо в середній і нижній течії. Водотік має переважно змішане живлення (снігове, дощове, підземне). Унаслідок урбанізації річка зазнала істотної деградації, використовується переважно як дренажно-зливовий канал, проте залишається головним елементом природного дренажу центральної частини Києва.

Річка Почайна - історична ліва притока Дніпра, з якою пов'язується хрещення Київської Русі. Сучасна довжина становить близько 7–8 км, русло частково втрачено внаслідок меліорацій і забудови Оболоні. Залишки відкритого русла збереглися в межах Оболонської затоки та Почайницького урочища. Пригирлова частина річки нині частково відновлюється в межах громадських природоохоронних ініціатив. Ступінь колекторизації становить близько 60 %, природні відрізки збереглися у прибережній зоні Дніпра.

Річка Клов - ліва притока Либеді, довжиною близько 3,2 км, що протікала у долині між сучасними вулицями Шовковичною та Кловським узвозом. Русло повністю взято в підземний колектор ще на початку ХХ століття. У минулому річка мала важливе дренажне значення для центральної частини Києва, нині її води використовуються у системі зливової каналізації.

Річка Совка - права притока Либеді, завдовжки близько 9 км. Бере початок поблизу Жулян, протікає територією Голосіївського району, утворюючи Совські ставки, що є однією з небагатьох відкритих водних систем у межах густої міської

забудови. Русло частково колекторизоване (близько 50 %), зберегло природну гідрологічну структуру на окремих ділянках.

Річка Горіхуватка - права притока Либеді, довжиною близько 7 км, що бере початок близ Васильківської. Протікає через Голосіївський національний природний парк, де формує каскад мальовничих ставків і озер. Русло переважно відкрите (колекторизація до 20–30 %), характеризується відносно доброю екологічною збереженістю та наявністю природного джерельного живлення.

2.4. Особливості проведення польових досліджень

Дослідження проводилися шляхом відбору проб для подальшого лабораторного аналізу. Дата проведення аналізу – 16 жовтня 2025 року.

Було обрано п'ять точок на різних об'єктах, а саме:

1. Гирло річки Почайна

Координати: 50.486090994970965, 30.530077659468375



Рис. 2.2. Гирло р. Почайна (власне фото)

Ділянка розташована біля транспортної розв'язки Набережно-Рибальської вулиці та проспекту Степана Бандери, у пригирловій зоні Почайнинської затоки Дніпра. Річка виходить із підземного трипролітного бетонного колектора у вузьке русло, яке переходить у затоку. Береги укріплені бетоном і кам'яною накидкою (рис 2.2.), частково зарослі очеретом. Спостерігається застій води, темне забарвлення, незначна кількість органічних решток і сліди поверхневого

забруднення. Поруч проходять транспортні магістралі та промислові об'єкти, що зумовлює високий рівень антропогенного навантаження на пригирлову ділянку.

2. Верхня частина русла річки Либідь

Координати: 50.431624678396716, 30.506459351107225



Рис. 2.3. Русло р. Либідь поруч з другою точкою відбору проб, (власне фото)

Ділянка русла розташована в центральній частині Києва, поблизу станції метро «Олімпійська». Річка протікає відкритим бетонним каналом із прямолінійним профілем та штучно укріпленими берегами (Рис 2.3.). Ширина водотоку становить близько 2-3 м, глибина - до 0,3 м. Вода слабопроточна, із наявними слідами органічного та побутового забруднення. Русло обрамлене залишками зелених насаджень, однак переважає урбанізоване оточення - транспортні артерії, будівлі та зливово інфраструктура. Ділянка характеризується високим ступенем колекторизації вище за течією та помітним техногенним впливом.

3. Гирло річки Клов

Координати: 50.43115400482004, 30.507110313975637



Рис. 2.4. – Гирло р. Клов, (власне фото)

Ділянка представлена бетонним колектором двопролітної конструкції, через який підземний потік річки Клов виходить до відкритої частини русла Либеді. Береги та дно повністю штучні, укріплені бетонними плитами, з ознаками зношення (рис 2.4.). На стінах - численні графіті, що свідчать про тривалу техногенну експлуатацію та занедбаний стан об'єкта. Вода слабопроточна, із поверхневими забрудненнями та запахом органічного походження. Навколишнє середовище урбанізоване, зі щільною забудовою та транспортним навантаженням, що створює високий рівень антропогенного впливу на гідросистему.

4. Гирло річки Горіхуватка

Координати: 50.40551148820793, 30.528938588924515



Рис. 2.5. Гирло р. Горіхуватка, (власне фото)

Ділянка являє собою бетонний колектор, через який річка Горіхуватка впадає у Либідь. Русло повністю штучне, з глибокими каналізованими стінками та залишками підпірних споруд (рис 2.5.). Спостерігаються сліди руйнування бетону, замулення, скупчення гілок та сміття біля виходу води. Потік помірний, вода темна, із незначним запахом зливових стоків. Береги позбавлені рослинності, стіни покриті графіті, характерна висока урбанізація довколишньої території.

5. Гирло річки Либідь

Координати: 50.38212567768924, 30.57773166802635



Рис. 2.6. – Гирло р. Либідь, (власне фото)

Гирлова частина Либеді розташована в південній частині міста, біля Столичного шосе, де річка впадає безпосередньо у Дніпро. Русло спрямлене, повністю облицьоване бетонними плитами з укріпленими укосами; характерна наявність перепаду потоку на виході у водосховище. Вода темного кольору, із видимими ознаками забруднення та органічного замулення. Прибережна зона частково заросла очеретом, але на стінках бетонного каналу помітні сліди підтоплення та ерозії. Поруч тривають роботи з розчищення русла та технічного ремонту гідротехнічних споруд. Район має високий рівень антропогенного навантаження через близькість транспортної інфраструктури та промислових об'єктів.

2.5. Методика досліджень

Особливості польових досліджень визначаються необхідністю отримати репрезентативні дані про стан водних об'єктів безпосередньо в умовах їх природного середовища. Під час виїзду на місцевість фіксуються координати точок відбору, стан прилеглих територій, наявність джерел забруднення та погодні умови.

Відбір проб води проводиться відповідно до стандартів, які регламентують тип тари, порядок її промивання, глибину забору та умови консервації. Проби відбирають у чисті стерильні ємності, зазвичай із середнього шару води, уникаючи захоплення поверхневих забруднень або донного осаду. Одразу після відбору зразки маркуються, фіксується час. Після чого проби транспортують до лабораторії в умовах, що запобігають зміні їх хімічного складу.

2.5.1. Фізико-хімічні дослідження

Відбір проб відбувався згідно до «ДСТУ ISO 5667-3-2001 Якість води. Відбирання проб. Частина 3. Настанови щодо зберігання та поводження з пробами».

Надалі про кожен з показників відповідно до методик:

Водневий показник

Згідно до ДСТУ 4077-01 Якість води. Визначення рН (ISO 10523:1994, MOD):

Метод базується на потенціометричному вимірюванні електрорушійної сили між індикаторним (скляним) електродом та електродом порівняння (хлорсрібним або каломельним). Потенціал скляного електрода змінюється пропорційно активності іонів Гідрогену.

Хід аналізу.

- Калібрують рН-метр послідовно за двома-трьома буферними розчинами.
- Пробу води наливають у чисту склянку, термостатують до $(20 \pm 2) ^\circ\text{C}$.

- Електроди промивають дистильованою водою, занурюють у пробу без утворення бульбашок.
- Після стабілізації показника записують значення рН.

Отримане значення порівнюють із нормативами ДСанПіН та екологічними критеріями: рН питної води має бути в межах 6,5–8,5. Значення нижче 6 свідчить про кислу реакцію середовища, що може спричиняти корозію, тоді як понад 9 – про надлишкову лужність і можливі зміни токсикологічних властивостей води.

Вміст нафтопродуктів

Згідно до МВВ 081/12-0910-14 «Визначення нафтопродуктів флуориметричним методом»:

Ароматичні вуглеводні в складі нафтопродуктів поглинають УФ-випромінювання і випромінюють світло у видимому діапазоні. Інтенсивність флуоресценції пропорційна концентрації забруднювача.

Хід аналізу.

- Пробу (до 500 см³) екстрагують гексаном.
- Відокремлюють органічну фазу, фільтрують.
- Вимірюють інтенсивність флуоресценції при $\lambda = 310/360$ нм.
- Концентрацію визначають за градууювальною кривою.

Хімічне споживання кисню

Згідно до МВВ 081/12-0901-14 «Визначення хімічного споживання кисню (ХСК) фотометричним методом»:

ХСК характеризує кількість органічних речовин у воді, що можуть бути окиснені дихроматом калію. Це інтегральний показник забруднення. У присутності сірчаної кислоти і каталізатора (Ag_2SO_4) дихромат окиснює органічні речовини. Оптичну густину забарвлення отриманого розчину Cr^{3+} вимірюють фотометрично.

Хід аналізу.

- У пробірку додають 10 см³ води, 5 см³ дихромату, 10 см³ H_2SO_4 .
- Нагрівають 2 год при 150 °С.

- Після охолодження вимірюють оптичну густина при 600 нм.
- Концентрацію обчислюють за калібрувальним графіком.

Вміст хлоридів

Згідно до МВВ 081/12-0004-01 «Методика визначення хлоридів аргентометричним титруванням»

Метод ґрунтується на титруванні іонів Cl^- розчином AgNO_3 у присутності хромату калію. Поява червоно-бурого осаду Ag_2CrO_4 свідчить про завершення титрування.

Хід аналізу.

- У конічну колбу наливають 100 cm^3 проби.
- Додають 1 cm^3 розчину K_2CrO_4 .
- Титрують AgNO_3 до появи стійкого червоно-бурого відтінку.
- Записують об'єм титранту.

Вміст азоту амонійного

Згідно до МВВ 081/12-0106-03 «Визначення амоній-іонів фотоколориметричним методом (реактив Несслера)»:

У лужному середовищі амоній реагує з реактивом Несслера, утворюючи жовто-буре забарвлення через формування комплексу $[\text{Hg}_2\text{N}]\text{I}\cdot\text{NH}_2\text{OH}$. Надалі потужність забарвлення вимірюється фотоколориметром. Результат корегується за градуовальною кривою.

Хід аналізу.

- До 50 cm^3 проби додають 2 cm^3 реактиву Несслера.
- Через 10 хв вимірюють оптичну густина при $\lambda = 410$ нм.
- Концентрацію визначають за градуовальною кривою.

Вміст заліза загального

Згідно до КНД 211.1.4.034-95 «Визначення заліза фотометричним методом з ортофенантроліном»:

Після відновлення Fe^{3+} до Fe^{2+} сірчистим гідроксиламіном утворюється забарвлений комплекс з ортофенантроліном. Забарвлення червоно-оранжеве, вимірюється при $\lambda = 510$ нм.

Хід аналізу.

- До проби додають 1 см^3 гідроксиламіну, 2 см^3 розчину ортофенантроліну, підкислюють.
- Через 10 хв вимірюють оптичну густина.
- Концентрацію обчислюють за графіком.

Вміст ортофосфатів

Згідно до МВВ 081/12-0005-01 «Визначення ортофосфатів фотометричним методом»:

Фосфати реагують з амоній молібдатом у кислому середовищі з утворенням фосфомолібденового комплексу, який після відновлення стає інтенсивно синім

Хід аналізу.

- До 50 см^3 проби додають 5 см^3 реактиву молібдату амонію та 1 см^3 відновника (аскорбінова кислота).
- Через 10 хв вимірюють оптичну густина при 690 нм.
- Концентрацію визначають за калібрувальною кривою.

Вміст нітритів

Згідно до КНД 211.1.4.023-95 «Визначення нітритів фотометричним методом (реактив Гріса)»:

Нітрит-іони реагують із сульфаніловою кислотою та α -нафтиламіном, утворюючи рожевий азобарвник. Інтенсивність забарвлення пропорційна концентрації NO_2^- .

Хід аналізу.

- До 50 см^3 проби додають по 1 см^3 реактивів Гріса I і II.
- Через 15 хв вимірюють оптичну густина при 540 нм.
- Концентрацію визначають за графіком.

Вміст сульфатів

Згідно до КНД 211.1.4.026-95 «Визначення сульфатів турбідиметричним методом»:

У присутності BaCl_2 іони SO_4^{2-} утворюють нерозчинний осад BaSO_4 . Ступінь помутніння пропорційна концентрації сульфатів.

Хід аналізу.

- До 100 см^3 проби додають 10 см^3 розчину BaCl_2 .
- Через 5 хв вимірюють оптичну густину при 420 нм .
- Порівнюють із калібрувальними розчинами.

Вміст цинку

Згідно до МВВ 081/12-0906-14 «Визначення цинку флуориметричним методом»:

Метод базується на утворенні флуоресцентного комплексу цинку з органічним реагентом (наприклад, з 8-гідроксихіноліном). Інтенсивність флуоресценції прямо пропорційна концентрації Zn^{2+} .

Хід аналізу.

- Пробу підкислюють до $\text{pH} \approx 5$.
- Додають реагент, перемішують, через 10 хв вимірюють флуоресценцію при $\lambda = 370/520 \text{ нм}$.
- Розраховують концентрацію за калібрувальною кривою.

Сухий залишок

Згідно до КНД 211.1.4.042-95 «Визначення сухого залишку (розчинених речовин) гравіметричним методом»:

Метод ґрунтується на випарюванні води і визначенні маси залишку.

Хід аналізу.

- Відмірюють 100 см^3 проби у попередньо висушену і зважену чашку.
- Випаровують на водяній бані, потім висушують при $105 \text{ }^\circ\text{C}$ до сталої маси.
- Зважують.

2.5.2. Картографічні дослідження з використанням ГІС технологій

Дослідження виконувалося на базі QGIS з використанням відкритих даних. На початковому етапі територія м. Києва не містила готових басейнів чи гідрографічної мережі, тому всі басейни малих річок були сформовані самостійно на основі цифрової моделі рельєфу (ЦМР) та відкритих карт Open Street Map (OSM). Це забезпечило просторову незалежність, відтворюваність і точність результатів у сучасних умовах. Надалі поетапний опис процесу аналізу:

1. Завантаження та підготовка DEM

Цифрову модель рельєфу (SRTM DEM 30 м) отримано через плагін **SRTM Downloader** у QGIS. DEM було мозаїковано та обрізано до меж досліджуваної території.

Оскільки сирі DEM містять штучні западини, що перешкоджають коректному моделюванню поверхневого стоку, було виконано Fill sinks (Wang & Liu метод), що створює гідрологічно коректну поверхню.

2. Оброблення річкової мережі у DEM

Оскільки в щільно забудованих районах Києва річки часто проходять у колекторах або перекриті дорогами, DEM не відображає реальні напрямки стоку. Тому був виконаний процес вижигання (burn-in) русел річок. Їх мапа була завчасно зроблена у векторному форматі, після чого конвертовані в растровий. Надалі, у калькуляторі растрів була виконана наступна команда:

$$DEM_burned = DEM - (stream_raster * 5)$$

У результаті ми опустили русла річок на 5 метрів, що є приблизною середньою глибиною гідромережі, і отримали можливість нівелювати вплив забудови на подальший аналіз. На проміжному етапі виникала проблема повністю «чорного» DEM після прожигання. Це було усунуто методом рекласифікації шару річок з використанням порожнього растру. Після корекції DEM_burned набув коректного вигляду.

3. Виділення річкової мережі та створення басейнів

Для виявлення водотоків використано інструмент GRASS r.stream.extract, який на основі DEM_burned та напряму стоку формує лінійну мережу потоків.

Порогове значення накопичення (flow accumulation threshold) підбиралося експериментально залежно від особливостей території (500), доки модель не почала відповідати структурі реальних річок.

На основі відкоригованого рельєфу виконано побудову басейнів за допомогою GRASS r.watershed. Інструмент автоматично: визначив лінії вододілів, сформував суббасейни, створив растр зон розділення стоку.

Отримані растр-басейни були перетворені на полігони через GRASS r.to.vect (type=area).

Потім здійснено ручне очищення дрібних артефактів і об'єднання суббасейнів у цілісні водозбори відповідних річок. Межі басейнів були обрізані за контуром м. Києва.

4. Дослідження фактичної забудови

Для коректного метричного аналізу усі шари були масово перепроєктовані в систему: EPSG:5561 - Ukraine 2000 / GK Zone 6.

Оскільки державні кадастрові сервіси недоступні через воєнний стан, актуальні об'єкти антропогенного впливу завантажені з OSM через плагін QuickOSM. Завантажено такі типи об'єктів:

- промислові території (landuse=industrial),
- промислові будівлі (building=industrial),
- АЗС (amenity=fuel),
- полігони ТПВ і кладовища (landuse=landfill),
- очисні споруди (man_made=sewage_works),
- залізничні колії (railway=rail),
- магістралі (highway=motorway, trunk, primary).

Усі об'єкти були очищені від помилкових та неповних елементів і приведені до CRS EPSG:5561.

За допомогою інструмента Intersection визначено об'єкти, що фактично розташовані в межах водозбірних площ кожної річки.

Також за допомогою вбудованих інструментів були скориговані площі промислової забудови та промислових будівель, щоб позбутися дублюючих одне одного об'єктів.

Площі полігонів було розраховано автоматично через пакетне застосування калькулятора атрибутів з командою \$area, що автоматично розрахувало фактичні площі всіх елементів. Для лінійних об'єктів, а саме автошляхи та залізничні колії була використана команда \$length, що автоматично розрахувала довжини об'єктів. В подальшому вони були перераховані на площу шляхом множення на ширину: 1520 мм для залізничних доріг (ширина колії в Україні) та 35 м для автошляхів (середня приблизна ширина ключових автошляхів міста Київ).

В подальшому була виконана рекласифікація отриманих даних, що об'єднала класи АЗС, полігони ТПВ та очисні споруди в один клас «Інше».

РОЗДІЛ 3. АНАЛІЗ СУЧАСНОГО АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА МАЛІ РІЧКИ МІСТА КИЄВА

3.1. Фізико-хімічний аналіз

Фізико-хімічний аналіз води є ключовим етапом оцінки екологічного стану малих річок, оскільки дозволяє кількісно визначити рівень антропогенного навантаження та виявити відхилення від природних гідрохімічних умов. Такий аналіз охоплює вимірювання концентрацій основних іонів, біогенних елементів, органічних речовин та показників, що характеризують окисно-відновні процеси й мінералізацію води. Отримані дані формують базу для подальшої інтерпретації джерел забруднення, сезонних змін та просторових відмінностей у межах басейну.

Результати проведених лабораторних фізико-хімічних досліджень представлені у Таблиці 1:

Таблиця 1.

Результати лабораторних досліджень проб води

№	Показник	Проби					ОБРВ, мг/дм ³
		р. Почайна	р. Либідь	р. Клов	р. Горіхуватка	р. Либідь гирло	
1	Водневий показник	6,73	7,28	7,04	7,05	7,33	-
2	Нафтопродукти, мг/дм ³	0,06	0,22	0,1	0,12	0,11	0,3
3	ХСК, мг/дм ³	17,1	20,5	10,7	43,8	6,2	30
4	Хлориди, мг/дм ³	104,94	82,48	81,8	88,8	81,8	350

Таблиця 1.

Результати лабораторних досліджень проб води

№	Показник	Проби					ОБРВ, мг/дм ³
		р. Почайна	р. Либідь	р. Клов	р. Горіхуватка	р. Либідь гирло	
5	Азот амонійний, мг/дм ³	0,697	≤ 0,1	0,356	4,124	1,035	2
6	Залізо загальне, мг/дм ³	0,349	0,356	0,115	0,185	0,251	0,3
7	Ортофосфати, мг/дм ³	0,27	0,75	0,684	1,449	0,859	3,5
8	Нітрити, мг/дм ³	0,141	0,804	0,305	0,28	0,64	3,3
9	Сульфати, мг/дм ³	56,414	83,08	77,342	73,46	77,004	500
10	Сухий залишок, мг/дм ³	500	634	620	634	648	1000
11	Цинк, мг/дм ³	-	-	-	-	≤ 0,005	1

Далі почергово розглянемо та інтерпретуємо кожен з отриманих показників:

Водневий показник (рН)

Результати досліджень даного показника представлені на рисунку 3.1.

Значення рН у межах 6,73 - 7,28 свідчать про нейтральне середовище, характерне для поверхневих вод із задовільним буферним потенціалом. Такий рівень кислотності оптимальний для функціонування більшості гідробіонтів і забезпечує стабільність хімічної рівноваги між розчиненими газами, солями та колоїдними частинками. Відсутність відхилень від норми (6,5 - 8,5) вказує на

низький рівень кислотного чи лужного забруднення, що є позитивною ознакою самоочисної здатності водойм.

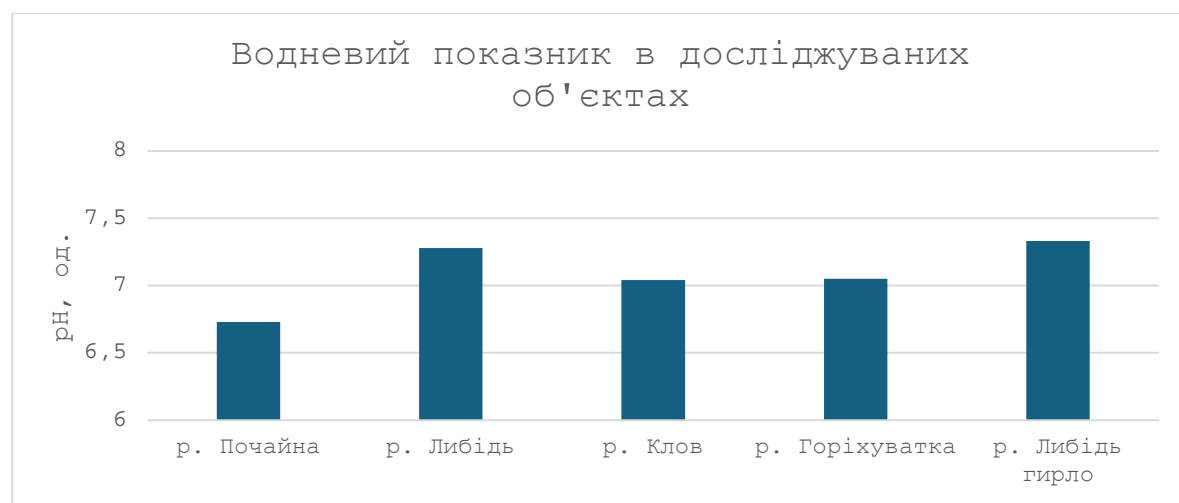


Рис. 3.1. Водневий показник в досліджуваних об'єктах

Нафтопродукти

Результати досліджень даного показника представлені на рисунку 3.2.

Концентрації 0,06 - 0,22 мг/л не перевищують орієнтовні безпечні рівні впливу (ОБРВ - 0,3 мг/л), проте фіксується постійна присутність цього показника у всіх пробах, що свідчить про хронічне урбанізоване забруднення. Основними джерелами є стоки з транспортної інфраструктури, поверхневий змив із доріг та промислових майданчиків. Навіть при низьких концентраціях нафтопродукти можуть створювати тонку плівку на поверхні води, зменшуючи газообмін та викликаючи локальний дефіцит кисню, що пригнічує водну біоту.

Хімічне поживання кисню (ХСК)

Результати досліджень даного показника представлені на рисунку 3.3.

Отримані значення (6,2 - 43,8 мгО₂/л) відображають різну інтенсивність органічного забруднення. Перевищення у пробі з р. Горіхуватка (43,8 мг/дм³ при нормі 30) свідчить про надлишкову кількість органічних речовин побутового походження, які активно окиснюються у воді, споживаючи розчинений кисень. Високий ХСК сигналізує про ризик розвитку анаеробних процесів, неприємного запаху, зниження самоочищення й погіршення умов для водних організмів.

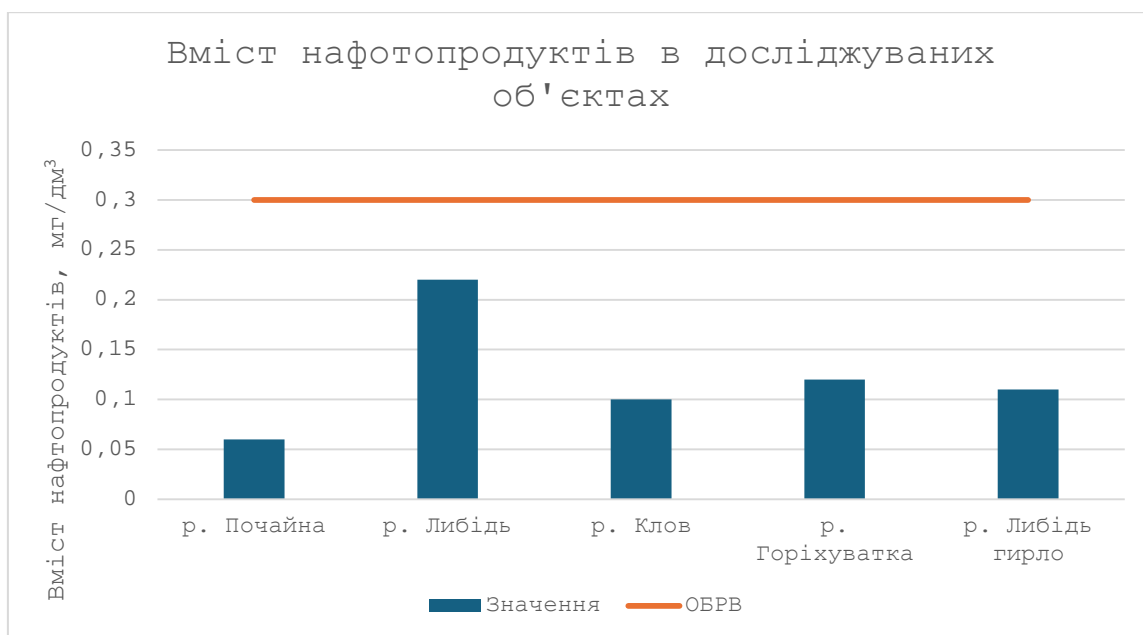


Рис. 3.2. Значення вмісту нафтопродуктів в досліджуваних об'єктах

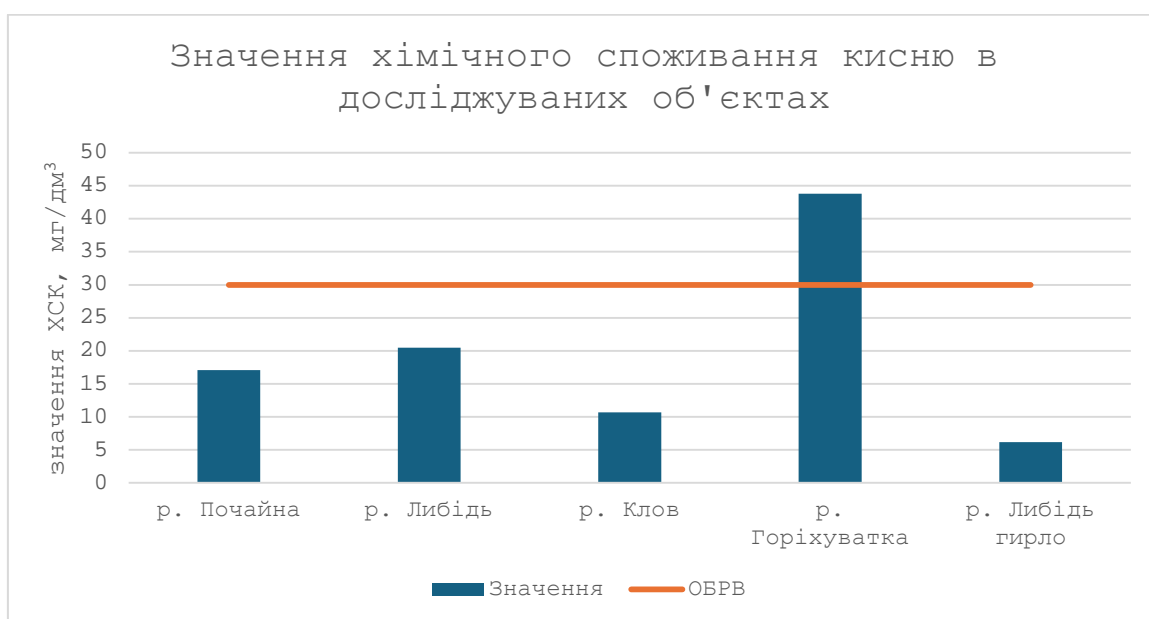


Рис. 3.3. Значення хімічного споживання кисню в досліджуваних об'єктах

Хлориди (Cl)

Результати досліджень даного показника представлені на рисунку 3.4.

Концентрації 81,8–104,9 мг/л не перевищують гранично допустимих 350 мг/л, проте є показником сталого антропогенного впливу. Підвищений рівень хлоридів типовий для міських водойм і пов'язаний із побутовими стічними водами, дорожніми реагентами, витокami каналізаційних мереж. Надлишок іонів

Cl^- у воді може призводити до підвищення електропровідності та зміни осмотичного режиму, що впливає на фізіологічний стан гідробіонтів.

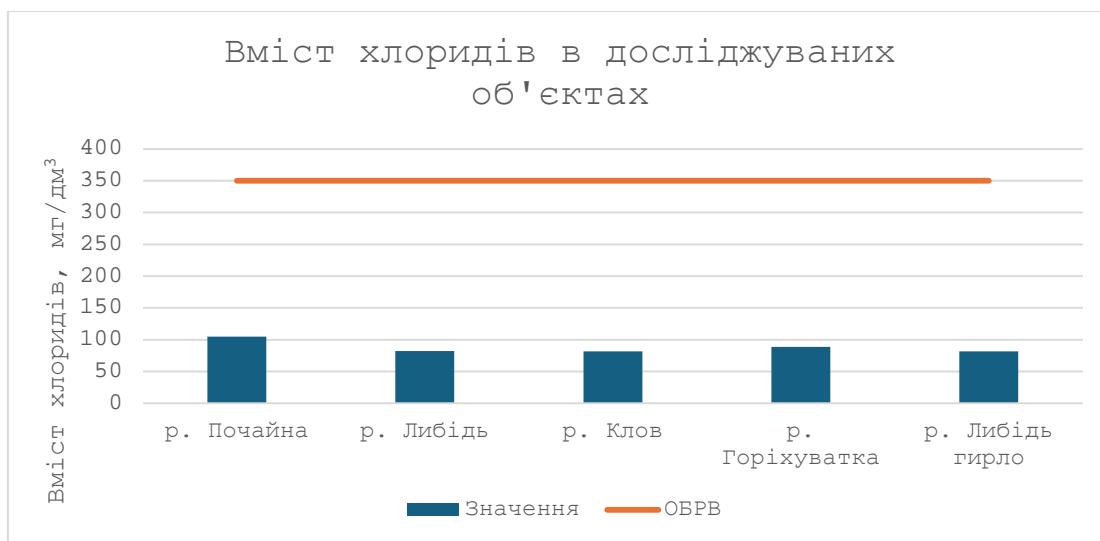


Рис. 3.4. Вміст хлоридів в досліджуваних об'єктах

Азот амонійний (NH_4^+)

Результати досліджень даного показника представлені на рисунку 3.5.

Значення 0,10–4,12 мг/л демонструють неоднорідність азотного навантаження. У пробі з Горіхуватки (4,12 мг/л) зафіксовано перевищення нормативу у понад два рази, що свідчить про надходження свіжих органічних або побутових стоків. Іон NH_4^+ є проміжною формою азоту в процесі мінералізації органічних речовин; його надлишок у воді часто супроводжується зниженням концентрації розчиненого кисню. За нейтрального рН амоній перебуває у відносно нетоксичній формі, проте вказує на ранні стадії евтрофікації.

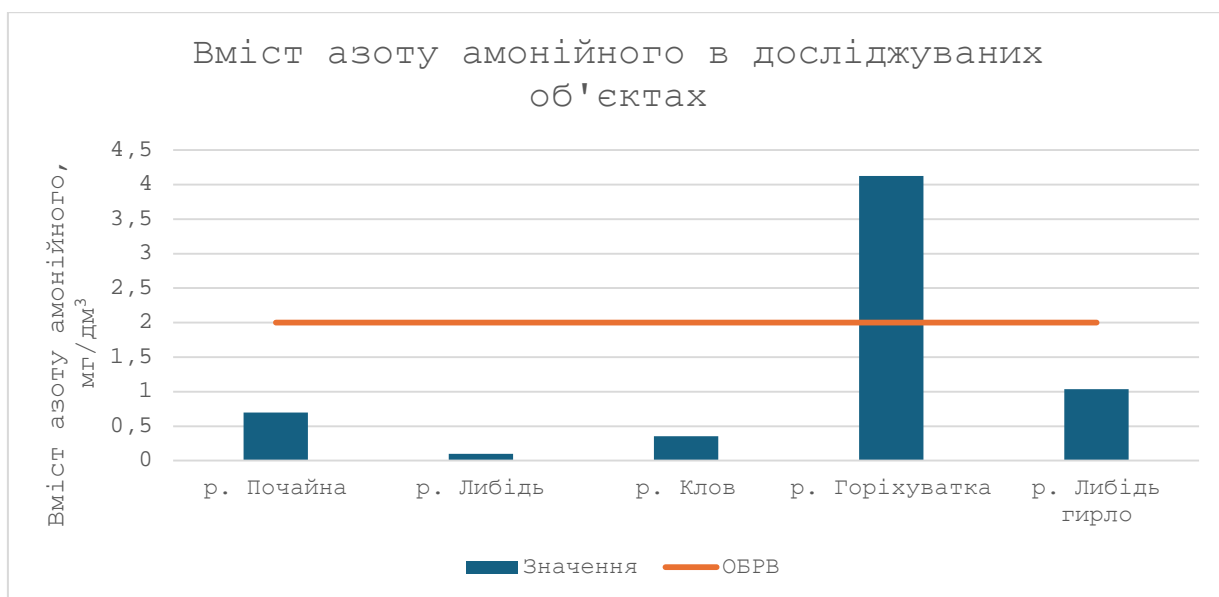


Рис. 3.5. Вміст азоту амонійного в досліджуваних об'єктах

Залізо загальне (Fe)

Результати досліджень даного показника представлені на рисунку 3.6.

Концентрації 0,115–0,356 мг/л із перевищенням у перших двох пунктах вказують на надходження як природного, так і техногенного заліза. Джерелом можуть бути залізовмісні мінерали у донних відкладах, корозія металевих трубопроводів, зливові стоки з інфраструктури. Підвищення Fe сприяє кольоровості води, утворенню осадів гідроксидів та зниженню прозорості, що негативно впливає на фотосинтез фітопланктону та естетичні властивості водотоків.

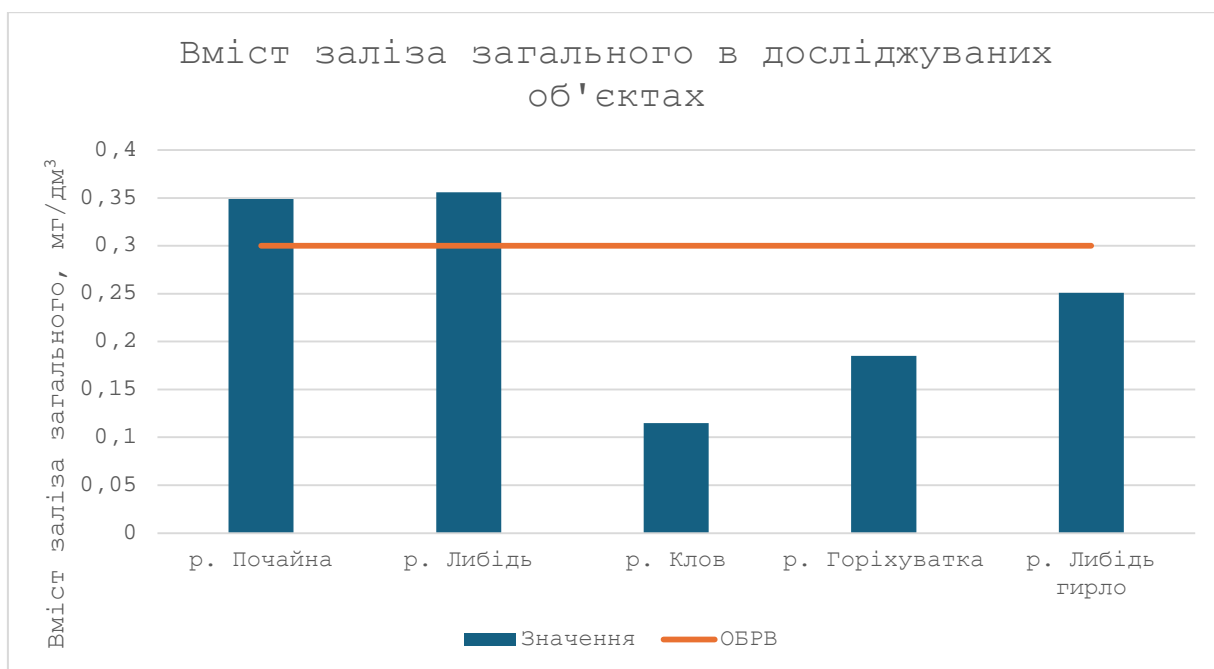


Рис. 3.6. Вміст заліза загального в досліджуваних об'єктах

Ортофосфати (PO_4^{3-})

Результати досліджень даного показника представлені на рисунку 3.7.

Концентрації 0,27–1,45 мг/л нижчі за норматив (3,5 мг/л), однак значення понад 1 мг/л у пробах із Горіхуватки та гирла Либіді сигналізують про ризик евтрофікації. Фосфати є біогенним елементом, який у надлишку стимулює розвиток фітопланктону, «цвітіння» води та дефіцит кисню в придонних шарах. Основним джерелом є мийні засоби, добрива, побутові та зливові стоки. Зростання PO_4^{3-} у поєднанні з амонієм формує сприятливі умови для вторинного органічного забруднення.

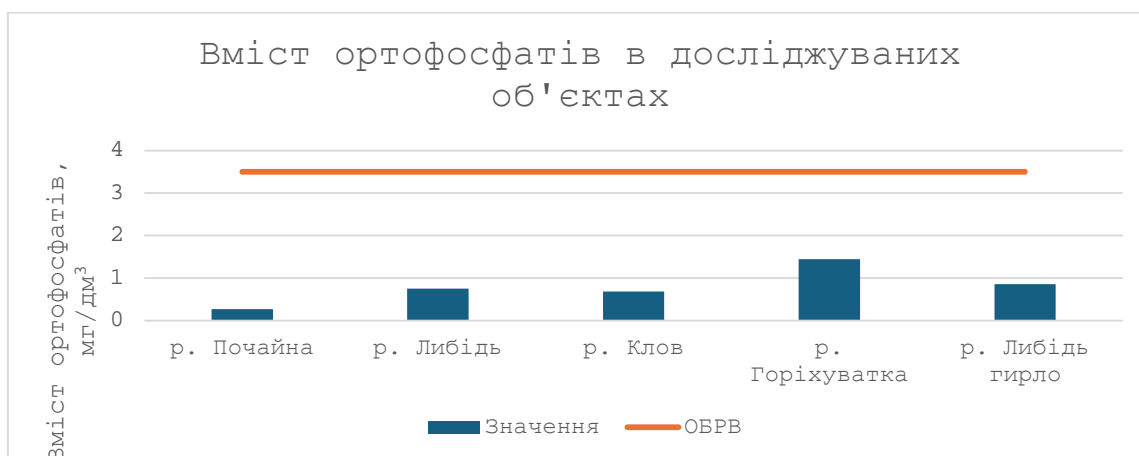


Рис. 3.7. Вміст ортофосфатів в досліджуваних об'єктах

Нітрити (NO_2^-)

Результати досліджень даного показника представлені на рисунку 3.8.

Вміст нітритів у межах 0,14–0,80 мг/л не перевищує норматив, проте є важливим індикатором неповної нітрифікації. Їх присутність одночасно з амонійним азотом свідчить про кисневі обмеження або свіжі викиди органічного походження. За нормального біогенного циклу нітрити швидко окиснюються до нітратів, тому їх накопичення вказує на порушення процесів самоочищення. Хронічна наявність NO_2^- у водоймі токсична для риб та безхребетних через утворення метгемоглобіну.

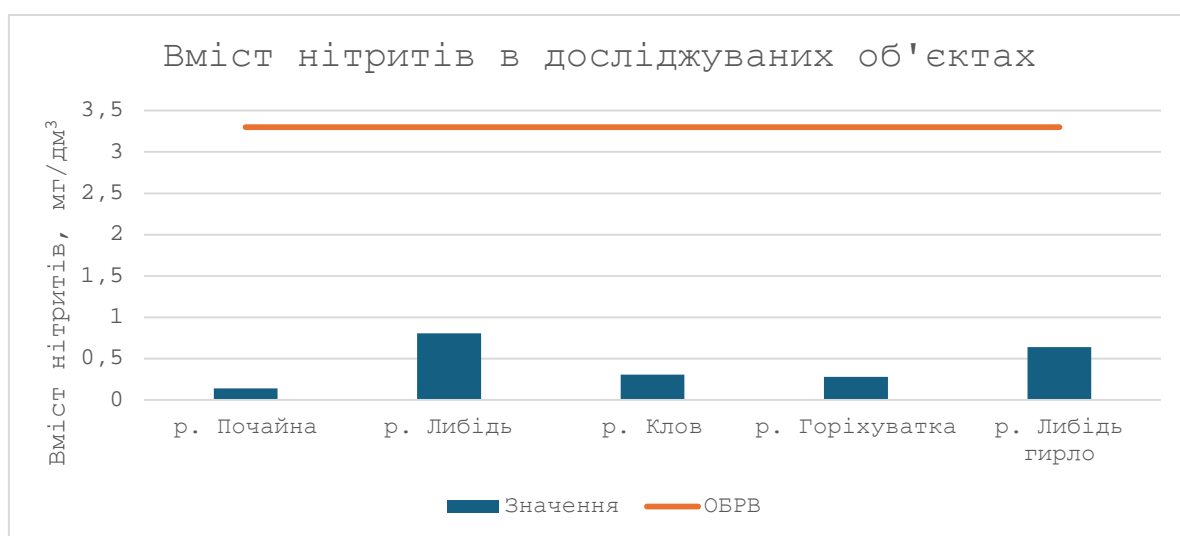


Рис. 3.8. Вміст нітритів в досліджуваних об'єктах

Сульфати (SO_4^{2+})

Результати досліджень даного показника представлені на рисунку 3.9.

Концентрації 56–83 мг/л значно нижчі за гранично допустимі 500 мг/л, що характеризує природне або слабо урбанізоване походження. Сульфати надходять у воду з атмосферними опадами, ґрунтовими водами або як результат розкладу органічних решток. Незначні коливання по пунктах відображають стабільний мінеральний фон, без вираженого техногенного навантаження. При надмірних рівнях SO_4^{2-} вода набуває гіркуватого присмаку та здатна викликати деградацію донної фауни, але тут таких ознак немає.

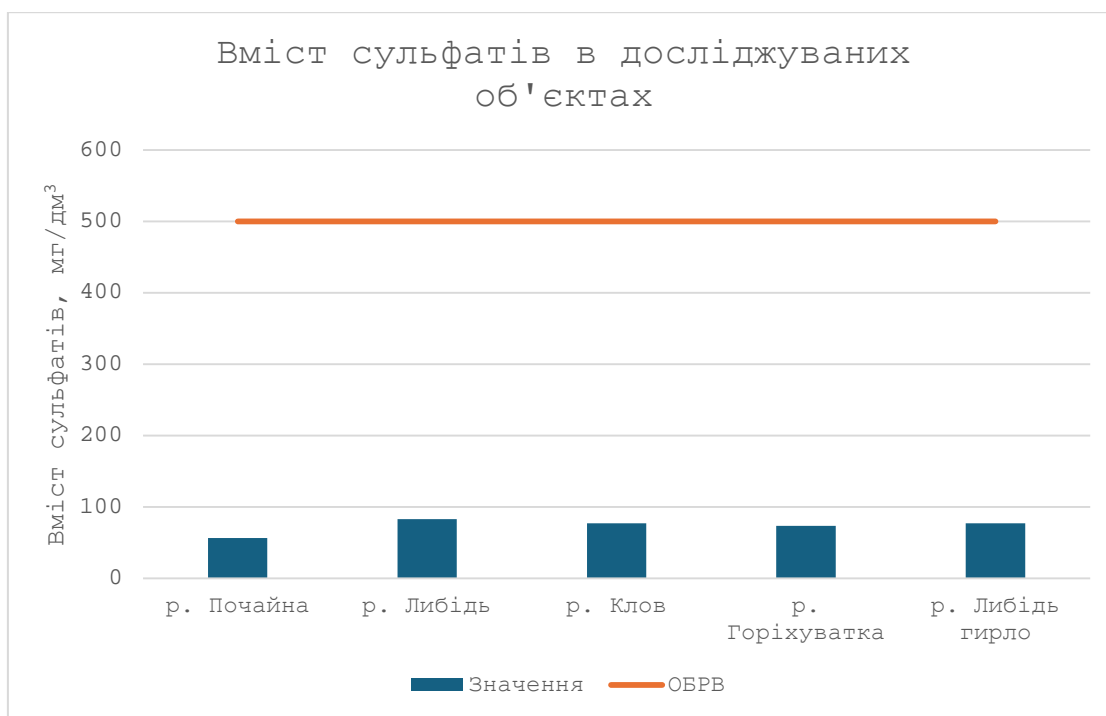


Рис. 3.9. Вміст сульфатів в досліджуваних об'єктах

Мінералізація

Результати досліджень даного показника представлені на рисунку 3.10.

Величини 500–648 мг/л вказують на середню мінералізацію, характерну для міських поверхневих вод. Основними компонентами є гідрокарбонати, сульфати, хлориди натрію та кальцію. Такий рівень не створює токсичного навантаження, проте свідчить про тривалий вплив антропогенних стоків, дорожніх реагентів та атмосферного пилу.

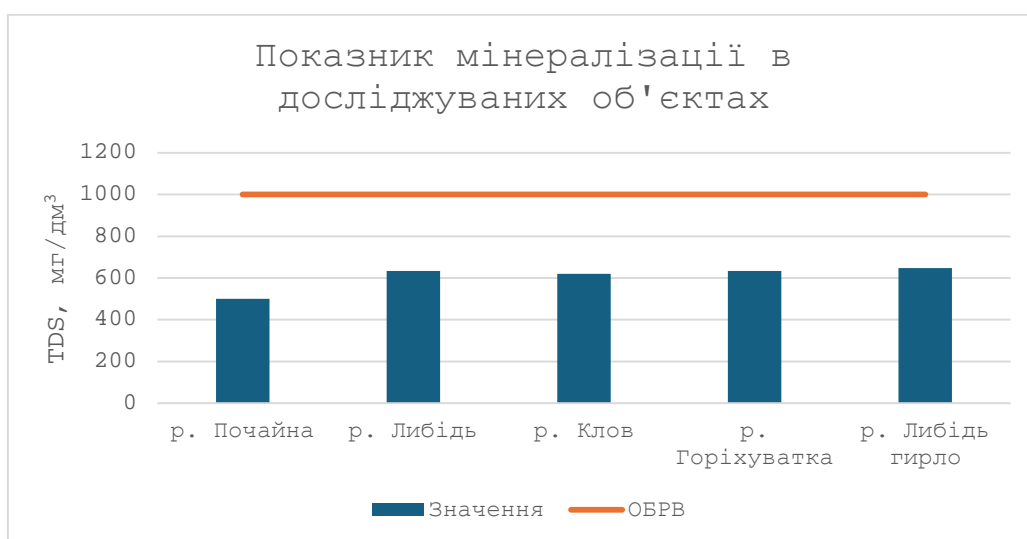


Рис. 3.10. Показник мінералізації в досліджуваних об'єктах

Цинк (Zn^{2+})

Значення цинку у досліджуваній пробі знаходиться на рівні статистичної похибки. Це свідчить про відсутність помітного техногенного впливу.

Отже, маємо наступні результати фізико-хімічних досліджень:

1. Наявне перевищення ГДК по вмісту азоту амонійного (2,06 ГДК) і значенню хімічного споживання кисню (1,46) у річці Горіхуватка. Що може свідчити про свіжі побутові стоки, або, якщо врахувати малу кількість нітритів, то можна зробити висновок, про неповний процес нитрифікації. Що, особливо в присутності фосфатів, може слугувати одним з факторів евтрофікації.
2. Зафіксоване перевищення ОБРВ по вмісту заліза (1,16 ГДК) в річці Почайна можна пояснити зносом металоконструкцій у колекторі або у озерах системи Опечень, які є витоком річки.
3. У верхів'ях річки Либідь зафіксовані перевищення ОБРВ по вмісту заліза (1,19 ГДК) та високий вміст нафтопродуктів (0,73 ГДК), що може свідчити про стоки промислового та/або транспортного походження.

3.2. Аналіз антропогенного навантаження

За результатами аналізу проведеного з використанням ГІС технологій були отримані дані об'єктів промисловості в рамках басейнів кожної з досліджуваних річок. Загалом площа досліджуваних басейнів становить 13 148 га, з них 2122,36 га складає промислова та інфраструктурна забудова.

Повна зведена таблиця зі загальними площами всіх класів та басейнів представлена в Додатку А.

Надалі про кожен з басейнів окремо:

Річка Почайна



Рис. 3.11. Басейн річки Почайна

Загальна площа басейну становить 51,98 км².

Загальна площа промислової забудови, будівництв та інфраструктури становить 7,49 км², або 14,41%.

Мапу басейна можна побачити на рисунку 3.11. Мапа басейну з позначенням промислових об'єктів знаходиться на рисунку 3.13. Характеристику забудови басейна представлено на рисунку 3.12.

Басейн Почайни характеризується високою просторовою неоднорідністю, де природні та рекреаційні території поєднуються з масштабними урбанізованими й промисловими зонами. Західна частина водозбору включає значні лісопаркові масиви, що формують природний інфільтраційний буфер та частково стабілізують гідрологічний режим.

На противагу цьому східна та центральна частини охоплюють один із найбільш інтенсивних транспортно-промислових вузлів міста, де щільні магістралі, промислові майданчики та великі площі твердих покриттів створюють потужне джерело урбанізованого стоку. Житлова забудова Оболоні

забезпечує рівномірний дифузний зливовий стік, а ланцюг озер уздовж русла виконує функцію локальних акумуляторів поверхневих вод. Унаслідок такої конфігурації басейн Почайни є структурно поляризованим, з переважанням антропогенних поверхонь і високою чутливістю до техногенного навантаження попри наявність окремих природних фрагментів.

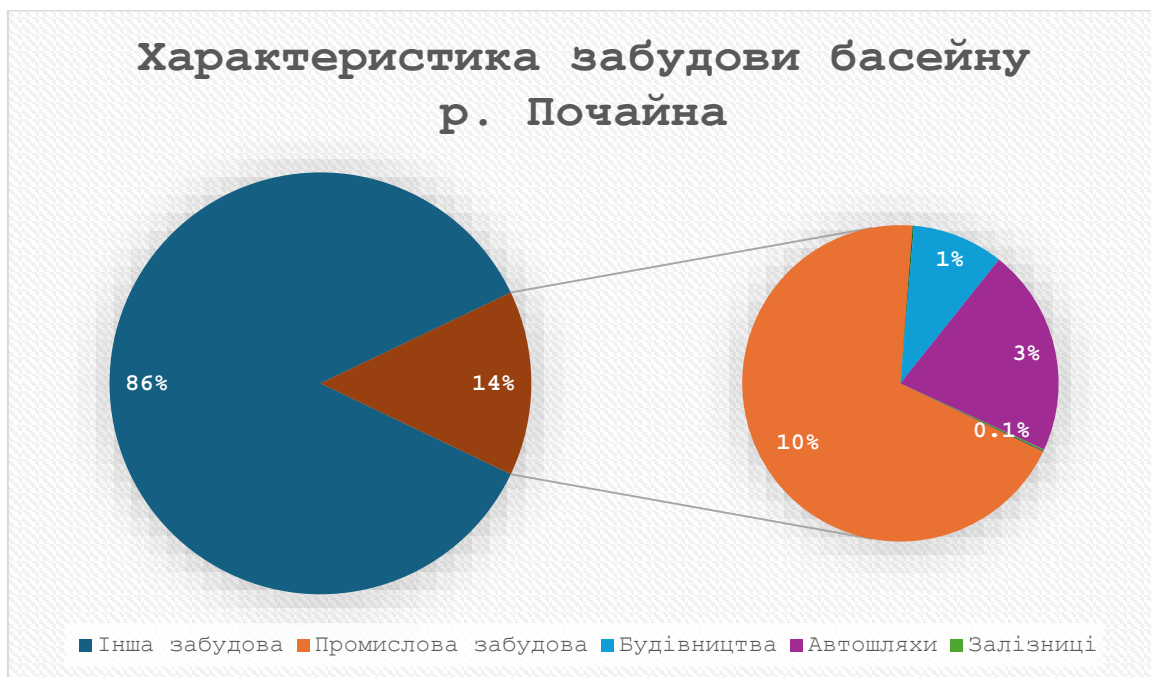


Рис. 3.12. Характеристика забудови басейну р. Почайна



Рис. 3.13. Мапа басейну річки Почайна з позначенням промислових об'єктів

Річка Либідь



Рис. 3.14. Басейн річки Либідь

Загальна площа басейну становить 66,40 км².

Загальна площа промислової забудови, будівництв та інфраструктури становить 12,44 км², або 18,73%.

Мапу басейна можна побачити на рисунку 3.14. Мапа басейну з позначенням промислових об'єктів знаходиться на рисунку 3.16. Характеристику забудови басейна представлено на рисунку 3.15.

Либідь має найбільш складну й техногенно навантажену структуру землекористування серед усіх київських малих річок. Водозбір охоплює великі промислові території, зокрема залізничний вузол із розгалуженою інфраструктурою станцій, депо, колій та вантажних терміналів. Масштабні промислові зони займають значну частину басейну й формують суцільний техногенний пояс уздовж середньої течії річки. Це визначає високий ступінь порушення природного дренажу та домінування штучних поверхонь.

Транспортна інфраструктура є однією з найщільніших у місті: басейн перетинають магістралі загальноміського значення, естакади, кільцеві розв'язки

та залізничні коридори. Така конфігурація створює потужне джерело урбаністичного стоку, який практично безперешкодно надходить до руслової мережі. Природні та зелені території представлені лише фрагментарно й не здатні компенсувати обсяг техногенного навантаження.

Південна й південно-західна частини басейну включають компактні житлові масиви, однак їх вплив є другорядним порівняно з промислово-транспортним каркасом басейну. Значна довжина річки перебуває в колекторі, що є показником глибокої інженерної трансформації русла. Таким чином, Либідь виступає найбільш урбанізованим і техногенно модифікованим водозбором Києва з мінімальною природною стійкістю та найвищим потенціалом техногенного стоку.

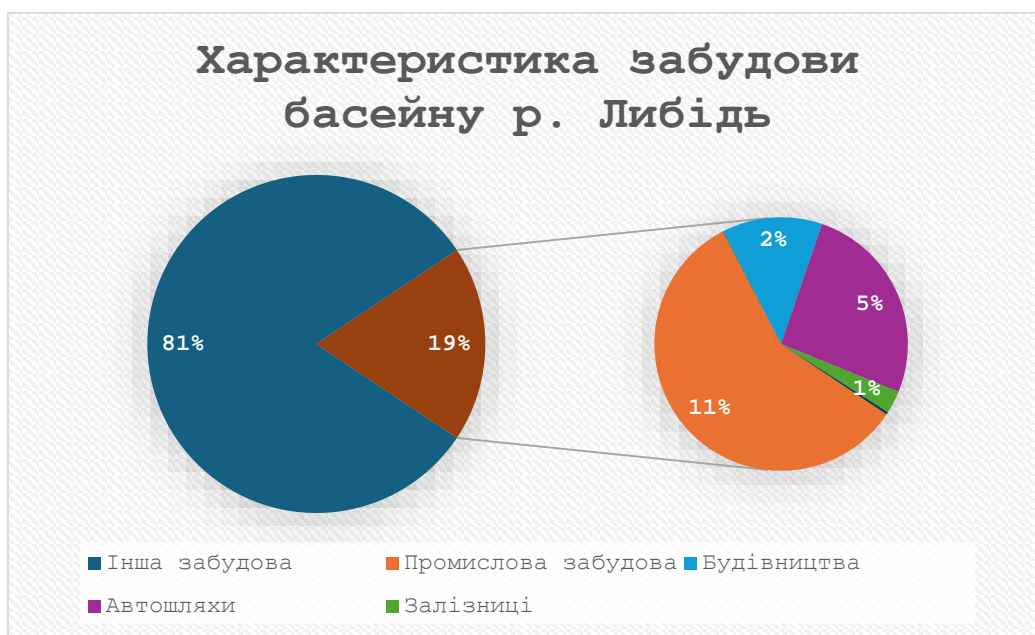


Рис 3.15. Характеристика забудови басейну р. Либідь

Басейн річки Либідь з аналізом промислового навантаження

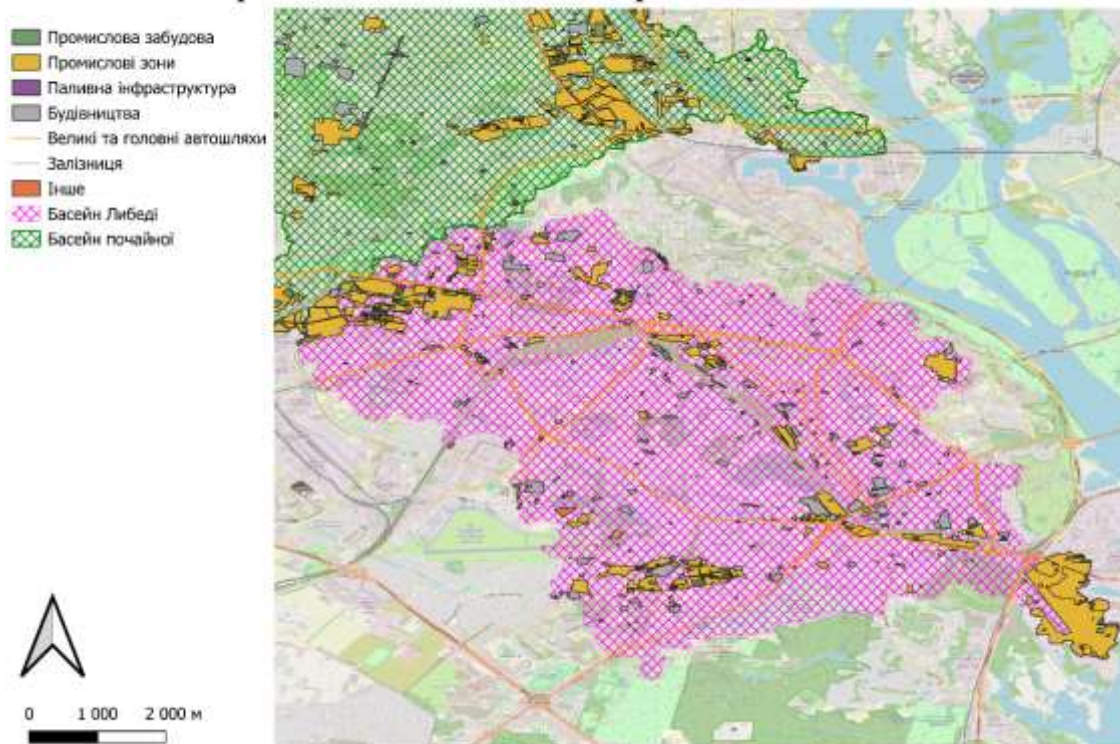


Рис. 3.16. Мапа басейну річки Либідь з позначенням промислових об'єктів

Річка Клов



Рис 3.17. Басейн річки Клов

Загальна площа басейну становить 6,18 км².

Загальна площа промислової та паливної забудови, будівництв та інфраструктури становить 0,74 км², або 11,92%.

Мапу басейна можна побачити на рисунку 3.17. Мапа басейну з позначенням промислових об'єктів знаходиться на рисунку 3.19. Характеристику забудови басейна представлено на рисунку 3.18.

Басейн Клова розташований у межах найбільш щільно урбанізованої частини Києва й характеризується високим ступенем трансформації природного ландшафту. Водозбір практично повністю вкритий багатоповерховою житловою, адміністративною та дорожньо-транспортною забудовою, що визначає домінування непроникних поверхонь та відсутність значущих інфільтраційних зон. Природні елементи ландшафту збереглися фрагментарно та не формують цілісного зеленого каркасу.

Промислова складова в межах басейну представлена обмеженою кількістю об'єктів, здебільшого дрібних виробничих та складських територій. Вони розташовані переважно на периферії водозбору та мають локальний характер впливу. Проте, основним чинником антропогенного навантаження є транспортна інфраструктура: густе мереживо вулиць, проспектів та естакад забезпечує високий обсяг поверхневого стоку, збагаченого урбаністичними домішками. Більша частина руслової мережі Клова колекторизована, що свідчить про повну інтеграцію річки у міську інженерну систему водовідведення.

Таким чином, басейн Клова функціонує як типовий урбанізований водозбір із тотальним переважанням штучних поверхонь, високою фрагментацією природних територій та мінімальною здатністю до природного самоочищення.

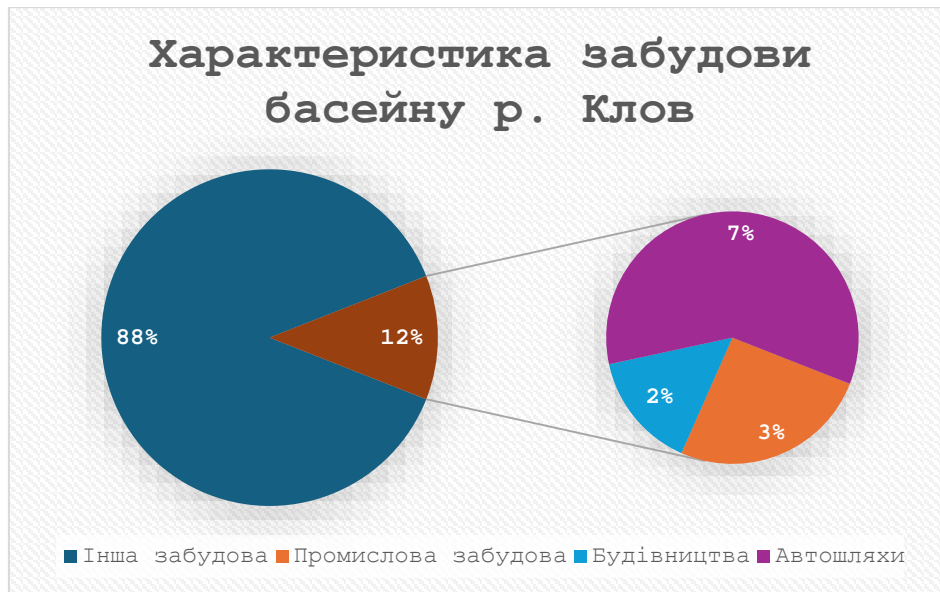


Рис 3.18. Характеристика забудови басейну р. Клов



Рис. 3.19. Мапа басейну річки Клов з позначенням промислових об'єктів

Річка Горіхуватка



Рис 3.20. Басейн річки Горіхуватка

Загальна площа басейну становить 6,94 км².

Загальна площа промислової та паливної забудови, будівництва та інфраструктури становить 0,56 км², або 8,12%.

Мапу басейна можна побачити на рисунку 3.20. Мапа басейну з позначенням промислових об'єктів знаходиться на рисунку 3.22. Характеристику забудови басейна представлено на рисунку 3.21.

Картографічна структура басейну Горіхуватки демонструє чітку просторову диференціацію між природними та урбанізованими територіями. Південна частина водозбору охоплює значні лісові та рекреаційні масиви Голосіївського парку, що формують суцільний природний каркас із високою інфільтраційною здатністю поверхні. Саме цей сектор забезпечує домінування природних процесів у формуванні стоку та підвищує загальну гідроекологічну стійкість басейну.

На півночі та заході переважають житлова забудова та локальні промислові ділянки, але їх частка істотно менша порівняно з іншими міськими басейнами. Промислові комплекси зосереджені вздовж головних магістралей і мають фрагментарний характер, формуючи локалізовані осередки антропогенного

впливу. Транспортна інфраструктура представлена кількома магістралями, що перетинають верхів'я водозбору, однак її щільність є помірною, а просторове розташування не блокує природні дренажні шляхи.

Уздовж середньої течії річки зберігаються рекреаційні території та відкриті озера, які виконують роль акумуляторів поверхневого стоку та підсилюють процеси природної седиментації. Завдяки наявності суцільного природного ядра, басейн Горіхуватки характеризується найнижчим рівнем техногенного навантаження серед розглянутих водозборів, а його екологічна стійкість визначається домінуванням природних ландшафтних елементів.

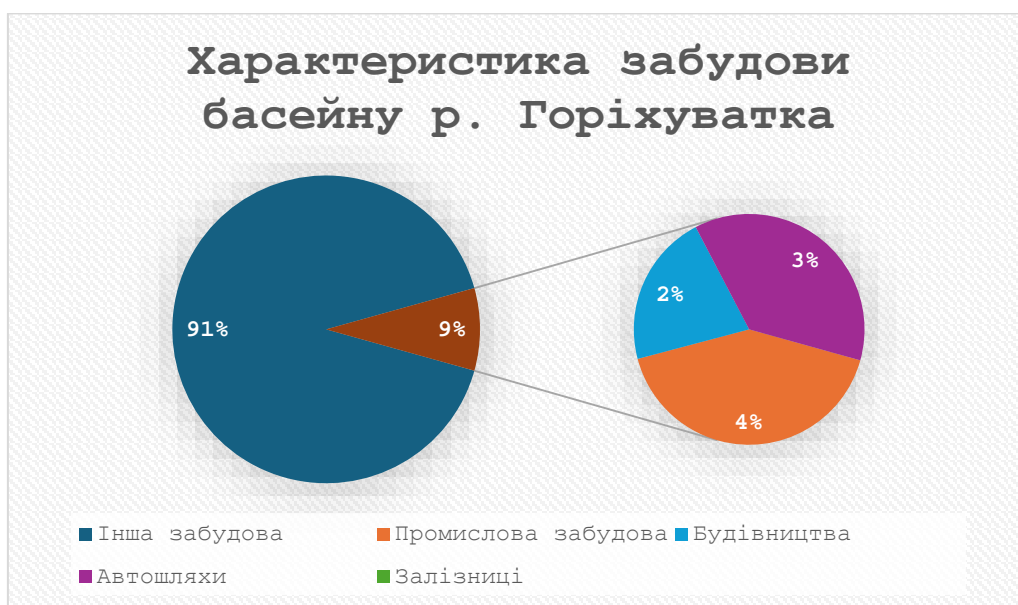


Рис 3.21. Характеристика забудови басейну р. Горіхуватка

Басейн річки Горіхуватка з аналізом промислового навантаження

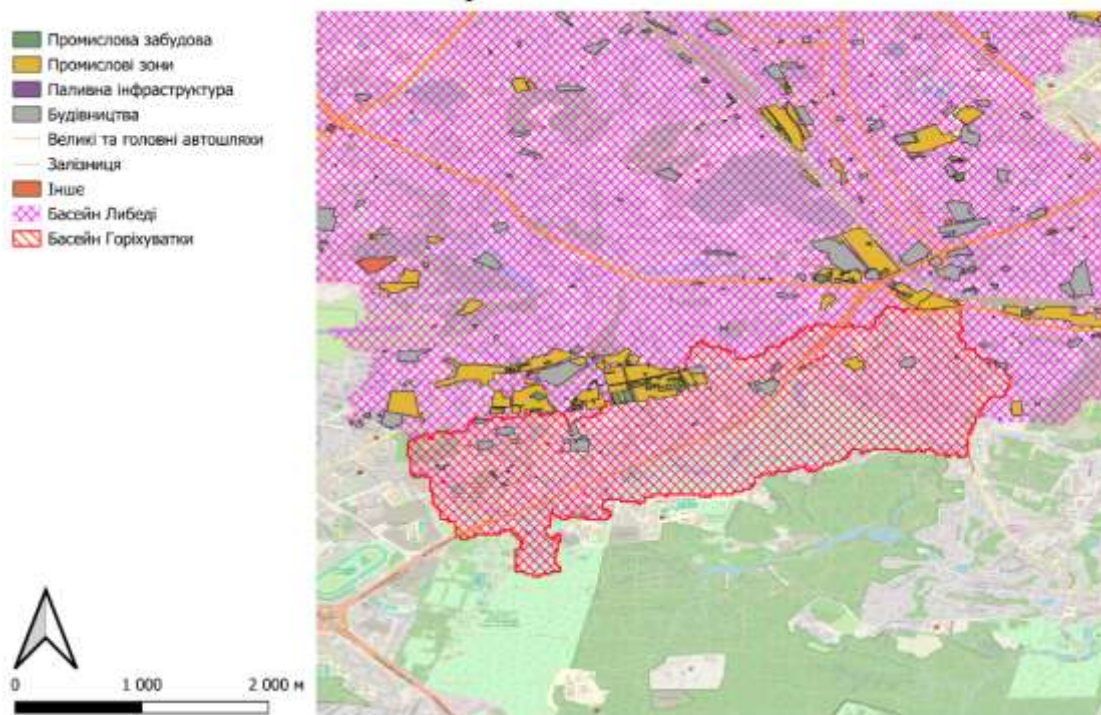


Рис. 3.22. Мапа басейну річки Горіхуватка з позначенням промислових об'єктів

Картографічний аналіз у роботі дозволив насамперед просторово описати будову басейнів малих річок: визначити їхні межі за даними ЦМР, виділити водозбірні площі. На основі ГІС-опрацювання були отримані карти сучасного землекористування з підрахунком площ основних категорій у межах усіх басейнів. Узагальнення цих результатів показало, що басейни досліджуваних річок відрізняються за конфігурацією, ступенем фрагментованості зелених територій та часткою забудованих площ.

ВИСНОВКИ

1. Проведений аналіз стану малих річок Києва засобами ГІС, супутникового моніторингу та вибіркового хімічних досліджень показав, що водозбірні басейни досліджуваних водотоків перебувають у стані стійкого антропогенного перетворення. Головними чинниками деградації руслових і прибережних екосистем є значна частка штучних покриттів, фрагментація природних територій, техногенні порушення стоку та зміни морфометрії русла через урбанізацію.

2. ГІС-аналіз ландшафтної структури засвідчив різний рівень антропогенного навантаження між басейнами: Почайна характеризується великою площею промислово-техногенних територій (14,41%) та щільною забудовою, що призводить до високого поверхневого стоку та формування урбанізованого типу живлення. Либідь, значна частина якої протікає у колекторі, демонструє майже повну втрату природних гідрологічних зв'язків. Басейн Горіхуватки має більшу кількість ділянок зелених зон, що частково пом'якшує вплив урбанізації, тоді як Кловський струмок розташований у найбільш ущільненій частині міста, де відкриті ділянки русла відсутні.

3. Хіміко-фізичний аналіз вод малих річок Києва дозволив виокремити три ключові порушення якості води. У р. Почайна зафіксовано перевищення вмісту загального заліза (1,16 ГДК), що вказує на техногенний вплив і можливу корозію інженерних комунікацій у межах колекторної системи. Для р. Либідь характерне одночасне перевищення концентрацій заліза (1,15 ГДК) та високий вміст нафтопродуктів (0,73 ГДК), пов'язані з інтенсивним транспортним навантаженням та надходженням забрудненого поверхневого стоку. У р. Горіхуватка відмічено перевищення норм значеннями ХСК (1,46 ГДК) та амонійного азоту (2,06 ГДК), що свідчить про надходження органічних речовин побутового або змішаного походження та зниження самоочисної здатності водотоку, а також створює загрозу евтрофікації.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Ситник О. І., Безверха Л. І. Вплив річок на формування цивілізаційних осередків. *Фундаментальні та прикладні дослідження у природничих науках*. 2020. С. 130.
2. Принципи екологічної політики і критерії екологічної безпеки при взаємодії суспільства з природою [Електронний ресурс]. URL: https://pidruchniki.com/ekologiya/printsipi_ekologichnoyi_politiki_kriteriyi_ekologichnoyi_bezpeki_pri_vzayemodiyi_suspilstva_prirodo (дата звернення: 07.11.2025)
3. Booth D. B., Bledsoe B. P. Streams and urbanization. *The Water Environment of Cities*. Springer US, 2009. С. 93-123.
4. Francis R. A. Urban rivers: novel ecosystems, new challenges. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*. 2014. Т. 1, № 1. С. 19-29.
5. Kibel P. S. (ред.). *Rivertown: Rethinking Urban Rivers*. Cambridge, MA: MIT Press, 2007. 304 с.
6. Gurnell A., Lee M., Souch C. Urban rivers: hydrology, geomorphology, ecology and opportunities for change. *Geography Compass*. 2007. Т. 1, № 5. С. 1118-1137.
7. Sousa M. C., et al. Ecosystem services of urban rivers: a systematic review. *Aquatic Sciences*. 2025. Т. 87, № 1. Стаття № 10.
8. Liang Z., et al. Blackening and odorization of urban rivers: a biogeochemical process. *FEMS Microbiology Ecology*. 2018. Т. 94, № 3. URL: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/20183365538>
9. Wang J., Liu X. D., Lu J. Urban river pollution control and remediation // *Procedia Environmental Sciences*. 2012. Т. 13. С. 1856-1862.
10. Chen W. Y., Li X., Hua J. Environmental amenities of urban rivers and residential property values: a global meta-analysis. *Science of the Total Environment*. 2019. Т. 693. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719335533>
11. Xu Z., et al. Urban river pollution control in developing countries. *Nature Sustainability*. 2019. Т. 2, № 3. С. 158-160.

12. Naselli-Flores L., et al. Urban lakes: ecosystems at risk, worthy of the best care. Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference. New Delhi : Ministry of Environment, Government of India, 2008. C. 1337.
13. Birch S., McCaskie J. Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia*. 1999. T. 395. C. 365-378.
14. Ding L., et al. Water ecological carrying capacity of urban lakes in the context of rapid urbanization: a case study of East Lake in Wuhan. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*. 2015. T. 89. C. 104–113.
15. Zhang H., et al. Water bacterial and fungal community compositions associated with urban lakes, Xi'an, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2018. T. 15, № 3. URL: <https://www.mdpi.com/1660-4601/15/3/469>
16. Wang X., et al. Water quality variation and driving factors quantitatively evaluation of urban lakes during quick socioeconomic development. *Journal of Environmental Management*. 2023. T. 344. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479723014032>
17. Cheng N., et al. Pollution characteristics and risk assessment of surface sediments in the urban lakes. *Environmental Science and Pollution Research*. 2021. T. 28, № 17. C. 22022–22037.
18. Вострікова Н. В. Аналіз стану законодавчої бази щодо інтегрованого управління водними ресурсами в Україні. Державне будівництво. 2014. № 1.
19. Водний кодекс України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80> (дата звернення: 5.11.2025)
20. Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року : Закон України від 24.05.2012 № 4836-VI. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/4836-17#Text> (дата звернення: 5.11.2025)
21. Сапко О. Ю. Впровадження принципів інтегрованого управління водними ресурсами в Україні. Матеріали П'ятої Всеукраїнської науково-практичної конференції «Євроінтеграція екологічної політики України». Одеса:

Одеський державний екологічний університет, 2023. С. 337-340. URL: <http://eprints.library.odeku.edu.ua/id/eprint/12265/1/%D0%9C%D0%B0%D1%82%D0%B5%D1%80%D1%96%D0%B0%D0%BB%D0%B8%20%D0%95%D0%BA%D0%BE%D0%BF%D0%BE%D0%BB%D1%96%D1%82%D0%B8%D0%BA%D0%B0%202023%20%D0%A1%D0%B0%D0%BF%D0%BA%D0%BE.pdf>

22. Караїм О. А. Управління водними ресурсами : курс лекцій. Луцьк : Волинський національний університет імені Лесі Українки, 2024. 152 с.

23. Про схвалення Водної стратегії України на період до 2050 року : розпорядження Кабінету Міністрів України від 9 грудня 2022 р. № 1134-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/1134-2022-%D1%80> (дата звернення: 5.11.2025)

24. Безсонний В. Л. Досвід управління водними ресурсами у країнах ЄС. Сучасні проблеми екологічного контролю та аудиту. *Сучасні проблеми екологічного контролю та аудиту: зб. тез доповідей II Міжнародної інтернетконференції (м. Харків, 23 лютого 2022 року). Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2022. С.17-19. URL: <https://ecology.karazin.ua/wp-content/uploads/2022/06/tezi-ekokontrol-2022.pdf#page=17>*

25. 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. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX%3A32000L0060>

26. Хільчевський В. К., Кара М. О. Управління водними ресурсами Словаччини в контексті європейської інтеграції. *Вода для майбутнього: управління, збереження, інновації: Збірник тез XIII Міжнародної науково-практичної конференції, м. Київ, 25-26 березня 2025 року. 2025. С. 127-130. URL: https://www.researchgate.net/profile/Ludmila-Vorotyntseva/publication/391240398_Sucasni_pidhodi_do_vidnovlenna_zrosuvanih_gruntiv_so_postrazdali_vnaslidok_rujnuvanna_Kahovskoi_GES/links/680fdebd1054b0207e4b4ef/Sucasni-pidhodi-do-vidnovlenna-zrosuvanih-gruntiv-so-postrazdali-vnaslidok-rujnuvanna-Kahovskoi-GES.pdf#page=127*

27. Дідковська Л. І. Новітні тенденції у системі управління водними ресурсами. *Вода для майбутнього: управління, збереження, інновації: Збірник*

тез XIII Міжнародної науково-практичної конференції, м. Київ, 25-26 березня 2025 року. 2025. С.88-91. URL: https://www.researchgate.net/profile/Vladyslav-Knysh-2/publication/391429987_Balansovi_doslidzenna_u_sivozminah_z_lisostepovimi_kulturami_na_osusuvanih_zemlah_Zahidnogo_Polissa_v_umovah_zminnih_gidrotermicnih_umov/links/6816fb4660241d5140226eb5/Balansovi-doslidzenna-u-sivozminah-z-lisostepovimi-kulturami-na-osusuvanih-zemlah-Zahidnogo-Polissa-v-umovah-zminnih-gidrotermicnih-umov.pdf#page=88

28. Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 12. August 2025 (BGBl. I Nr. 189). Berlin : Bundesministerium der Justiz, 2025.

29. Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz – AbwAG) vom 13. September 1976 (BGBl. I S. 2735), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 22. August 2018 (BGBl. I S. 1327). — Berlin : Bundesministerium der Justiz, 2018.

30. Безсонний В. Л., Третьяков О. В. Аналіз світового та вітчизняного досвіду впровадження інтегрованого управління водними ресурсами. Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки : наук.-техн. зб. Київ : КНУБА, 2016. Вип. 27. С. 15-24. URL: <https://repository.knuba.edu.ua/bitstreams/c4e534e3-9961-4702-9575-f03bba07345f/download>

31. Loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution. *Journal officiel de la République française*. 1964. 17 décembre. P. 11085-11088.

32. Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques. *Journal officiel de la République française*. 2006.31 décembre. P. 20339–20379.

33. Décret n° 2025-959 du 8 septembre 2025 modifiant le code de l'environnement et relatif à l'organisation et au fonctionnement du Comité national de l'eau. *Journal officiel de la République française*. 2025. 9 septembre.

34. Parker D. J., Penning-Rowsell E. C. Water Planning in Britain. London : Routledge, 2024. 312 p.
35. Water Act 2014 // UK Public General Acts. London : The Stationery Office, 2014. Chapter 21.
36. Environment Act 2021 // UK Public General Acts. London : The Stationery Office, 2021. Chapter 30.
37. Water (Special Measures) Act 2025 // UK Public General Acts. London : The Stationery Office, 2025. Chapter 9.
38. Saparova, D. A., & Saginova, S. A. Water resources of Kazakhstan as a factor in the growth of volumes of agro-industrial production in the conditions of the transition to a "green" economy. Problems of the agricultural market, 2022. (4), 86-93. URL: <https://www.jptra-kazniiapk.kz/jour/article/download/1052/569>
39. Kusmambetov, K. D. CONCEPT AND LEGAL STATUS OF TRANSBORDER WATER RESOURCES OF THE REPUBLIC OF KAZAKHSTAN. Journal of Actual Problems of Jurisprudence/Habarşy. Zaң Series, 2023. 105(1). URL: <https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&profile=ehost&scope=site&auth type=crawler&jrnl=15630366&AN=164296192&h=XV9XFAM6%2BsbEHWp4NgV8n1vkb%2B%2F%2FYpghJrZJLegJI9PtKWP%2FviwzaRR104dfPIQ6VkjfhDvHzto60Hhx7k4g%3D%3D&crl=c>
40. Zhanalieva, R. N., Bagbekov, R. K., Manglyeva, Zh. Kh., & Ergasheva, Sh. A. Studying the problems of water resources in Kazakhstan and the countries of Central Asia. Journal of Advances in Engineering Technology, 2024. (2), 58-65.
41. Elibaeva, G. I., Pernebekov, S. S., Lesbek, M., & Sadybekov, A. (). DEVELOPED WATER RESOURCES MANAGEMENT SYSTEMS OF THE REPUBLIC OF KAZAKHSTAN. In BEST SCIENTIFIC RESEARCH 2023. pp. 25-29.
42. Bekov, K. A., & Vartanyan, A. M. Legal basis of the Water Code of the Republic of Kazakhstan. Eurasian Scientific Journal of Law, 2024 (4 (5)), pp. 7-18.
43. Вишневецький В. І. *Малі річки Києва* : наук. вид. 2-ге вид., уточн. та допов. Київ : Інститут гідробіології НАН України, 2011. 184 с.

44. Пономаренко Л. А., Різник О. О. *Київ. Короткий топонімічний довідник* : довідк. вид. Київ : Видавництво «Павлім», 2003. 124 с.

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А – Результати аналізу антропогенного навантаження в рамках басейнів річок

Таблиця Б.1. Аналіз антропогенного навантаження в річкових басейнах

№	Клас	Одиниці вимірювання	Басейни			
			р. Почайна	р. Либідь	р. Клов	р. Горіхуватка
1	Загальна площа басейну	га	5198,43	6639,90	617,60	693,55
2	Промислові зони	га	473,30	661,20	18,84	19,01
		%	9,11	9,96	3,05	2,74
3	Промислові будівлі	га	34,87	60,22	0,16	4,4
		%	0,67	0,91	<0.01	0,63
4	Паливна інфраструктура	га	2,26	1,57	0	0
		%	0,04	0,02	0	0
5	Будівництва	га	68,84	158,68	11,04	12,10
		%	1,32	2,39	1,79	1,74
6	Полігони ТПВ і кладовища	га	0,71	3,68	0	0
		%	0,01	0,06	0	0
7	Крупні автошляхи	км	44,47	92,14	12,49	5,95
		га	155,65	322,47	43,72	20,83
		%	2,99	4,86	7,08	3,00
8	Залізничні колії	км	66,50	178,34	0	0
		га	132,00	35,67	0	0
		%	0,26	0,54	0	0