

Суспільно-географічні дослідження

Natural and Geographical Research

DOI: <https://doi.org/10.15407/ugz2026.02.013>

Шищенко П. Г.¹
Гавриленко О. П.²

0000-0001-9753-433X,
 0000-0001-7608-8588,

Циганок Є. Ю.²
Барбара В. О.²

0000-0002-4595-2705,
 0009-0008-3033-6548

¹ Національна академія педагогічних наук України, Київ² Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Київ

Геоінформаційний моніторинг евтрофікації і каламутності поверхневих водойм урбанізованих територій (на прикладі Києва)

УДК 556.5.07:504.5.064]:004.9]:556.55(477-25)(045)

Метою дослідження є розроблення алгоритму геоінформаційного моніторингу стану поверхневих водойм урбанізованих територій на прикладі Києва, виявлення закономірностей їхнього просторового розподілу й динаміки ступеня евтрофікації та рівня каламутності на ґрунті супутникових даних високого просторового розрізнення. Здійснено картографічний аналіз, вжито методи цифрового оброблення геопросторових даних і дистанційного зондування Землі, а також кластерний і багатофакторний аналізи у програмному середовищі з відкритим кодом QGIS (Версія 3.44.7). Ступінь евтрофікації водних об'єктів оцінено за нормалізованим диференційним індексом хлорофілу (NDCI), а рівень каламутності — за нормалізованим диференційним індексом каламутності (NDTI), розрахованими на ґрунті супутникових знімків. Наукова новизна дослідження полягає у розробленні алгоритму геоінформаційного моніторингу поверхневих водойм урбанізованої території на підставі супутникових даних високого просторового розрізнення, через що була здійснена комплексна оцінка їхнього екологічного стану за показниками NDCI та NDTI.

Ключові слова: міські поверхневі водойми, урбанізоване середовище, нормалізований диференційний індекс хлорофілу, нормалізований диференційний індекс каламутності, геоінформаційний моніторинг міських водойм.

Актуальність теми дослідження

Поверхневі водойми, природні й штучно створені, є важливою частиною зелено-блакитної інфраструктури будь-якого міста. Через швидке хаотичне розширення міст поверхневі водойми, що є основним джерелом прісної води, деградують за умов зростання впливу міського середовища. Зростає забір води з річок та ін-

ших поверхневих водних джерел [1], водойми виснажуються внаслідок збільшення випаровування, спричиненого ефектом міського теплового острова [2]. Однак міські водойми не можна розглядати лише як деградовані екосистеми, оскільки вони мають внутрішню цінність самі собою [3]. Водні об'єкти урбанізованих територій є значним внеском у місцеве й регіональне біорізноманіття, також вони сприяють розвитку

Цитування:

Шищенко П. Г., Гавриленко О. П., Циганок Є. Ю., Барбара В. О. (2026). Геоінформаційний моніторинг евтрофікації і каламутності поверхневих водойм урбанізованих територій (на прикладі Києва). *Український географічний журнал*, (2), 13–25. DOI: <https://doi.org/10.15407/ugz2026.02.013>

© Видавець ВД «Академперіодика» НАН України, 2026.



Стаття опублікована на умовах відкритого доступу за ліцензією CC BY-NC-ND
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>

природоохоронної діяльності [4–6]. Незважаючи на значну деградацію, зумовлену урбанізаційним тиском, міські водойми зберігають певну функціональність і надають широкий спектр важливих екосистемних послуг. Вони правлять за природні шламозбірники та гідрогелі [7] або рефугіуми [8] у різних районах міста.

Життєво важливою екосистемною послугою міських поверхневих водойм є постачання місцевим мешканцям прісної води [9–10]. До того ж водойми в межах міст сприяють релаксації, відчуттю свободи [11], на зразок зелених насаджень [12–13]; водойми також є важливими для естетичного й духовного розвитку, фізичного та психічного здоров'я людей. Вони мотивують до наукових досліджень, стимулюють розвиток екологічної освіти та формують умови для різних видів відпочинку [14–16]. Міські водойми є важливими щодо регулювання масштабів повеней, очищення води, ба більше — вони впливають на місцевий клімат тощо [10].

Зважаючи на поступову втрату зазначених цінностей поверхневих водойм унаслідок збільшення частки міського населення, суспільство конче потребує відновлення деградованих міських водойм і поліпшення неабиякої якості води в них. Пріоритети відновлення води як середовища існування, що поєднують природні процеси та екосистемні послуги, безсумнівно, стануть підґрунтям майбутнього керування міськими водними системами [17]. Для розроблення ефективного програмного відновлювання необхідно діагностувати поточний стан водних об'єктів [18].

Однією з найважливіших ознак деградації є евтрофікація водойм (збагачення водойм біогенними елементами, через що виснажується їхня біопродуктивність), що нині є глобальною екологічною проблемою. Потрапляння безлічі сполук азоту та фосфору до водних екосистем порушує природні цикли поживних речовин, що спричиняє цвітіння водоростей та виснаження у воді розчиненого кисню (гіпоксії). Нищівними наслідками цього явища є втрата біорізноманіття, утворення мертвих зон у прибережних водах, загрози для рибного господарства, а також значне зростання витрат для очищення питної та технічної води. За міжнародним досвідом, ефективно розв'язувати цю проблему можна лише завдяки інтегрованим стратегіям управління — поєднанню розумної

політики зі сталим моніторингом якості води [19].

Також і каламутність води свідчить про деградацію міських водойм, що є доказом наявності у ній завислих, потенційно токсичних речовин та одного з визначальних показників якості води. Закаламутнення води здебільшого є результатом потрапляння у річки, озера та водосховища зливових стоків, які під час руху скупчують пил, нафту, хімікати, сміття з вулиць тощо. Тому для виявлення потенційних джерел надходження завислих часток важливо не лише розрахувати ступінь каламутності води, але й визначити її просторовий розподіл в акваторії водойм. Отже, актуальність теми дослідження зумовлена необхідністю комплексного, інтегрованого підходу до діагностики стану та динаміки міських поверхневих водойм, послуговуючись сучасними інструментами геоінформаційного моніторингу. Зважаючи на збільшення урбанізаційного тиску, інтенсивність забудови та подальший занепад водних об'єктів, втілення геоінформаційних систем (ГІС) дає змогу не лише забезпечити візуалізацію просторових характеристик водойм, але й створити передумови для повсякчасного моніторингу, прогнозування негативних тенденцій та ухвалення обґрунтованих управлінських рішень.

Стан вивчення питання, основні праці

Дослідженню стану поверхневих водойм за умов урбосередовища присвячено доволі багато наукових розвідок. Зокрема, у праці [20] апробовано комплексну методологію оцінювання стану міського водного середовища, користаючи із супутникових знімків та статистичних критеріїв. Для дистанційного оцінювання київських водойм було застосовано спектрально-текстурний аналіз супутникових знімків як індексних зображень, обчислених за космічними даними Sentinel-2. У дослідженні [21] доведено можливість оцінювання якості води через локальну біоіндикацію. На думку авторів, підґрунтям для екологічного моніторингу вод та прогнозування змін водних екосистем надалі є комплексне оцінювання якості води водотоків урбанізованих територій, залучаючи як біологічні дескриптори екологічного стану гідроекосистеми водоростей планктону та поселень молюсків. Працю [22]

присвячено аналізу глобальних і національних завдань — ґрунту для оцінювання прогресу сталого розвитку міських водних об'єктів. Агрегації на підставі водозбірних басейнів сприяють глибшому розумінню екологічного виміру багатьох взаємозв'язків, визначених для водних екосистем.

Ґрунтовний аналіз поверхневих водойм Києва та їхнього екологічного стану, посиляючись на супутникові знімки, подано у праці В. І. Вишневецького [23]. Сучасний підхід до управління водними ресурсами на урбанізованих територіях запропоновано у дослідженні [24]. Методика геоінформаційного картографування та моніторингу водойм ґрунтується на ГІС-технологіях, дистанційному зондуванні Землі та цифрових моделях місцевості, що забезпечує найвищу достовірність даних і можливість оперативного реагування на екологічні виклики. Це сприяє не лише виявленню поточного стану водойм, але й прогнозуванню змін, що спричинені як природними процесами, так і антропогенним впливом. Геоінформаційні дослідження водних об'єктів щодо з'ясування їхнього екологічного стану, моніторингу та прогнозування висвітлюються також в інших наукових працях [25–27].

У дослідженнях іншоземних науковців застосовується термін «здоров'я водної екосистеми», що підтверджує її цілісність, якість води, довкілля, стан водних організмів, зокрема фітопланктону, зоопланктону, безхребетних і риб [28–29]. Зазначається, що оцінювання стану здоров'я міських водних екосистем є важливою передумовою для побудови міста, безпечного для довкілля. Для розроблення системи індексів оцінювання водних екосистем запропоновано модель «тиск-стан-реакція» (Pressure-State-Response), що сприяло визначенню інтегрованого індексу здоров'я водних екосистем (Water Ecosystem Health Integrated Index) [30].

Актуальною проблемою для багатьох країн є гарантування водної безпеки в містах. У дослідженні [31] пропонується систематичний підхід щодо кращого усвідомлення безпеки міських водойм. Автори наголошують, що й досі не узгоджена система вимірювання поточного стану та динаміки безпеки міських водних ресурсів. Для забезпечення запропоновано структуру оцінювання за чотирма головними аспектами: питна вода, екосистема, зміна клімату та соці-

ально-економічні фактори. Гарантування водної безпеки в містах — це баланс між експлуатацією водних ресурсів і підтримкою й захистом послуг міських водних екосистем як «природної інфраструктури», що є вирішальним чинником для добробуту людей [32–33].

Через деградацію міських поверхневих водойм у деяких містах європейських країн реалізується проєкт OneAquaHealth, що має на меті продемонструвати важливість міських водних екосистем для психічного та фізичного здоров'я людини, а також забезпечити нову систему екологічного спостереження на ґрунті штучного інтелекту для моніторингу і захисту водойм. Реалізація проєкту сприятиме впровадженню екологічного моніторингу показників раннього попередження для ухвалення своєчасних управлінських рішень та реалізації ефективних заходів щодо відновлення здоров'я міських водних екосистем [34]. Застосування багаторівневої моделі моніторингу дасть можливість виявити тенденції змін міських водойм, їхньої евтрофікації, динаміки каламутності, що сформує фундамент для розроблення адаптивних стратегій збереження та відновлення довкілля у містах.

Головною причиною евтрофікації міських водойм є надмірне надходження поживних речовин [35], що походять з різних джерел, зокрема з недостатньо очищених і неочищених стічних вод, вуличного забруднення та пташиного посліду. Забруднювачі також потрапляють до водойм з вітром, дощовою водою або поверхневим стоком [36]. До того ж у поверхневій воді можуть збігати добрива з газонів і клумб [37]. Ба більше, посиленню евтрофікації можуть сприяти донні відклади як внутрішнє джерело поживних речовин [38]. Міські водойми часто оточені будівлями, деревами та кущами, що забезпечують їх від вітру. Маловітря сприяє стратифікації, що забезпечує умови для цвітіння водоростей [39]. Інтенсивна евтрофікація, що супроводжується цвітінням фітопланктону, може призводити до гіпоксії, загибелі риби та підвищення каламутності води [35].

Порівняно з іншими параметрами якості води, існує більше невизначеності щодо впливу урбанізації на каламутність води у поверхневих водоймах [40]. У протилежність від температури та рН, каламутність не є невід'ємною властивістю води. Це — один з основних параметрів, які суттєво впливають на якість води.

Підвищена каламутність може значно погіршити естетичну якість струмків, річок та озер, змінюючи рекреаційну цінність ресурсів. Також високий рівень каламутності може звести в ціні очищення питної води та нашкодити гідробіотам [41]. Отже, екологічний стан поверхневих водойм урбанізованих територій, зумовлений значною мірою посиленням евтрофікації та за каламутненням води, за обставин водного дисбалансу є одним з дослідницьких пріоритетів світового наукового товариства.

Мета дослідження

Треба випрацювати алгоритм геоінформаційного моніторингу стану поверхневих водойм урбанізованих територій на прикладі Києва; виявити закономірності просторового розподілу водних об'єктів міста та території, що різняться за ступенем водного насичення; через аерокосмічні дані визначити розподіл і динаміку ступеня евтрофікації та рівня каламутності водойм столиці через розрахунок нормалізованого диференційного індексу хлорофілу (NDCI) та нормалізованого диференційного індексу каламутності (NDTI).

Методи дослідження

Було опрацьовано численні праці українських і зарубіжних науковців з питань екологічного стану поверхневих водойм у межах міст. У дослідженні було застосовано такі методи: картографічний аналіз, цифрове опрацювання геопросторових даних, методи дистанційного зондування Землі, а також кластерний і багатофакторний аналізи, реалізовані у програмному середовищі з відкритим кодом QGIS (Версія 3.44.7). Моніторингове картографування потребує регулярного уточнення даних, тож годиться стаке відстежування змін у водоймах. Для цього застосовують оперативні супутникові дані зі зміни рівня води, замулення, заростання водною рослинністю, деградації прибережних зон тощо [25].

Дослідження було виконано на ґрунті гармонізованих багатоспектральних знімків PlanetScore з акцентуванням на літніх місяцях, що характеризуються максимальною біологічною продуктивністю водойм [42]. Добір сцен зумовлювався мінімальною хмарністю та належною радіометричною якістю. Для визначення відбивальної здатності здійснено усунення атмос-

ферного впливу. Заради забезпечення частотної зіставності довготривалих зображень виконано міжсценкову гармонізацію та радіометричну нормалізацію, яка мінімізує різницю між знімками. Ґрунтом цих методів є спільні для всіх кадрів еталонні поверхні або ділянки.

Після редагування зображень було проаналізовано спектральні індекси, пов'язані із концентрацією хлорофілу «а» та завислими речовинами (Total Suspended Solids, TSS). Для обчислення відповідних індексів використано спектральні особливості хлорофілу «а», який поглинає світло у синьому та червоному діапазонах і відбиває у зеленому та ближньому інфрачервоному. Індекси дають змогу виявляти ділянки з високим рівнем біопродуктивності, що свідчить про активний розвиток процесів евтрофікації [42].

Для точного кількісного оцінювання евтрофікації потрібно мати синхронні наземні вимірювання концентрації хлорофілу «а», TSS або інших показників якості води у водоймах. Це уможливорює переіндексацію супутникових знімків на оцінювання концентрації хлорофілу «а» або TSS. Застосування калібрувальних моделей до всіх гармонізованих знімків дозволяє отримати карти просторового розподілу концентрації хлорофілу «а» або TSS для кожної дати знімка. Одержані карти відбивають стан евтрофікації водойм. Високі значення цих показників свідчать про високий рівень біомаси водоростей та/або значне забруднення завислими речовинами, що є ознаками евтрофікації. Порівняння з історичними даними або еталонними значеннями може допомогти визначити ступінь евтрофікації [43]. Використання гармонізованих даних PlanetScore для розрахунку спектральних вегетаційних індексів є ефективним інструментом моніторингу евтрофікації, що дозволяє одержувати інформацію з високою просторово-часовою деталізацією.

Для визначення екологічного стану міських поверхневих водойм Києва було розраховано нормалізований диференційний індекс каламутності (NDTI). Ці обчислення ґрунтувалися на супутникових знімках, одержаних для опорних дат: щомісячно протягом 2024 р., а також за червень і липень 2024 р. Оброблення даних і розрахунок індексу виконано «Растровим калькулятором». Одержані растри індексів було масковано за межами водних об'єктів, щоби не

аналізувати неводні поверхні. NDTI дозволяє кількісно визначити вміст зважених часток у воді, що є важливим показником її прозорості та якості.

Отже, для поверхневих водойм було одержано статистичні показники NDTI та NDCI, що характеризують стан водних об'єктів протягом літніх місяців та впродовж року. Докладне вивчення забезпечило оцінювання просторової варіабельності показників евтрофікації та каламутності міських водойм.

Виклад основного матеріалу з обґрунтуванням наукових результатів

Місто Київ вирізняється різноманітністю та функціональністю багатьох водних об'єктів. Річки, озера, ставки, затоки, водосховища, а також технічні водойми — наслідок господарської діяльності людини, утворюють міські поверхневі водойми. Точну кількість київських водойм складно визначити через мінливість природних умов, антропогенний вплив, технічні можливості методів досліджень. Лише приблизно у Києві налічується 500 водних об'єктів [23]. Серед них переважають природні водойми — 96 % загальної площі. Натомість штучні водні об'єкти — лише 4 % площі — становлять 36 % від усієї кількості об'єктів. Такий дисбаланс є характерним для великих міст, де природні водойми охоплюють великі площі, а штучних створюється чимало, проте їхня площа менша.

У структурі природних водойм найбільшу територію займають річки — 3411 га, що становить 67 % від площі всіх водойм міста. Проте їх лише 50 об'єктів, або 6 % від загальної кількості. 29 % загальної території поверхневих водойм Києва — 1483 га — займають озера, але їхня кількість значно перевищує кількість річок — 465 об'єктів, що становить 58 % від усіх водойм столиці. Тому поширені у межах міста озера багато важать для формування прибережних рекреаційних ландшафтів. Штучні ж водойми утворені здебільшого ставками та каналами. Найбільшу територію займають ставки — 148 га, що становить 3 % від загальної площі київських водойм. 278 ставків активно створюються на урбанізованій території головню для господарських, рекреаційних чи інших потреб. Найменшу територію займають канали — 34 га, або 1 %

від загальної площі водойм. У межах Києва налічується лише 8 каналів. Існування багатьох різнотипних водойм гарантує сприятливі умови для збереження біорізноманіття, регулювання міського мікроклімату, організації місць для перепочинку населення тощо.

Найбільшу територію серед поверхневих водойм Києва займають ділянки вздовж головного річища Дніпра, а також прилеглі до нього заплави, численні затоки, озера та водно-болотні угіддя. Річка Дніпро плине усією територією міста — від півночі на південь, формуючи складну гідрографічну мережу. Менші річки та струмки є притоками Дніпра або належать до басейнів інших річок. Через нерівномірний розподіл водойм у межах Києва територію міста за насиченістю водними об'єктами можна умовно поділили на три зони, зважаючи на їхню загальну площу. Найбільша — зона аерації, де площа водойм змінюється в межах від 14,75 до 1500 га: Оболонський, Подільський, Святошинський, Шевченківський, Солом'янський і більша частина Деснянського районів міста, які мають незначну площу природних водойм проти інших зон. До зони з помірним рівнем водного насичення належать території, площа водних об'єктів яких вагається в межах 1500–2500 га: Дніпровський, Дарницький і почасти Деснянський райони. Найбільше водойм на своїй території має Голосіївський район, де площа водних об'єктів перевищує 2500 га і сягає 4071 га. Для цієї зони характерна висока густота річкової сітки, струмків, озер і водно-болотних угідь.

Слід зазначити, що поверхневі водойми Києва мають різний ступінь деградації, спричиненої тиском міста. Однією з найважливіших ознак деградації є евтрофікація водойм, яку можна визначити нормалізованим диференціальним індексом хлорофілу (Normalized Difference Chlorophyll Index, NDCI), а саме — розрахувати концентрацію у воді хлорофілу «а», що є зеленим пігментом і показником біомаси фітопланктону. Дані відсічено для виводу значення тільки водних об'єктів стосовно аналізу розподілу показників NDCI для водойм у межах міста Київ (рис. 1, с. 18). Супутниковий моніторинг завдяки спектральним вегетаційним індексам на ґрунті даних дистанційного зондування Землі є ефективним інструментом оцінювання ступеня евтрофікації водойм.

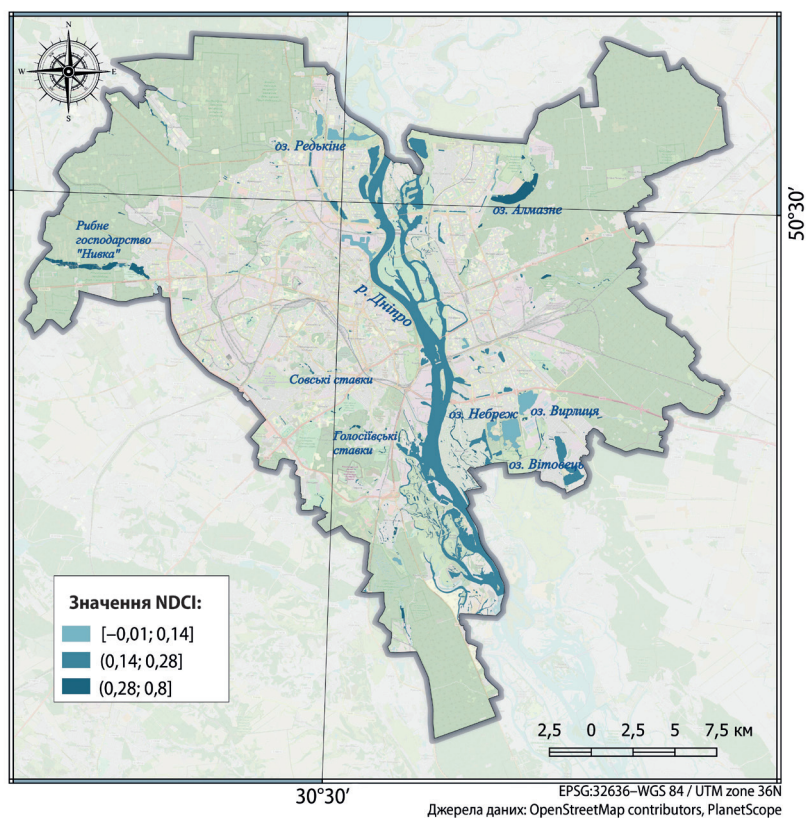


Рис. 1. Середні значення нормалізованого диференційного індексу хлорофілу (NDCI) у водоймах міста Київ (червень 2024 р.)

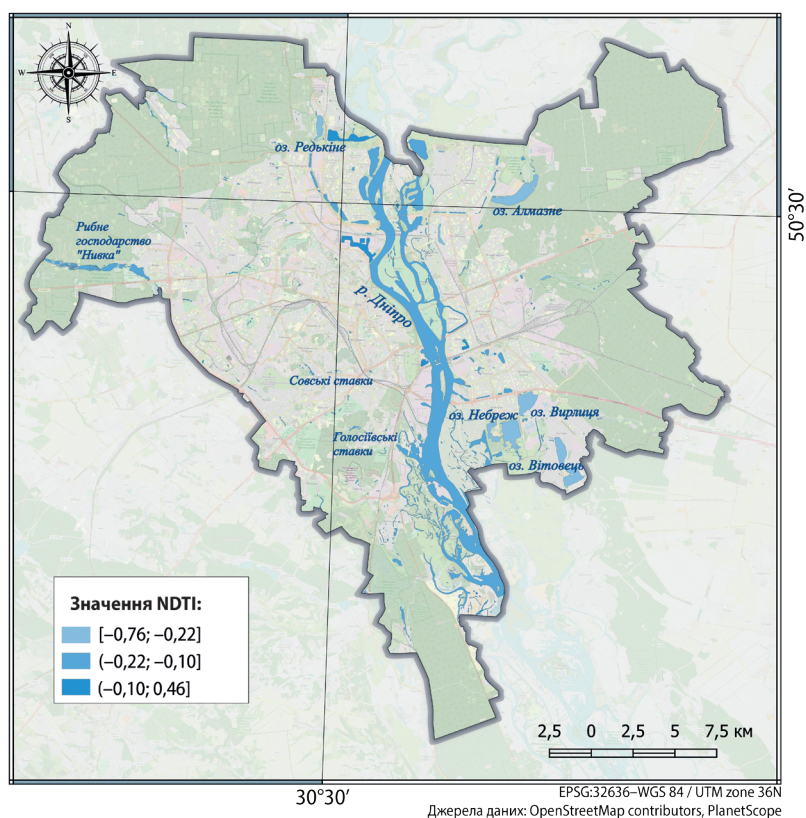


Рис. 2. Просторовий розподіл середніх значень нормалізованого диференційного індексу каламутності (NDTI) у водоймах Києва (липень 2024 р.)

Значення NDCI інтерпретуються в межах від -1 до $+1$. Високі позитивні значення NDCI (ближче до $+1$) свідчать про велику концентрацію хлорофілу «а» у воді. Високі значення NDCI корелюють з бурхливим розвитком фітопланктону, що є характерною ознакою високого рівня евтрофікації. Значення NDCI у межах нуля або слабо позитивні вказують на помірну або низьку концентрацію хлорофілу «а» у воді, тобто на помірний або низький рівень евтрофікації. Низькі або негативні значення NDCI (ближче до -1) свідчать про низьку концентрацію хлорофілу «а» у воді та відповідно низький рівень евтрофікації водойм [44].

Згідно з **рис. 1**, протягом червня 2024 р. низьке додатне NDCI (від 0,001 до 0,2) мала більша частина річища Дніпра, багато озер і заток. Помірна концентрація хлорофілу «а» свідчить про рівень біологічної продуктивності водойм без ознак інтенсивної евтрофікації. Високе додатне NDCI (від 0,201 до 0,8) локалізується у мілководді Дніпра, старицях, протоках, а також у деяких озерах і ставках. Такі показники NDCI доводять значний вміст хлорофілу «а» у воді, що є індикатором високої біопродуктивності фітопланктону. У евтрофованих водоймах через надлишок біогенних речовин за умов високих температур повітря часто виникає «цвітіння» води та навіть літня задуха риби.

Для визначення концентрації у воді зважених частинок використовується нормалізований диференційний індекс каламутності (Normalized Difference Turbidity Index, NDTI). Що вище значення індексу, то більш каламутною є вода у водоймах. NDTI можна отримати важливу інформацію щодо каламутності води та непрямо — стосовно концентрації завислих речовин (TSS) у поверхневих водоймах. Ці показники є основними індикаторами фізичного стану води та можуть бути зумовлені різними процесами, зокрібна евтрофікацією. NDTI є чутливим показником наявності у воді завислих часток, адже саме вони впливають на здатність води розсіювати й поглинати світло. Принцип дії NDTI полягає у порівнянні відбивальної здатності води у червоному та зеленому спектральних діапазонах. У прозорій воді поглинання світла в цих діапазонах досить низьке, однак наявність завислих речовин значно змінює ситуацію: у червоному діапазоні вони посилюють відбивальну здатність, а у зеленому

вплив може бути іншим, приміром, через існування хлорофілу [45].

Використання NDTI дає можливість не лише оцінити рівень каламутності води, але й простежити її просторовий розподіл у межах акваторії водойм. На практиці це вкрай важливо для виявлення потенційних джерел надходження завислих часток. Ґрунтом для підвищеної каламутності води можуть бути замулення внаслідок надходження у водойми дощових чи талих вод, розмив берегів, будівельні роботи на узбережжі тощо. Між каламутністю та біомасою фітопланктону існує певний зв'язок. Часом активне розмноження водоростей може бути головним чинником каламутності. Хоча NDTI не спрямовано на виявлення фітопланктону (на відміну від NDCI), його значення реагують на загальну кількість завислих часток у воді. А це дає можливість розрізняти, чим саме зумовлена каламутність — органічними речовинами чи мінеральними домішками [45].

Для оцінювання каламутності води було обчислено середні значення NDTI водойм Києва за липень 2024 р. (**рис. 2**). Опрацювання даних і визначення індексу відбувалися за умов QGIS через «растровий калькулятор». Від'ємні значення NDTI (від $-0,76$ до $-0,22$) свідчать про відносно прозору воду з низькою каламутністю. Такі значення здебільшого спостерігаються у глибших горизонтах головного річища Дніпра, де швидкість течії є стабільною, тому зважені частинки осідають досить інтенсивно. Також малі показники NDTI притаманні деяким великим озерам і невеликим водоймам на заході й півночі міста, що свідчить про відносну прозорість їхньої води.

Найпоширенішими у водоймах Києва протягом липня 2024 р. були близькі до нуля від'ємні значення NDTI (від $-0,22$ до $-0,1$), що засвідчує помітну каламуть. Такі значення охоплюють значну частину річища Дніпра, надто вздовж бережини, протоки між островами та більшість озер і стариць на всій території міста. Вода у цих локаціях містить помірну кількість зважених частинок, що часто зумовлено абразією берегів, скиданням стічних вод, будівельними роботами тощо. Додатні значення NDTI (від 0,11 до 0,46) свідчать про каламутиння. Ділянки з такими значеннями локализуються у деяких вузьких протоках Дніпра, головню в центральній та південній його течіях у межах міста, де відбува-

ється активне перемішування води та підняття донних відкладів. Висока каламутність води також спостерігається в окремих невеликих озерах і водно-болотних угіддях, куди надходять стічні води, або на намулистому мілководді. Така каламутність обмежує проникнення сонячного світла у водойми, що згубно впливає на водожилів та якість води загалом.

Значення NDCI та NDTI не є постійними, вони можуть докорінно змінюватися протягом року. Для оцінювання найвищої позначки евтрофікації та виявлення осередків «цвітіння» води найбільш показовими є знімки, зроблені у період від червня до серпня. У деяких водоймах періоди «цвітіння» води можуть наставати не лише влітку, але й мати кілька періодів розквіту протягом усього вегетаційного сезону, зважаючи на особливості водойми та кліматичні умови. До того ж навесні й восени також можуть траплятися активні етапи розвитку фітопланктону, що зумовлено циркуляцією водних мас і надходженням поживних речовин. Тож сезонні знімки допоможуть розібратися у річних змінах евтрофікації [46]. Отже, для оцінювання евтрофікації через NDCI найкраще обирати літні знімки, коли очікується найвища концентрація фітопланктону. Для виявлення річних змін процесів евтрофікації поверхневих водойм Києва розраховано NDCI за всі місяці 2024 р. (рис. 3).

NDCI наочно відтворює основні акваторії — річку Дніпро, її затоки та міські озера. Підвищені показники індексу, що свідчать про вищу концентрацію хлорофілу, притаманні мілководним, слабопроточним, акумулятивним ділянкам і зонам. Спостерігається виражена сезонна динаміка розвитку фітопланктону: мінімальні значення NDCI взимку, поступове зростання навесні, досягнення максимуму влітку та поступове спадання восени. Інтенсивність і масштаби літнього «цвітіння» водних об'єктів варіюють з року в рік, що зумовлено мінливістю погоди та, ймовірно, антропогенним впливом. Картосхеми NDCI є ефективним інструментом для оперативного моніторингу стану поверхневих водойм Києва. Вони дають змогу ідентифікувати зони підвищеної біологічної продуктивності (евтрофікації), оцінювати сезонні зміни та багаторічні тенденції.

Аналізування значень NDTI у різні сезони надає можливість відстежити, як змінюється каламутність води у водоймах з часом. Це вкрай важливо для розуміння природних та

антропогенних процесів, що позначаються на якості водного середовища. Зокрема, NDTI сприяє виявленню сезонної динаміки каламутності. Наприклад, навесні, під час повені або після хлющів, рівень каламутності часто зростає через інтенсивне надходження дощових чи талих вод, які змивають до водойм багато завислих речовин. Також індекс уможливорює оцінювання природного та антропогенного впливів — шторми або будівництво на узбережжі. Він також чутливий до довгочасних процесів, наприклад, ерозії берегів чи поступового забруднення води. Мінливість значень NDTI дає можливість перевірити, наскільки дієвими є заходи щодо поліпшення стану водойми. Якщо впроваджуються програми з очищення води або щодо попередження забруднення, аналіз змін індексу з часом дає змогу оцінити реальні результати таких дій [47]. На противагу NDCI, сплески каламутності можуть зумовити не лише біологічні, але й фізичні чи антропогенні фактори. Для фіксації максимумів каламутності доцільно користатися знімками, де зафіксовано зливи чи паводки, коли через водні потоки у водойми потрапляє багато мулу та завислих частинок. Якщо у водоймі тривають будівельні чи днопоглиблювальні роботи, аналіз знімків у ці періоди дасть змогу оцінити вплив антропогенних чинників. Були обчислені значення NDTI у водоймах Києва, що ґрунтувалися на супутникових знімках, одержаних для прикметних дат щомісячно протягом 2024 р. (рис. 3). Завдяки NDTI є змога кількісно оцінити вміст завислих частинок у воді, що є важливим показником її прозорості та якості.

Як видно з рис. 3, на різних ділянках водних об'єктів спостерігається велика розмаїтість рівня каламутності води. Зокрема, існують істотні розбіжності у значеннях NDTI між головним річищем Дніпра та його затоками чи міськими озерами, причім останнім часто властиві локальні зони з підвищеними показниками каламутності. Простежується чітка річна циклічність щодо змін каламутності. Зазвичай взимку вона є мінімальною, навесні ж збільшується, що зумовлено таненням снігу та опадами. Влітку рівень каламутності може варіювати через інтенсивність дощів та біологічну активності у водоймах, а восени вона знову спадає.

Отже, картографування на ґрунті NDTI є дієвим інструментом для візуалізації та аналі-

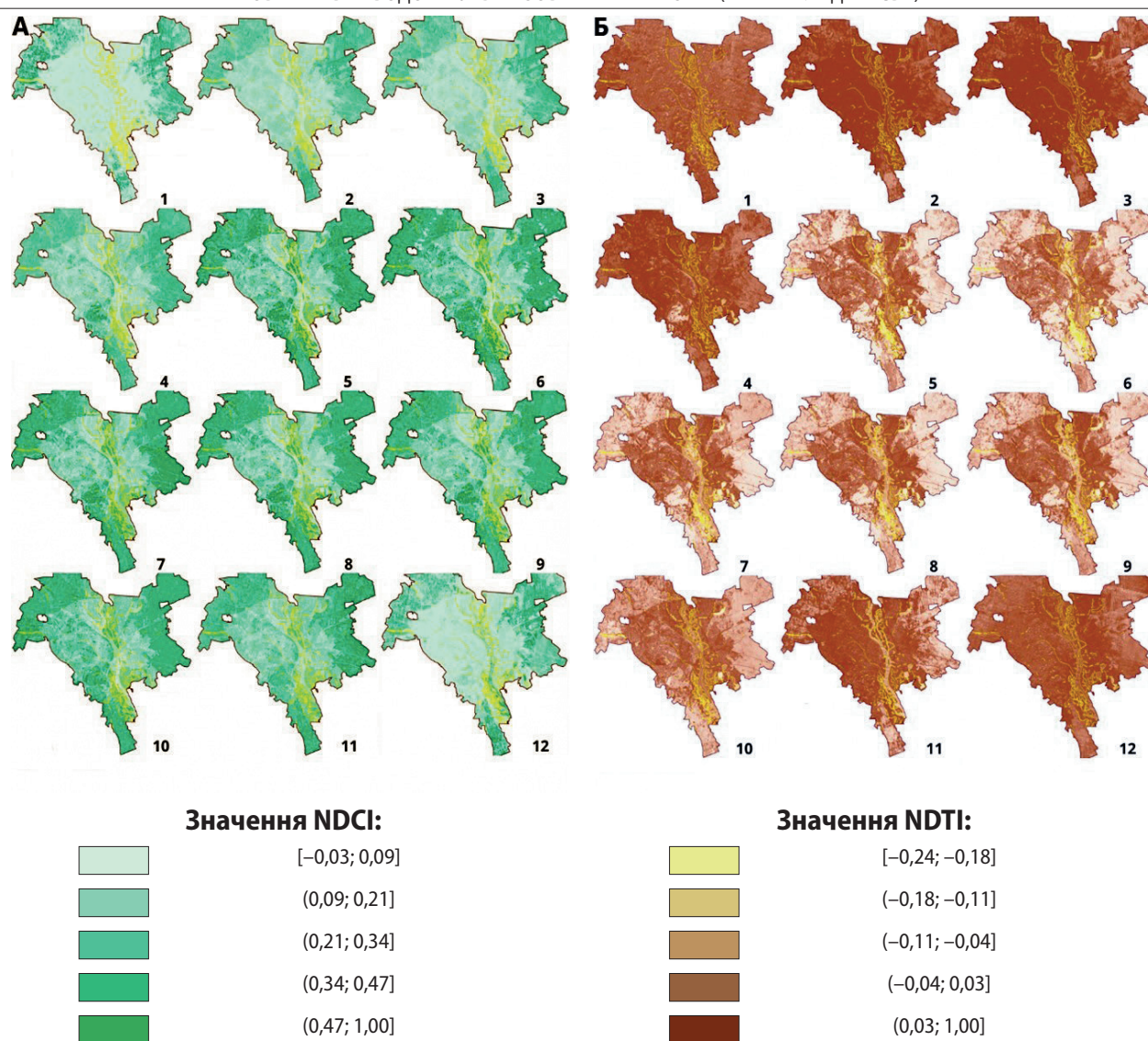


Рис. 3. А — річна динаміка значень нормалізованого диференційного індексу хлорофілу (NDCI);
Б — річна динаміка значень нормалізованого диференційного індексу каламутності (NDTI)
у водоймах Києва (січень–грудень 2024 р.)

зу просторово-часової динаміки каламутності. Тож цінні дані надходять до системи моніторингу з якості водних ресурсів Києва, а отже — ефективно відстежуються зміни та визначаються проблемні зони.

Висновки

Хоча Київ вирізняється багатьма водними об'єктами, проте вони розподілені територією міста вкрай нерівномірно. За рівнем водного насичення в межах Києва можна виокремити три зони: з недостатнім, помірним і достатнім рівнем. Найбільшою є зона з недостатнім рівнем водного насичення, де площа водойм становить 14,75–1500 га; найменшою — зона з

достатнім рівнем водного насичення, де площа водних об'єктів — 4071 га. На міські водойми негативно впливають чинники урбанізованого середовища, насамперед скидання неочищених або недостатньо очищених промислових і побутових стічних вод, внаслідок чого водойми забруднюються і деградують.

Актуальною проблемою та однією з ознак деградації багатьох водних об'єктів Києва є евтрофікація та зниження прозорості води. Оцінити ступінь евтрофікації можна через нормалізований диференційний індекс хлорофілу (NDCI), за яким майже точно визначається вміст хлорофілу «а» у воді. Значення NDCI для водойм у межах міста в червні 2024 р. — від −0,991 до

+0,8, а це свідчить про значні розбіжності щодо розвитку фітопланктону в різних водоймах. Що вище значення NDCI, то активнішим є розвиток фітопланктону: характерна ознака високого рівня евтрофікації. У Києві високі додатні значення NDCI (до 0,8) зафіксовано у мілководних затоках Дніпра, старицях, протоках, а також у деяких слабопроточних озерах і ставках. Простежується виражений річний хід активності фітопланктону: мінімальні значення NDCI взимку, поступове зростання навесні, досягнення максимуму влітку та поступове спадання восени.

Крім рівня евтрофікації, важливим індикатором поточного стану водного середовища міста є прозорість води. Визначити концентрацію у воді зважених частинок можна через обчислення нормалізованого диференційного індексу каламутності (NDTI). Що вище значення індексу, то каламутнішою є вода. Розрахунок NDTI дає змогу не лише оцінити ступінь каламутності води, але й простежити її просторовий розподіл у межах всієї акваторії, що є важливим чинником для виявлення джерел надходження завислих частинок у водойми. Розраховані значення NDTI водних об'єктів Києва за липень 2024 р. змінювалися від -0,76 до 0,46, тож умовно їх можна розподілити на три групи: NDTI від -0,76 до -0,22 — досить прозора вода (низький рівень каламутності); NDTI від -0,22 до -0,1 — неповна прозорість

води; NDTI від 0,11 до 0,46 — висока каламутність води. Найпоширенішими у Києві були водойми другої групи з близькими до нуля від'ємними значеннями NDTI, тобто вода помірного ступеня каламутності. До цієї групи належать: значна частина акваторії Дніпра, протоки між островами, більшість озер міста.

У динаміці каламутності також простежується чітка річна циклічність: взимку вона зазвичай мінімальна, навесні збільшується через танення снігу та опади. Влітку рівень каламутності може варіюватися через інтенсивні дощі, а восени знову відбувається її спадання.

Отже, супутниковий моніторинг через спектральні вегетаційні індекси на ґрунті даних дистанційного зондування Землі є ефективним інструментом для оцінювання стану поверхневих водойм на урбанізованих територіях.

Новизна дослідження

Апробовано алгоритм геоінформаційного забезпечення та моніторингу водойм Києва, залучивши супутникові дані високої роздільної здатності, що дає змогу відбивати стан міських водних об'єктів наживо, вираховувати їхній поступ, ухвалювати природоорієнтовані управлінські рішення. Як наслідок обчислення індексів NDCI та NDTI через супутникові знімки PlanetScore, було визначено ступінь евтрофікації та рівень каламутності поверхневих водойм столиці.

References [Література]

1. Flörke, M., Schneider, C., & McDonald, R. I. (2018). Water competition between cities and agriculture driven by climate change and urban growth. *Nature Sustainability*, 1, 51–58. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41893-017-0006-8>.
2. Zhou, D., Zhao, S., Zhang, L., Sun, G., & Liu, Y. (2015). The footprint of urban heat island effect in China. *Scientific Reports*, 5(1), 1–11. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep11160>.
3. Moyle, P. B. (2013). Novel aquatic ecosystems: the new reality for streams in California and others Mediterranean climate regions. *River Research and Applications*, 30(10), 1335–1344. DOI: <https://doi.org/10.1002/rra.2709>.
4. Hassall, C. (2014). The ecology and biodiversity of urban ponds. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1(2), 187–206. <https://doi.org/10.1002/wat2.1014>.
5. Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 1974–1983. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>.
6. Havrylenko, O. P., Shyshchenko, P. H., & Tsyhanok, Ye. Yu. (2020). Landscape functional zoning of urban protected areas. *Journal of Environmental Research, Engineering and Management*, 76(3), 121–136. DOI: <https://doi.org/10.5755/j01.irem.76.3.24258>.
7. Briers, R. A. (2013). Invertebrate communities and environmental conditions in a series of urban drainage ponds in Eastern Scotland: implications for biodiversity and conservation value of SUDS. *Clean – Soil, Air, Water*, 42, 193–200. DOI: <https://doi.org/10.1002/clen.201300162>.

8. Chester, E. T. & Robson, B. J. (2013). Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: Their ecological characteristics and management. *Biological Conservation*, 166, 64–75. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.016>.
9. Shyshchenko, P. H., Havrylenko, O. P., & Tsyhanok, Ye. Yu. (2019). Ecosystem value of Holosiivskyi Forest as an urban protected area: Causes and consequences of degradation. *Ukrainian Geographical Journal*, 4, 40–49. [In Ukrainian]. [Шищенко П. Г., Гавриленко О. П., Циганок Є. Ю. (2019). Екосистемна цінність Голосіївського лісу як міської природоохоронної території: причини і наслідки деградації. *Український географічний журнал*, 4, 40–49.]. DOI: <https://doi.org/10.15407/ugz2019.04.040>.
10. Shyshchenko, P. H., Havrylenko, O. P., Tsyhanok, Ye. Yu., & Bilous, L. F. (2025). Degradation of Ecosystem Services in the Impact Zone of Municipal Solid Waste Landfills: Case Study in Kyiv Region. *Ukrainian Geographical Journal*, 2(130), 12–25. [in Ukrainian]. [Шищенко, П. Г., Гавриленко, О. П., Циганок, Є. Ю., Білоус, Л. Ф. (2025). Втрати екосистемних послуг у зоні впливу полігонів твердих побутових відходів: приклад Київської області. *Український географічний журнал*, 2(130), 12–25.] DOI: <https://doi.org/10.15407/ugz2025.02.012>.
11. Voelker, S. & Kistemann, T. (2013). Reprint of: “I’m always entirely happy when I’m here!” Urban blue enhancing human health and well-being in Cologne and Dusseldorf, Germany. *Social Science & Medicine*, 91, 141–152. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2013.04.016>.
12. White, M., Smith, A., Humphries, K., Pahl, S., Snelling, D. & Depledge, M. (2010). Blue space: The importance of water for preference, affect, and restorativeness ratings of natural and built scenes. *Journal of Environmental Psychology*, 30(4), 482–493. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2010.04.004>.
13. Havrylenko, O., Tsyhanok, Ye., Shyshchenko, P., Samoilenko, V., & Bilous, L. (2022). Geoecological Monitoring of Urban Wetlands for the Purpose of their Protection (by the Case of Sovski Ponds in Kyiv). У 16th International Conference “Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment,” 1–5. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2022580011>.
14. Havrylenko, O., Shyshchenko, P., Samoilenko, V., Bilous, L., & Yesypchuk, D. (2021). *Greening and development monitoring to create a comfortable urban environment*. In: 15th International Conference “Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment,” 1–5. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.20215K2009>.
15. Shyshchenko, P. G., Havrylenko, O. P., Tsyhanok, Ye. Yu., & Bilous, L. F. (2024). Housing Prices as Payment for Ecosystem Services of Urban Green Spaces: case study in Kyiv. *Ukrainian Geographical Journal*, 2, 33–42. [In Ukrainian]. [Шищенко, П. Г., Гавриленко, О. П., Циганок, Є. Ю., & Білоус, Л. Ф. (2024). Вартість житла як плата за екосистемні послуги міських зелених зон (на прикладі Києва). *Український географічний журнал*, 2, 33–42]. DOI: <https://doi.org/10.15407/ugz2024.02.033>.
16. Havrylenko, O., Tsyhanok, Ye., Shyshchenko, P., Samoilenko, V., Bilous, L., & Slipchuk, A. (2023). Assessment of cultural ecosystem services of protected areas for the purpose of their monitoring. In: 17th International Conference “Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment.” DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2023520023>.
17. Moggridge, H. L., Hill, M. J. & Wood, P. J. (2014). Urban Aquatic Ecosystems: the good, the bad and the ugly. *Fundamental and Applied Limnology*, 185(1), 1–6.
18. Teurlincx, S., Kuiper, J. J., Hoevenaer, E. CM., & Lurling, M., et al. (2019). Towards restoring urban waters: understanding the main pressures. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 36, 49–58. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.coust.2018.10.011>.
19. Khalili, R., & Moridi, A. (2025). A Comprehensive Review of Eutrophication in Water Resources: From Identifying Contributing Factors to Proposing Management Strategies. *Interdisciplinary Journal of Civil Engineering*, 1(1), 38–52. DOI: <https://doi.org/10.48308/ijce.2025.240047.1003>.
20. Fedorovsky, O. D., Khyzhniak, A. V., & Tomchenko, O. V. (2021). Assessing aquatic environment quality of the urban water bodies by system analysis methods based on integrating remote sensing data. *Space Science and Technology*, 27(5), 11–18. DOI: <https://doi.org/10.15407/knit2021.05.011>.
21. Sheliuk, Y. S., Shevchuk, L. M., & Moshkivska, M. A. (2023). Assessment of water quality of urbanized territories according to the structure of hydrobiont groups. *Ukrainian Journal of Natural Sciences*, 3, 76–90. [in Ukrainian]. [Шелюк, Ю. С., Шевчук, Л. М., & Мошківська, М. А. (2023). Оцінка якості вод урбанізованих територій за структурою угруповань гідробіонтів. *Український журнал природничих наук*, 3, 76–90.]. DOI: <https://doi.org/10.35433/naturaljournal.3.2023.76-90>.
22. Kobylinska, T. V., Motuzka, O. M., & Kobylinskyi, V. M. (2023). Statistical Assessment of Sustainable Urban Water Ecosystems. *Statistics of Ukraine*, 100(1), 51–60. DOI: [https://doi.org/10.31767/su.1\(100\)2023.01.05](https://doi.org/10.31767/su.1(100)2023.01.05).
23. Vyshnevsky, V. I. (2021). *Water Bodies of Kyiv [Водойми Києва]*. Nika-Center. [in Ukrainian]. [Вишневецький, В. І. (2021). *Водойми Києва* : монографія. Ніка-Центр.]
24. Vyshnevsky, V. I., Shevchuk, S. A., & Shevchenko, I. A. (2016). Use of remote sensing data to determine the ecological status of water bodies in Kyiv. *Contemporary Problems of Architecture and Urban Planning*, 46, 227–231. [in Ukrainian].

- [Вишневецький, В. І., Шевчук, С. А., & Шевченко, І. А. (2016). Використання даних дистанційного зондування Землі для з'ясування екологічного стану водних об'єктів Києва. *Сучасні проблеми архітектури та містобудування*, 46, 227–231.]
25. Trofymchuk, O. M., Trysnyuk, V. M., Anpilova, E. S., Butenko, O. S., & Vishnyakov, V. Yu., et al. (2022). *Geoinformation studies of aquatic ecosystems in Ukraine: monitoring and forecasting*. [in Ukrainian]. [Трофимчук, О. М., Триснюк, В. М., Анпілова, Є. С., Бутенко, О. С., & Вишняков, В. Ю. та ін. (2022). *Геоінформаційні дослідження водних екосистем України: моніторинг та прогнозування*.]
 26. Afanasyeva, O. A., Bagatska, T. S., & Oliynytska, L. G., et al. (2010). *Environmental status of Kyiv reservoirs: monograph*. Phytosociocenter. [in Ukrainian]. [Афанасьєва, О. А., Багацька, Т. С., & Оляницька, Л. Г. та ін. (2010). *Екологічний стан київських водойм: монографія*. Фітосоціоцентр.]
 27. Panasyuk, I. V., Tomiltseva, A. I., Zub, L. M., & Pogorelova, Yu. V. (2015). Water quality in urban reservoirs and the nature of water protection zone development (on the example of the Opechen' system lakes, Kyiv). *Environmental Safety and Nature Management*, 4(20), 63–69. [in Ukrainian]. [Панасюк, І. В., Томільцева, А. І., Зуб, Л. М., & Погорелова, Ю. В. (2015). Якість води у міських водоймах та характер освоєння водоохоронних зон (на прикладі озер системи «Опечень», м. Київ). *Екологічна безпека та природокористування*, 4(20), 63–69.]
 28. Wang, X., & Cheng, Y. (2024). Urban Lake Health Assessment Based on the Synergistic Perspective of Water Environment and Social Service Functions. *Global Challenges*, 8, 2400144. DOI: <https://doi.org/10.1002/gch2.202400144>.
 29. Tampo, L., Lazar, I. M., Kaboré, I., Oueda, A., Akpataku, K. V., & Djaneye-Boundjou, G., et al. (2020). A Multimetric index for assessment of aquatic ecosystem health based on macroinvertebrates for the Zio river basin in Togo. *Limnologia*, 83, 125783. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125783>.
 30. Han, H., Li, H., & Zhang, K. (2019). Urban Water Ecosystem Health Evaluation Based on the Improved Fuzzy Matter-Element Extension Assessment Model: Case Study from Zhengzhou City, China. *Mathematical Problems in Engineering*, 7502342. DOI: <https://doi.org/10.1155/2019/7502342>.
 31. Aboelnga, H. T., Ribbe, L., Frechen, F.-B., & Saghir, J. (2019). Urban Water Security: Definition and Assessment Framework. *Resources*, 8(4), 178. DOI: <https://doi.org/10.3390/resources8040178>.
 32. Wheeler, H. S., & Gober, P. (2015). Water security and the science agenda. *Water Resources Research*, 51, 5406–5424. DOI: <https://doi.org/10.1002/2015WR016892>.
 33. Hartley, K., Tortajada, C., & Biswas, A. K. (2017). Confronting global security in an era of water instabilities. *Foreign Policy Journal*. URL: <https://www.foreignpolicyjournal.com/2017/02/03/confronting-global-security-in-an-era-of-water-instabilities/>
 34. OneAquaHealth—Protecting urban aquatic ecosystems to promote One Health. ECS (2023). URL: <https://citizenscience.eu/project/518>
 35. Waajen, G. W. A. M., Faassen, E. J. & Lüring, M. (2014). Eutrophic urban ponds suffer from cyanobacterial blooms: Dutch examples. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 9983–9994. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2948-y>.
 36. Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J. C., & Viklander, M. (2020). The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. *Science of The Total Environment*, 709, 136125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136125>.
 37. Chaichana, R., Leah, R., & Moss, B. (2011). Conservation of pond systems: A case study of intractability, Brown Moss, UK. *Hydrobiologia*, 664(1), 17–33. DOI: <https://doi.org/10.1007/s107>.
 38. Zamparas, M., & Zacharias, I. (2014). Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. *A review. Science of The Total Environment*, 496, 551–562. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.076>.
 39. Condie, S. A., & Webster, I. T. (2001). Estimating stratification in shallow water bodies from mean meteorological conditions. *Journal of Hydraulic Engineering*, 127(4), 286–292. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2001\)127:4\(286\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2001)127:4(286))
 40. Diem, J. E. & Orimolade, O. I. (2024). Intra-annual variability of urban effects on streamwater quality: An examination of watersheds in the Atlanta, Georgia USA region. *Journal of Hydrology*, 641, 131762. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131762>.
 41. Sahoo, D. & Anandhi, A. (2023). Conceptualizing turbidity for aquatic ecosystems in the context of sustainable development goals. *Environmental Science: Advances*, 2, 1220–1234. DOI: <https://doi.org/10.1039/D2VA00327A>.
 42. Normalized Difference Chlorophyll Index. *Sentinel Hub custom scripts*. DOI: <https://custom-scripts.sentinel-hub.com/custom-scripts/sentinel-2/ndci/>
 43. Lizcano-Sandoval, L., Anastasiou, C., Montes, E., Raulerson, G., Sherwood, E., & Muller-Karger, F. E. (2022). Seagrass distribution, areal cover, and changes (1990–2021) in coastal waters off West-Central Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 279, 108134. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.108134>.
 44. Normalized Difference Chlorophyll Index (NDCI). Climate Engine Support (2023). URL: <https://support.climateengine.org/article/127-normalized-difference-chlorophyll-index>

45. River Turbidity Estimation using Sentinel-2 data. Esri Developer. URL: [https://developers.arcgis.com/python/latest/samples/river-turbidity-estimation-using-sentinel2-data-/](https://developers.arcgis.com/python/latest/samples/river-turbidity-estimation-using-sentinel2-data/)
46. Xiao, J., Chen, X., Zhou, L., & Zhang, H., et al. (2025). Nutrient Distribution Characteristics and Eutrophication Evaluation of Coastal Water near the Yellow River Estuary, China. *Water*, 17(16), 2469. DOI: <https://doi.org/10.3390/w17162469>.
47. Lizcano-Sandoval, L., Anastasiou, C., Montes, E., & Raulerson, G., et al. (2022). Seagrass distribution, areal cover, and changes (1990–2021) in coastal waters off West-Central Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 279, 108134. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.108134>.

Стаття надійшла до редакції 16.03.2026 р., прийнята до друку 26.06.2026 р.

Shyshchenko, P. G.¹
Havrylenko, O. P.²

 0000-0001-9753-433X,
 0000-0001-7608-8588,

Tsyhanok, Ye. Yu.²
Barbara, V. O.²

 0000-0002-4595-2705,
 0009-0008-3033-6548

¹ National Academy of Educational Sciences of Ukraine, Kyiv

² Taras Shevchenko National University of Kyiv, Kyiv

Geoinformation Monitoring of Eutrophication and Turbidity of Surface Water Bodies in Urban Areas (Case study in Kyiv)

UDC 556.5.07:504.5.064]:004.9]:556.55(477-25)(045)

The aim of this study is to develop an algorithm for geoinformation monitoring of the condition of surface water bodies in urban areas, using Kyiv as a case study, and to identify patterns in their spatial distribution and the dynamics of eutrophication levels and turbidity based on high-resolution satellite data. The study was conducted using the Normalized Difference Chlorophyll Index (NDCI) and the Normalized Difference Turbidity Index (NDTI). The study employed cartographic analysis, digital processing of geospatial data, remote sensing, as well as cluster and multivariate analysis to produce electronic maps within the QGIS environment (Version 3.44.7). Based on the degree of water saturation within Kyiv, three zones were identified: insufficient, moderate, and sufficient water saturation. Eutrophication was assessed using NDCI values derived from satellite imagery. High positive NDCI values (up to 0.8) were detected in shallow bays of the Dnipro River, oxbow lakes, channels, selected slow-flowing lakes, and ponds, indicating degradation processes in these water bodies. Using summer satellite imagery from 2020–2024, the NDTI was calculated for Kyiv's reservoirs. The index was computed in QGIS using the Raster Calculator tool. The NDTI enables not only the assessment of water turbidity but also the analysis of its spatial distribution across water bodies, which is important for identifying potential sources of suspended solids. The obtained NDTI values ranged from –0.767 to 0.46 and were conditionally classified into three groups: –0.767 to 0 (relatively clear water, low turbidity), 0.001 to 0.3 (moderate turbidity), and 0.301 to 0.46 (high turbidity). The scientific novelty of the study lies in the development of a geoinformation-based monitoring algorithm for urban surface water bodies using high-resolution satellite data, enabling an integrated assessment of their environmental condition based on NDCI and NDTI indicators.

Keywords: urban surface water bodies, urban environment, Normalized Difference Chlorophyll Index, Normalized Difference Turbidity Index, geoinformation monitoring of urban water bodies.

For citation:

Shyshchenko P. G., Havrylenko O. P., Tsyhanok Ye. Yu., Barbara, V. O. (2026). Geoinformation Monitoring of Eutrophication and Turbidity of Surface Water Bodies in Urban Areas (Case study in Kyiv). *Ukrainian Geographical Journal*, (2), 13–25. [In Ukrainian] DOI: <https://doi.org/10.15407/ugz2026.02.013>

Copyright © 2026 Publishing House *Akademperydyka* of the National Academy of Sciences of Ukraine.



The article is published under the open access license CC BY-NC-ND license

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>