
ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

УДК 502/504:551.435.11(477.41)

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.1-64.26>

МОНІТОРИНГ ПРОЦЕСІВ ЕВТРОФІКАЦІЇ У ЗАТОПЛЕНІЙ ДОЛИНІ Р. ІРПІНЬ МЕТОДАМИ ДЗЗ

Ладика М.М., У Жофань

Національний університет біоресурсів і природокористування України
вул. Героїв Оборони, 15, 03041, м. Київ
mm.ladyka@gmail.com

В результаті затоплення долини річки Ірпінь у лютому 2022 року, як прямиий наслідок руйнування гідротехнічної споруди, сформувалося нове водне середовище. Воно є яскравим прикладом антропогенно трансформованої екосистеми із кардинально порушеним природним річковим гідрологічним режимом, що спричинило інтенсивні процеси евтрофікації.

Водночас, ця водойма з часом перетворилася на осередок існування водно-болотного біорізноманіття. Прибережна та водна рослинність, а також пов'язані з нею види тварин, які заселили затоплені ділянки, почали відігравати активну участь у формуванні її екологічного стану, впливаючи на трофічні характеристики.

Метою дослідження є моніторинг процесів евтрофікації у затопленій долині р. Ірпінь на основі мультисенсорних даних дистанційного зондування Землі (Sentinel-2B L2A MSI та Sentinel-1 SAR) з подальшим визначенням трофічного статусу водойми та динаміки його змін у часі і просторі. Проаналізовано основні ключові дати вегетаційного періоду за 2022-2025 рр.

Встановлено, що після первинного евтрофічного шоку екосистема пройшла етап часткової стабілізації та до 2025 р. закріпилася у відносно постійному мезотрофному стані, який складав від 66% до 99% площі водної поверхні. Проте, виявлено значну просторову неоднорідність із формуванням стійких локальних осередків підвищеної трофності, чітко пов'язаних із зонами з порушеним гідрологічним режимом (переважно це територія покритої водою заплави).

Ключовим етапом є виявлення тенденції до збільшення площ, охоплених евтрофікацією. Зокрема, у 2024 р. її частка становила 11% (103,5 га), а восени 2025 року вона зросла до 34% (353,7 га), що свідчить про посилення антропогенного навантаження та недостатність механізмів самоочищення екосистеми. Встановлено, що проява цього процесу має виражений сезонний характер із регулярним підвищенням значень трофічного індексу TSI в кінці літа – на початку осені. *Ключові слова:* евтрофікація, дистанційне зондування Землі (ДЗЗ), індекс трофічного статусу TSI, річка Ірпінь, екологічний моніторинг, якість води, космічні знімки.

Monitoring Of Eutrophication Processes in the Flooded Irpin River Valley by Remote Sensing Methods. Ladyka M., Wu Ruofan

A new aquatic environment was formed as a result of the flooding of the Irpin River Valley in February 2022. It is a vivid example of an anthropogenically transformed ecosystem with a radically disrupted natural river hydrological regime, which caused intensive eutrophication processes.

At the same time, this water body became a habitats for a diverse range of wetland species. Coastal and aquatic vegetation and associated animal species, which have settled in the flooded areas, have begun to play an active role in forming the ecological state of this territory, influencing on its trophic characteristics.

The study aims to monitor eutrophication processes in the flooded Irpin River Valley based on multisensor Earth remote sensing data (Sentinel-2B L2A MSI and Sentinel-1 SAR) with subsequent determination of the trophic status of the water and the dynamics of its spatio-temporal changes. The main key dates of the vegetation season of 2022-2025 were analysed.

It was found that after the initial eutrophic shock, the ecosystem underwent a stage of partial stabilisation and for 2025 was established in a relatively constant mesotrophic state. From 66% to 99% of the water surface was comprised of it.

However, significant spatial heterogeneity was found with the formation of the stable local foci of increased trophicity. They are related to zones with a disturbed river hydrological regime (mainly the river floodplain, covered with water).

Also, the identification of the trend towards the expansion of the area covered by eutrophication was the key stage of this investigation. In particular, in 2024 its part was 11% (103.5 ha), and in the autumn of 2025 it increased to 34% (353.7 ha). This is evidence of the rise of the anthropogenic load on the water ecosystem and insufficiency of the ecosystem's self-cleaning mechanisms.

It has been established that the manifestation of the eutrophication process has a pronounced seasonal character. Trophic index TSI is regularly increase in late summer – early autumn period. *Key words:* eutrophication, remote sensing, Earth observation (EO), trophic state index (TSI), Irpin River, environmental monitoring, water quality, satellite imagery.

Постановка проблеми. Евтрофікація водних екосистем є однією із екологічних проблем, що призводить до погіршення якості поверхневих вод. Її прояви свідчать про серйозні порушення обміну речовин у водних об'єктах, особливо в умовах посиленого антропогенного впливу, обумовленого заре-



© Ладика М.М., У Жофань, 2026

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

гулюванням стоку й трансформацією природного водного режиму та кліматичних змін. Надходження у воду надлишку біогенних елементів (азоту і фосфору) зумовлює інтенсивний розвиток одноклітинних водоростей та макрофітів, порушення трофічної структури й деградацію гідроєкосистеми [1-3].

Затоплена долина річки Ірпінь є типовим прикладом природно-антропогенної екосистеми, яка зазнала істотних змін внаслідок воєнних дій, впливу селітебних територій, інтенсивної сільськогосподарської діяльності на прибережній території та природних біологічних процесів [4-6]. В таких умовах евтрофікаційні процеси мають чітко виражену просторово-часову мінливість, що ускладнює їх оцінку традиційними методами спостережень.

Польові експедиційні дослідження із визначенням гідрохімічних і гідробіологічних показників дають можливість отримати детальну інформацію про стан водної екосистеми в певних реперних пунктах спостережень. Однак, вони є обмеженими за просторовим охопленням, що ускладнює оперативний моніторинг евтрофікації у важкодоступних ділянках та на великих територіях. Це обумовлює необхідність використання методів дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) у моніторингу водних об'єктів [7].

Ці методи базуються на застосуванні супутникових знімків й дозволяють здійснювати регулярний просторово-часовий моніторинг об'єктів довкілля. Використання спектральних характеристик води, які змінюються залежно від вмісту хлорофілу-а в одноклітинних водоростях, каламутності, розчиненої органічної речовини та поширення прибережної і водної рослинності дає можливість відслідковувати просторове поширення евтрофікаційних процесів [8].

Актуальність дослідження. У березні 2022 року, внаслідок стратегічного рішення українських військових щодо формування природної перешкоди з метою оборони Києва, було зруйновано Козаровицьку дамбу. Вона відмежовує долину річки від Київського водосховища (відмітки урізу води якого більше ніж на 5 м вище відміток висот самої заплави). Під водою опинилося понад 2,5 тис. га території, з яких 94% становили сільськогосподарські угіддя. Наразі ця площа, згідно офіційними даними, скоротилася до 1,7 тис. га [4; 5].

За останні чотири роки місцеве населення й природа адаптувалися до нових реалій. Нині на узбережжі спостерігаються інтенсивні сільськогосподарські практики з вирощуванням кукурудзи, соняшнику, сої, озимої пшениці. А безпосередньо затоплена територія стала середовищем існування різних водно-болотних птахів [9]. Змив сполук азоту і фосфору з полів, накопичення продуктів життєдіяльності колоній орнітофауни, уповільнений водний режим та підвищення температури в комплексі сприяють розвитку евтрофікації водойми.

Найінтенсивніше ці процеси проявляються у слабоброточних умовах і мілководних ділянках новоствореної акваторії.

Поліпшення якісного стану водних об'єктів є однією із стратегічних цілей Водної стратегії України на період до 2025 року [10]. Своєчасне виявлення ознак «цвітіння» води відіграє важливе значення для збереження біорізноманіття, забезпечення і підтримання якості водних ресурсів й прийняття обґрунтованих рішень на засадах сталого управління водними ресурсами.

Використання сучасних методів ДЗЗ в сьогодення набуває особливої актуальності у контексті розробки інтегрованих систем моніторингу, що відповідають світовим підходам до управління водними ресурсами [11; 12]. Застосування супутникових оптичних та радарних знімків дає можливість оперативного відслідковувати зміни гідрологічних об'єктів (кількісні і якісні), здійснювати повторювані й великомасштабні спостереження із низькими економічними витратами.

Отже, дане дослідження є релевантним з науковою і практичною точкою зору й сприятиме формуванню сучасної інформаційної бази та методологічних підходів щодо оцінки трансформованих прісноводних водойм.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Публікацію підготовлено в рамках науково-дослідної роботи «Розробка заходів відновлення наземних екосистем, постраждалих внаслідок російської воєнної агресії» (№ держреєстрації 0124U000960), яка полягає у комплексній оцінці порушень, що відбулися внаслідок воєнних дій в екосистемах Київської області.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Проблема евтрофікації водойм і водотоків є однією із ключових загроз екологічній безпеці поверхневих водних об'єктів. Цьому питанню присвячено значну кількість наукових праць як вітчизняних, так і зарубіжних дослідників.

Панасюк А. О. [13] зазначає, що закордонні учені, вивчаючи водойми різних кліматичних зон, виділяють такі основні ключові фактори, які зумовлюють інтенсивний розвиток мікрowodоростей і ціанобактерій – надлишок поживних біогенних речовин, підвищена температура навколишнього середовища та, переважно, лімнофільні умови з уповільненим водним режимом. Слід відмітити, що результати науковців України, які займаються даною проблематикою, підтверджують ці узагальнення. Ця проблема нині є актуальною для усіх водних об'єктів України, які під впливом антропогенного тиску й кліматичних змін деградують [14].

Аналіз і систематизація опублікованих наукових результатів дали можливість виокремити основні тематичні напрямки та часові періоди досліджень басейну річки Ірпінь та її приток [15; 16]: антропогенний вплив (меліорація, воєнні дії, забудова

заплави, сільськогосподарська діяльність та ін.), забруднення води і ґрунту, стан біорізноманіття тощо. Окремим етапом є вивчення наслідків затоплення долини в результаті воєнних дій й формування нової, штучно зміненої екосистеми, що стало об'єктом особливої уваги гідрохіміків, гідробіологів та екологів.

Слід відмітити значний науковий внесок фахівців Інституту гідробіології НААН у вивченні середніх і малих водотоків та проведенні гідробіологічного моніторингу. Зокрема, Шевченко Т. Ф., Ключенко П. Д. та Серета Т. М. [17] ще до початку вторгнення військ російської федерації вивчали питання річної динаміки й екологічних характеристик фітопланктону в р. Ірпінь. За результатами проведеної біоіндикаційної експертизи вони відзначили, що у воді переважали організми, які переносять підвищені концентрації органічно зв'язаного азоту (76,9%) – нітроген-автрофні таксони (*Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira italica* (Ehrenb.) Simonsen, *Asterionella formosa* та ін.). Також було зафіксовано організми β-мезосапробіонти, які є індикаторами органічного забруднення. Ними встановлено, що у літній та ранньоосінній періоди кількісні показники біомаси фітопланктону (2,193-5,146 мг/дм³) відповідали евтрофному стану водойми.

Шевченко Т. Ф., та Серета Т. М. та ін. [18] дослідили, що внаслідок мілітарного впливу на цю територію збільшилися кількість видів (із 121 до 132), максимальна чисельність і біомаса фітопланктону. Також внаслідок порушення гідроморфологічних умов та додаткового надходження поживних речовин із затоплених територій в гирловій частині річки зросла частка синьо-зелених водоростей, які викликають цвітіння води.

Незбрицька І., Білоус О. Серета Т. та ін. [19] проаналізували питання антропогенного впливу, пов'язаного із війною, на мікрowodорості, макрофіти та бентосні угруповання у водній екосистемі р. Ірпінь. Результати польових та експериментальних робіт, проведених у 2023 р., засвідчили, що на ділянках із значними гідроморфологічними змінами (зона затоплення) значення хлорофілу у товщі води були дуже високими (59-106 мкг/дм³). Також прослідковувалося збільшення чисельності та біомаси водоростей й індексу сапробності. Авторами відмічено, що тривале затоплення і значне коливання рівня води значно вплинуло на структуру водоростей і макрофітного комплексу річки. Зокрема, в пункті спостережень, розташованому в околицях с. Демидів, помітно зросла кількість занурених макрофітів.

Тісно пов'язаним із евтрофікацією водойми питанням є зміна якості води. Вивчення комплексу факторів дає можливість відслідкувати причинно-наслідкові зв'язки її прояву. У нашій попередній публікації [20] представлено порівняння якості води Ірпеня між періодами до- та після воєнних дій. Для аналізу було використано комплексний екологіч-

ний індекс (ІЕ) за результатами якого зафіксовано зниження якості води в річці в сучасний період. Основною причиною погіршення якісних показників водного середовища є збільшення рівня забруднення сполуками азоту і фосфору. Висока температура повітря і води влітку у поєднанні із високим вмістом біогенів призводить до дефіциту розчиненого кисню (≤ 4 мгО₂/дм³) і порушення природного екологічного балансу в річці. Також погіршуються й трофо-сапробіологічні показники у напрямку евтрофності. За якісними показниками вода відносилася до II-III класу і залежала від специфіки антропогенного навантаження на досліджуваній території. Дана оцінка підтверджується результатами, висвітленими у працях інших авторів [21].

Нині в зарубіжній науковій літературі активно розвиваються підходи до моніторингу евтрофікації із використанням методів ДЗЗ та штучного інтелекту. Вони засвідчують високу інформативність супутникових даних для оцінки прозорості і каламутності води, розчинених органічних речовин, поширення макрофітів, одноклітинних водоростей та скупчення ціанобактерій [22-24]. З цієї метою використовують космічні знімки з супутників з високою роздільною здатністю Landsat, Sentinel, PlanetScope [25-28]. Вони дають можливість здійснювати просторово-часовий аналіз визначених параметрів водного середовища та оцінювати зміну трофічного статусу водойми.

Супутникові методи дослідження та ГІС все ширше використовуються українськими науковцями для проведення якісного аналізу змін екологічного стану водойм. Вони дають можливість інтегрувати різномірну інформацію, здійснювати аналіз просторових закономірностей і регулярний моніторинг досліджуваних територій [29-33].

Хоча методи ДЗЗ і є потужним інструментом для оцінки екологічного стану водних екосистем, їх потенціал для моніторингу трофічного статусу новоутворених водно-болотних угідь в затопленій долині р. Ірпінь є недостатньо вивченим. Тому подальші дослідження мають бути спрямовані на апробацію та адаптацію алгоритмів ДЗЗ для цієї території. Це надасть можливість створити ефективну систему моніторингу та стане основою для формування науково обґрунтованих і екологічного збалансованих рішень щодо управління новоствореними природними комплексами та водними ресурсами басейну річки.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Метою даної наукової роботи є моніторинг процесів евтрофікації у затопленій долині р. Ірпінь на основі мультисенсорних даних дистанційного зондування Землі (Sentinel-2B L2A MSI та Sentinel-1 SAR) з подальшим визначенням трофічного статусу водойми та динаміки його змін в часі і просторі.

Новизна. Наукова новизна представленої праці полягає у вперше здійсненій оцінці процесів прояву

евтрофікації в затопленій долині р. Ірпінь з використанням методів та індексів дистанційного зондування із урахуванням просторово-часових змін гідроекологічних показників.

Методологічне або загальнонаукове значення.

Методологічне значення дослідження полягає у розвитку та адаптації підходів ДЗЗ до моніторингу процесів евтрофікації у складних умовах трансформованих річкових екосистем із використанням багатоспектральних супутникових даних як ефективного інструменту оцінки трофічного статусу.

Викладення основного матеріалу. *Загальна характеристика досліджуваної території.* Середня річка Ірпінь є правою притокою Дніпра довжиною 162 км. Її басейн розташований у межах Житомирщини (Бердичівський і Житомирський райони) та Київщини (Бучанський, Фастівський і Вишгородський райони). Загальна площа водозбору налічує 3340 км² або 334 тис. га. Долина річки має коритоподібну форму шириною до 4 км й глибиною до 40 м. Річка впадає у Київське водосховище, яке на 5-8 м (залежно від наповнення) вище за відмітки висот заплави. З метою захисту цієї території від затоплення водосховищем у гирловій частині побудовано захисний масив «Захист заплави р. Ірпінь»

площею 20,5 тис. га. Основним гідротехнічними спорудами його є Козаровицька дамба і збудована в її тілі Ірпінська насосна станція, яка перекачує воду з річки. Річкова заплава шириною до 1,5 км, осушена. Тут створено Ірпінську осушувально-зволожувальну меліоративну систему загальною площею 8,2 тис. га [34]. З 2022 року гирлова частина долини є затопленою внаслідок воєнних оборонних дій.

Наше дослідження охоплює саме територію затоплення (рис. 1). Його переважна частина локалізується в околицях селищ Демидів і Козаровичі Вишгородського району Київської області.

Матеріали та методи досліджень. Для аналізу використано відкриті дані дистанційного зондування Землі (радарні та мультиспектральні космічні знімки) Sentinel-1 SAR та 2 Sentinel-2B L2A MSI, завантажені з веб-сайту Copernicus Browser Європейського космічного агентства (ESA) (<https://browser.dataspace.copernicus.eu/>). Для знімків Sentinel-2B застосовано критерій хмарності менше 10%. Усі дані комплектувалися в єдиній координатній системі WGS84/UTM 36N EPSG: 32636. Обрано дати вегетаційного періоду (квітень-вересень) 2022-2025 рр.: 05.05.2022, 25.08.2022, 21.03.2023, 15.08.2023, 27.09.2023, 09.04.2024, 28.06.2024,

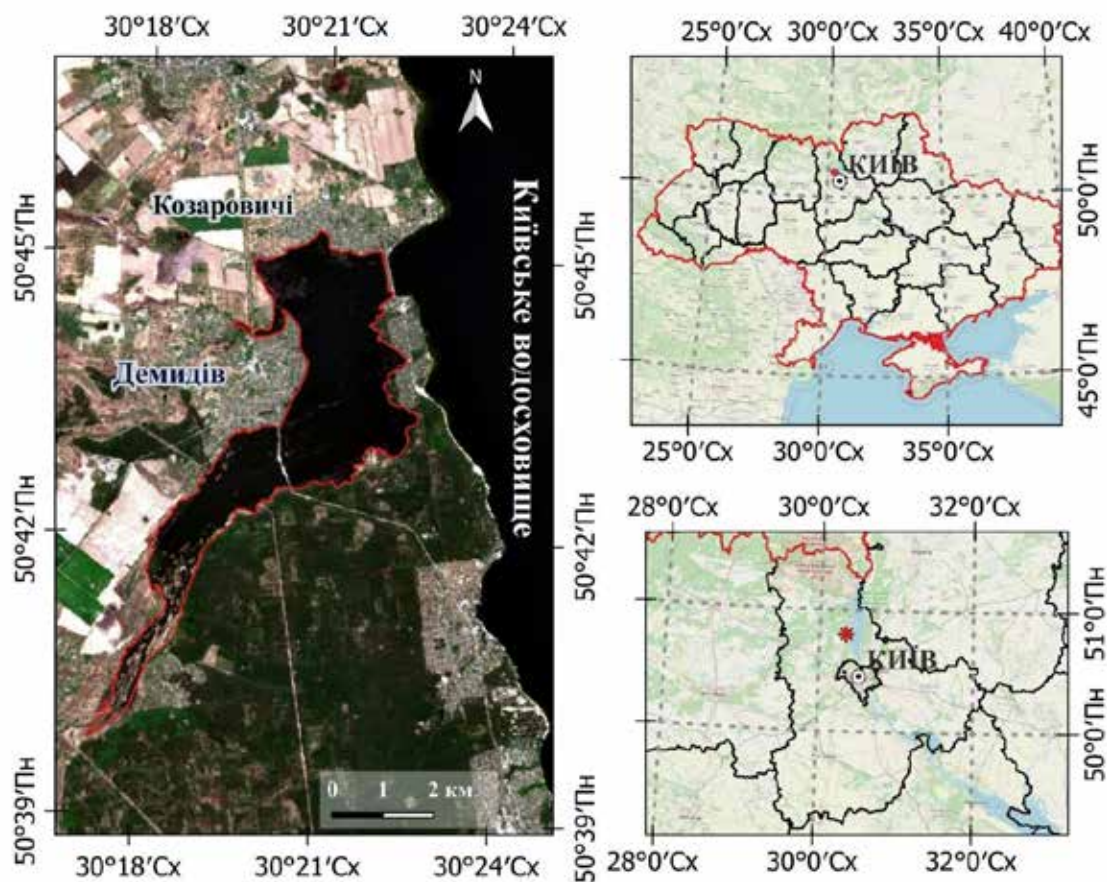


Рис. 1. Просторове розміщення території дослідження (укладено авторами з використанням космічного знімку Sentinel-2B L2A (ESA), композит True color, 21.04.2025 р. та Open Street Map в середовищі QGIS 3.40.14 LTR)

27.08.2024, 21.09.2024, 20.03.2025, 25.04.2025, 30.08.2025, 23.09.2025.

Подальший аналіз виконано у відкритому крос-платформенному ГІС-середовищі QGIS 3.40.14 LTR. Було обчислено індекси MNDWI, NDVI, NDTI і SABI, вміст хлорофілу-а та трофічний статус водойми.

З метою виділення фактичної водної поверхні та усунення негативного впливу суходолу на подальші розрахунки застосовано водну маску з використанням індексу MNDWI (Modified Normalized Difference Water Index) (модифікований нормалізований індекс водності) [35]:

$$\text{MNDWI} = (B3 - B11) / (B3 + B11),$$

де B3 – зелений (560 нм), а B11 – короткохвильовий інфрачервоний (1610 нм) спектральні канали.

Він є ефективним для заплавних і мілководних територій.

Надалі здійснено перекласифікацію отриманого індексу в бінарну маску $\text{MNDWI} > 0$, що безпосередньо відображає водну поверхню.

Окрім того, здійснювали фільтрацію растрового зображення за індексом NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) (нормалізований вегетаційний індекс) [36]:

$$\text{NDVI} = (B8 - B4) / (B8 + B4),$$

де B8 – інфрачервоний (842 нм), а B4 – червоний (665 нм) спектральні канали.

При цьому витримували умову $\text{NDVI} < 0,2$. Така маска дала можливість додатково виключити суходіл і щільну рослинність з водних пікселів.

Для підвищення точності дешифрування меж водної поверхні до комбінованої маски на основі MNDWI та NDVI були інтегровані радіолокаційні дані Sentinel-1 SAR (канал VV-поляризації). Пікселі зі значенням коефіцієнта зворотного розсіювання менше -17 dB класифіковані як водна поверхня. Застосування цього додаткового критерію значно підвищило надійність виділення акваторії на ділянках, де традиційні оптичні методи є неефективними через щільну хмарність і густу прибережну рослинність (кущі, очерет).

Важливим екологічним параметром, який використовується у процесі визначення якості води є індекс NDTI (Normalized Difference Turbidity Index) (індекс каламутності) [37].

$$\text{NDTI} = (B4 - B3) / (B4 + B3)$$

де B3 – зелений (560 нм), а B4 – червоний (665 нм) спектральні канали.

Він відображає каламутність води, яка, переважно, обумовлена наявністю у воді зважених наночастинок й характером життєдіяльності організмів.

Виявлення поверхневих скупчень мікроводоростей здійснювали з використанням індексу SABI (Surface Algal Bloom Index) (індекс поверхневого цвітіння водоростей) [38]:

$$\text{SABI} = (B8 - B4) / (B2 + B3),$$

де B8 – інфрачервоний (842 нм), B4 – червоний (665 нм), B2 – синій (490 нм) і B3 – зелений (560 нм) спектральні канали.

Індекс є ефективним для аналізу проявів евтрофікації у внутрішніх водоймах та прибережних зонах. Аналіз проводився виключно в межах уточненої маски, що забезпечило коректне виявлення зон «цвітіння» у водоймі.

На основі визначеного індексу SABI емпірично обчислювали вміст хлорофілу-а (мкг/дм^3). За основу використано формулу, запропоновану Lai Y. and all [39]:

$$\text{Chl-a} = 14,29 \times \text{SABI} + 5,94$$

Для кількісної оцінки ступеня евтрофікації води використано Індекс трофічного статусу (TSI), запропонований Робертом Е. Карлсоном (Carlson, 1977) [40]. Цей індекс дозволяє класифікувати водойми за ступенем продуктивності на основі концентрації хлорофілу-а.

Розрахунок виконували за формулою:

$$\text{TSI} = 30,6 + 9,81 \times \ln(\text{Chl-a}),$$

де Chl-a – концентрація хлорофілу-а, визначена на основі супутникових даних, мкг/дм^3 .

Згідно з шкалою Карлсона, значення TSI інтепретуються як: 0-40 – оліготрофний, 40-50 – мезотрофний, 50-70 – евтрофний, >70 – гіпертрофний стан.

Вивчення сучасного екологічного стану трансформованого водного середовища долини р. Ірпінь розпочато нами восени 2022 року. Проведення польових експедиційних спостережень дало можливість візуально оцінити прямі та опосередковані наслідки затоплення для довкілля. Протягом останніх двох років в літній і осінній періоди ми спостерігали прояви евтрофікації в новоствореній акваторії (рис. 2). Візуальні ознаки «цвітіння» водойми, зафіксовані під час експедицій, отримали своє просторове підтвердження та кількісну оцінку завдяки подальшому аналізу супутникових даних.

Важливим показником в оцінюванні якості води є її каламутність. Це показник, який характеризує наявність у ній зважених частинок органічного і мінерального походження (мулу, глини, піску, органічних решток, водоростей, мікроорганізмів тощо). Наявність завислих речовин у водній товщі знижує проникність світла та погіршує фотосинтез у водоймі, водночас може свідчити про скупчення одноклітинних водоростей, що викликають її цвітіння.

Згідно результатів наших польових та лабораторних досліджень протягом 2023-2025 рр., каламутність води в зоні затоплення коливалася від 0,13 до 21,6 НОК й у середньому становила $6,35 \pm 1,04$ НОК. Це слабо каламутні (по нижньому діапазону) та каламутні (по верхньому діапазону середніх зна-

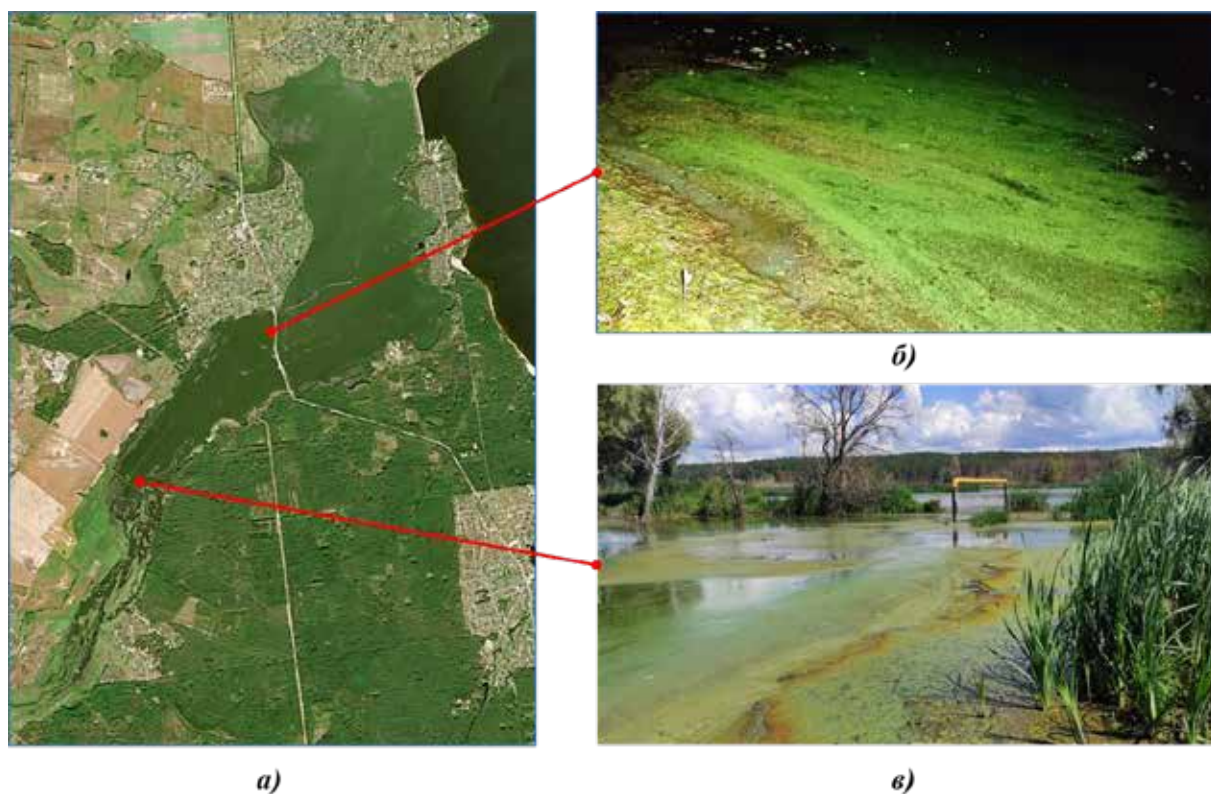


Рис. 2. Прояви евтрофікації в затопленій долині р. Ірпінь (а – візуалізація на космічному знімку Sentinel-2B L2A (ESA), композит True color, 21.09.2025 р.; б – 20.09.2025 р. (фото Ладику М.М.); в) 27.07.2024 р. (фото Ладику М.М.)

чень) води. Така його варіація залежить як від природних особливостей території (опадів, ерозійних процесів, ґрунтового покриття, чисельності біорізноманіття), так і антропогенних чинників.

Каламутність можна ефективно вивчати за допомогою оптичних дистанційних методів зондування Землі. Вони в свою чергу дозволяють аналізувати просторовий розподіл цього параметра і його часову варіацію у водних об'єктах.

Так, за результатами здійсненого обрахунку індексу NDTI встановлено, що його значення перебували в межах від 0 до -0,19...-0,33. Отримані від'ємні показники вказують на низьку каламутність води в зоні затоплення за вказаний період. Результати дистанційного зондування узгоджуються із нашими польовими і експериментальними даними. Індекс NDTI може бути ефективно використаний як індикатор просторово-часових змін каламутності води, зокрема для оперативного екологічного моніторингу водних об'єктів.

Застосування індексу SABI дозволяє виявляти зони поверхневого цвітіння води й оцінювати ступінь її евтрофікації, тобто здійснювати якісну характеристику цього процесу. Скупчення одноклітинних водоростей та ціанобактерій є важливим біологічним індикатором, який вказує на підвищену трофічність. Їх кількість має причинно-наслідковий зв'язок із каламутністю води та застійним водним режимом.

Індекс SABI обраховано нами за період вегетації з 2022 по 2025 роки. Просторовий аналіз показав наявність локальних осередків із підвищеними значеннями (від 1,12 до 3,29) показника. Це часто зустрічається у мезо- та евтрофних водоймах у зонах, що межують із прибережною водною рослинністю та кущами.

Значення SABI мали чітко виражену сезонну динаміку. Зокрема, у ранньовесняний період (березень) його значення були в діапазоні від 0 до 0,2, що характеризувало відсутність «цвітіння» води. Натомість, в квітні місяці відбувалося збільшення показника до 0,28-0,35, що є ознакою поступового розвитку одноклітинних водоростей і ціанобактерій, які викликають евтрофікацію. У літньо-осінній періоді зафіксовано пікові значення SABI від 0,6 (у 2023 р.), 2,6 (у 2024 р.) та до 3,29 (у 2025 р.). Це засвідчує інтенсифікацію евтрофікаційного процесу. Однак, ці підвищені значення потребують подальшого уточнення із використанням інших індексів ідентифікації евтрофікації, що доповнюють SABI й розкривають інші аспекти цього процесу.

Для кількісної оцінки біомаси фітопланктону було визначено емпіричний вміст хлорофілу-а у воді (табл. 1). Просторовий статистичний аналіз отриманих даних проведено з використанням інструменту зональної статистики в середовищі QGIS. Він дозво-

**Описова статистика емпірично визначеного вмісту хлорофілу-а
у воді затопленої долини р. Ірпінь (мкг/дм³)**

Дата	$\chi_{\text{сер}} \pm \sigma$	χ_{min}	χ_{max}	Дисперсія (σ^2)	Коефіцієнт варіації (V), %
2022-05-05	3,87 ± 1,59	-0,03	31,87	2,54	41,19
2022-08-25	4,65 ± 1,76	2,47	32,73	3,10	37,86
2023-03-21	4,48 ± 1,76	2,42	9,05	0,61	17,42
2023-08-15	3,87 ± 1,47	0,24	37,77	2,17	38,07
2023-09-27	5,61 ± 0,99	1,84	26,90	0,99	17,70
2024-04-09	4,13 ± 0,95	0,21	9,93	0,91	23,09
2024-06-28	3,97 ± 1,60	0,65	43,03	2,57	40,39
2024-08-27	6,15 ± 0,63	4,09	9,56	0,39	10,17
2024-09-21	5,66 ± 1,16	2,10	9,33	1,36	20,58
2025-03-20	4,68 ± 0,71	2,59	10,76	0,51	15,20
2025-04-25	4,75 ± 0,63	3,24	10,97	0,39	13,22
2025-08-30	6,21 ± 1,61	1,26	54,10	2,60	25,98
2025-09-23	6,75 ± 1,68	2,43	12,62	2,82	24,89

лив виявити просторові закономірності та гетерогенність у розподілі фітопланктону, які не є очевидними при розгляді вихідних даних.

Аналіз показав, що середні значення вмісту хлорофілу-а коливалися в межах 3,87-6,15 мкг/дм³. Спостерігалася чітка сезонна закономірність. Найвищі середні концентрації 5,61-6,75 мкг/дм³, як правило, реєструвалися в кінці літа та на початку осені (серпень-вересень). А мінімуми припадали на весну (березень-травень) – 3,87-4,75 мкг/дм³, що характерно для водних екосистем.

Спостерігався значний розкид між низькими середніми і максимальними даними, а саме: 31,87; 32,73; 37,77; 43,03; 54,10 мкг/дм³. Це є ознакою локальних точкових осередків «цвітіння» води.

Аналіз коефіцієнта варіації показав, що значення, в більшості випадків, перевищують 20% й можуть досягати 40%, що засвідчує просторову неоднорідність вмісту показника та наявність ділянок у водоймі з різними умовами (наприклад, глибиною, каламутністю, вмістом поживних речовин).

Високі значення дисперсії та коефіцієнта варіації вказують на те, що евтрофікація проявляється локально. Незначна відмінність між певними строками (наприклад, у 2025 р.) характеризує більш рівномірний розподіл фітопланктону й засвідчує стабілізацію біогеохімічних процесів у водоймі.

Обчислення індексу трофічного статусу (TSI) дало можливість простежити просторово-часову динаміку прояву евтрофікації по всій акваторії. На рис. 3 представлено результати аналізу стану акваторії у 2022 р. За даними першого строку спостережень (5.05.2022 р.), площа «чистої» водної поверхні, виділена за допомогою комплексної маски, становила 1419,33 га. Ця величина відрізняється від загальної оцінки площі затоплення (≈ 2500 га), оскільки мето-

дологія виключає зони де вода була прихована кронами рослинності.

Слід відмітити, що в цей період індексу трофічного статусу мав широкий діапазон значень – від 12,4 (стан близький до оліготрофного) до 64,6 (евтрофний стан). Така значна амплітуда (понад 50 одиниць TSI) свідчить про значну просторову неоднорідність трофічного стану водойми. Цей висновок підтверджується статистичним просторовим аналізом вмісту хлорофілу-а.

До кінця літа 2022 р. (рис. 3б) площа водної поверхні скоротилася на 38% (до 879,83 га). Основною причиною цього було часткове відкачування води із затопленої території й бурхливе розростання водної та прибережно-водної рослинності (вегетація), яка зайняла частину колишньої акваторії.

Це скорочення площі та обсягу води, поєднане із потраплянням у водойму органічних речовин, спричинило посилення процесів евтрофікації, особливо в зонах з уповільненим водообміном. На карті просторового розподілу індексу трофічного статусу ці зони чітко візуалізуються як окремі (червоні) осередки підвищеної трофності.

Встановлено, що у пізньолітній період загальний стан водойми за TSI погіршився порівняно із весняним. Значення індексу коливалися в межах від 38,1 (стан, близький до мезотрофного) до 65,1 (евтрофний стан). Зміщення нижньої межі діапазону TSI (з 12,4 у травні до 38,1 у серпні) свідчить про те, що навіть найменш забруднені ділянки акваторії до кінця літа перейшли у стан підвищеної продуктивності, що підтверджує загальну тенденцію до поглиблення евтрофікації.

Подальший аналіз динаміки TSI у 2023 р. (рис. 4) виявив двофазну річну картину стану водойми: фаза відносної стабільності (весна-літо) та осінне

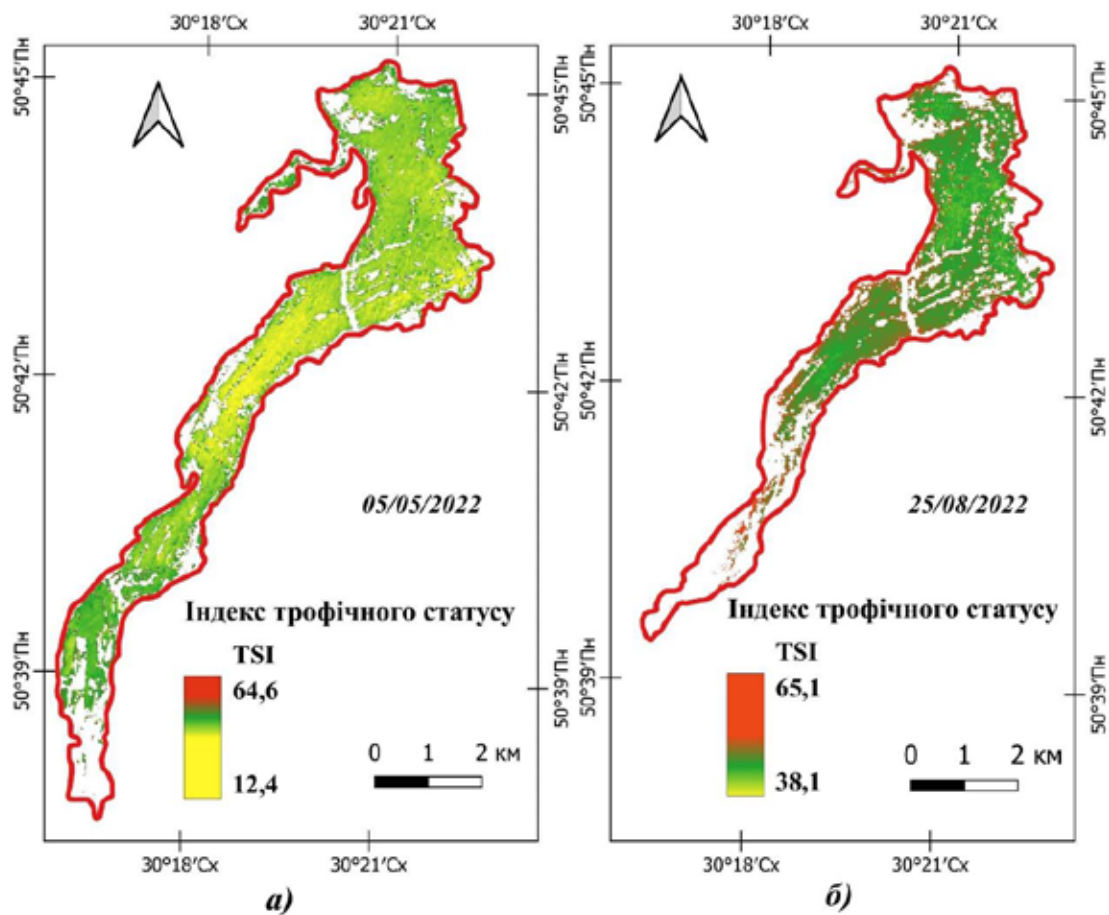


Рис. 3. Динаміка індексу трофічного статусу зони затоплення у долині р. Ірпінь у 2022 р. (а – 05.05.2022; б – 25.08.2022)

погіршення. Навесні та влітку акваторія перебувала у переважно мезотрофному стані з невеликим ухилами в напрямку евтрофії. Значення TSI в ці періоди коливалися незначно від 37-42 до 52-53, що засвідчує певну стабілізацію трофічного рівня, порівняно з різкими коливаннями попереднього року.

Восени 2023 р. зафіксовано чітке погіршення показників. Максимальне значення TSI зросло майже до 63, що вказує на перехід до евтрофного стану. Просторовий аналіз виявив локалізовані осередки підвищеної трофності.

У 2024 році (рис. 5) динаміка індексу трофічного статусу характеризувалася короткочасним, але критичним загостренням процесу евтрофікації, за яким послідувало відносно вирівнювання. В кінці червня спостерігався різкий стрибок значень TSI, які досягли максимуму 67,5. Таке явище відповідало близькому до гіпертрофного стану, що характеризується високим ризиком цвітіння ціанобактерій. Цвітіння локалізувалося в цей період, переважно, в районі дамби демидівського мосту. Цій ділянці притаманний застійний водний режим.

Цей критичний стан виявився тимчасовим. І вже до кінця літа та на початку осені значення індексу

повернулося до позначок від 44 до 52, що вказує на відновлення мезотрофного стану та набуття екосистемою відносної стабільності. Протягом всього періоду спостережень у цьому році, особливо на знімках після кризи (рис. 5в та 5г), чітко ідентифікуються стабільні зони з підвищеною трофністю, що свідчить про закріплення паттернів евтрофікації в акваторії.

Аналіз картографічних матеріалів 2025 року (рис. 6) засвідчує, що трофічний статус водної екосистеми затопленої долини Ірпеня стабілізувався на рівні, характерному для мезотрофних водойм. Базові значення індексу TSI переважно знаходяться в діапазоні від 41-43 до 54.

Однак, стабільність виявилася динамічною. У пізньолітній та ранньосінній періоди відмічено чітке сезонне посилення евтрофікації. Її сплеск припав на серпень 2025 р. Значення в цей період досягли 67, що відповідало стану посиленої евтрофії.

Просторова локалізація та масштаб явища стали ключовими характеристиками 2025 року. На рис. 6в і 6г чітко видно евтрофіковані ділянки (червоні локації). Кількісна оцінка показала, що частка акваторії, яка охоплена цим процесом зросла з 21%, (в серпні) до 34% (у вересні) від площі «чистої» водної

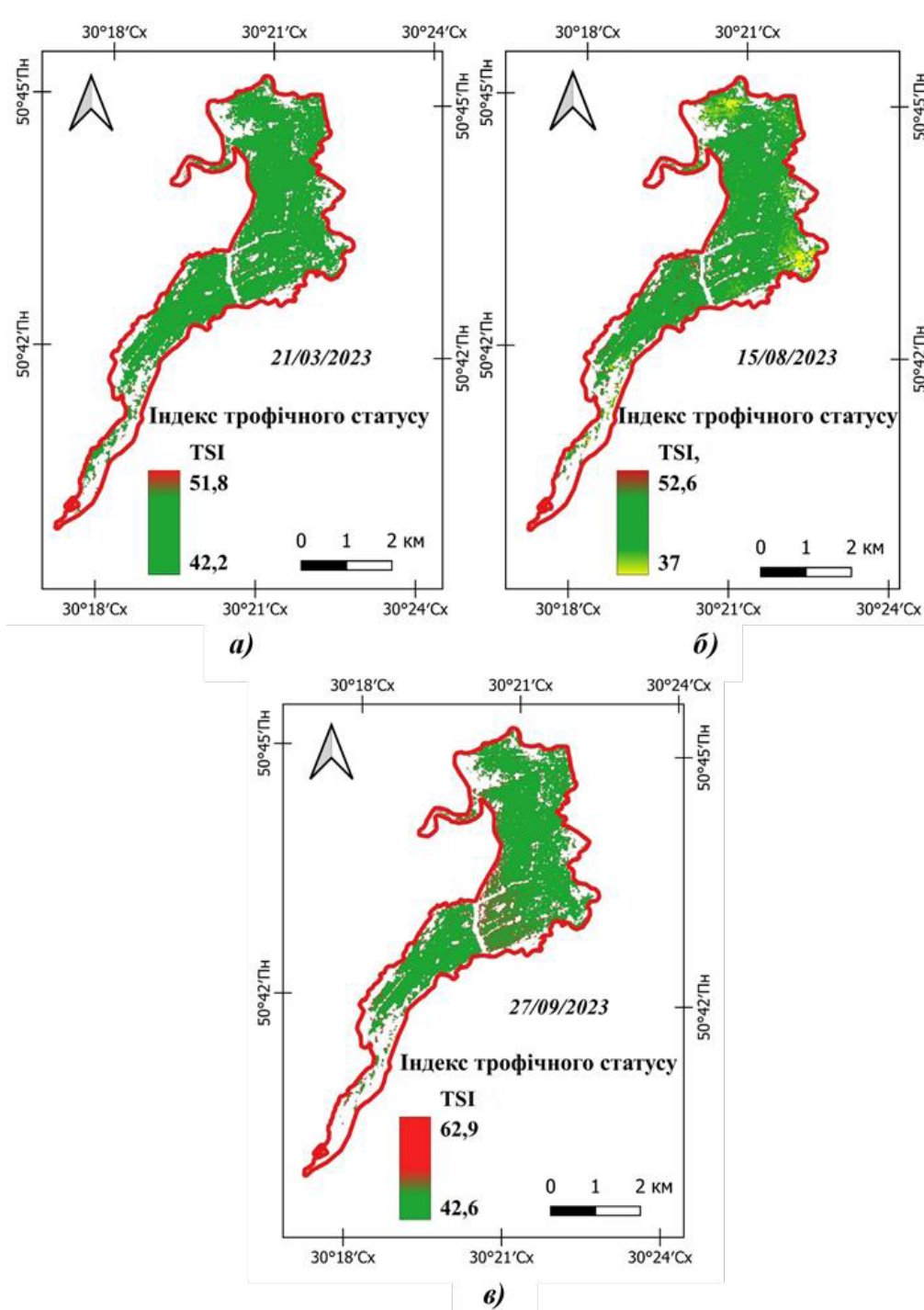


Рис. 4. Динаміка індексу трофічного статусу зони затоплення у долині р. Ірпінь у 2023 р. (а – 21.03.2023; б – 15.08.2023; в – 27.09.2023)

поверхні. Це свідчить не тільки про наявність «гарячих точок», але й про поширення зон «цвіління» у межах цієї водойми.

Аналіз методами ДЗЗ дав змогу не лише відстежити динаміку просторових змін, але й провести точну кількісну оцінку евтрофікаційних процесів в акваторії. На рис. 7 представлено часову динаміку площ водної поверхні, що відповідали різним кла-

сам трофічного статусу. Протягом усього періоду досліджень переважаним був мезотрофний тип водойми. Його частка коливалася від 66 до 99%, що в абсолютних величинах становило орієнтовно від 679 до 1024 га водної поверхні.

Результати аналізу свідчать про виражену сезонну динаміку з максимальною інтенсивністю процесів евтрофікації влітку та восени. Від 2024 р. спостері-

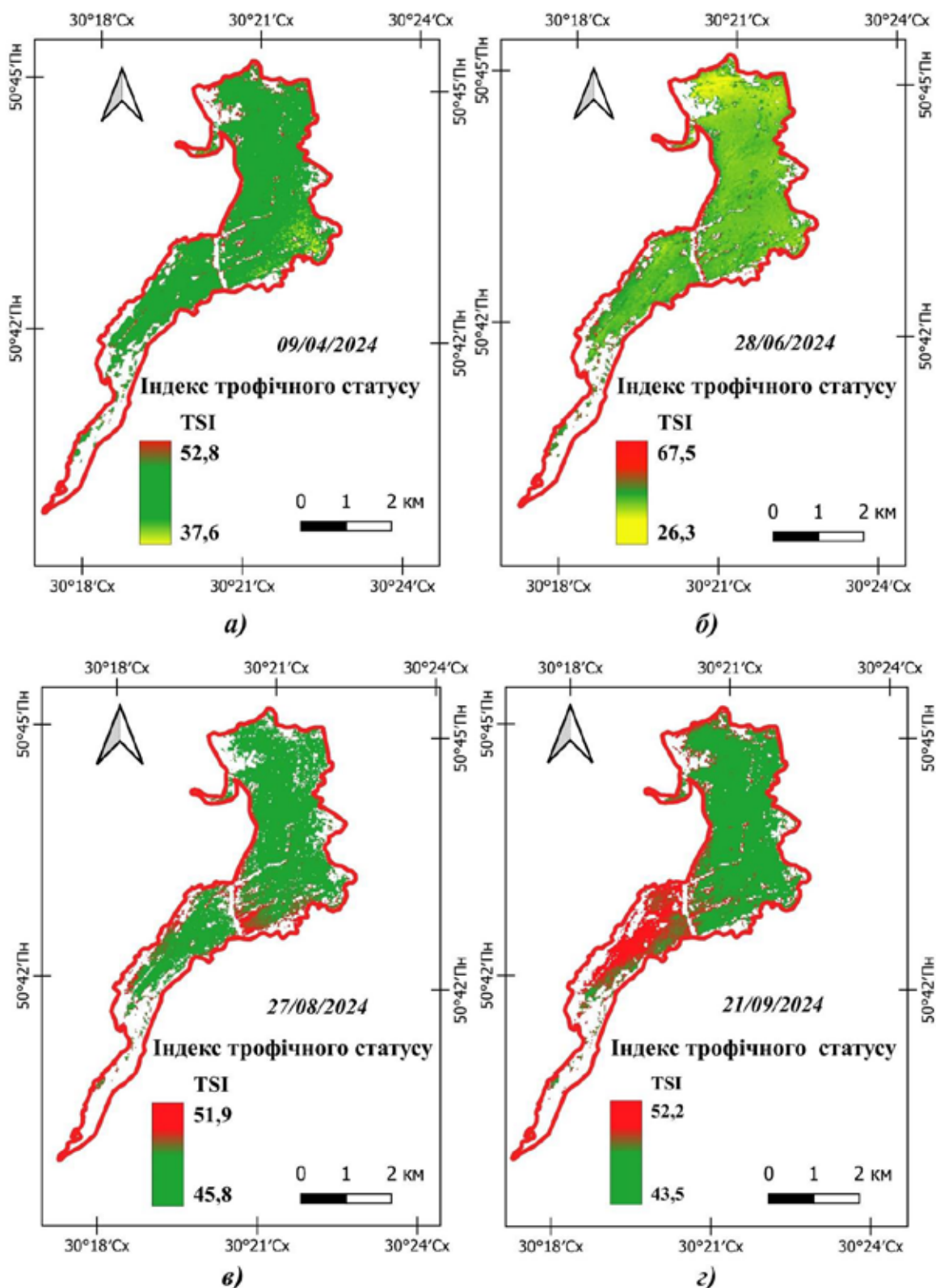


Рис. 5. Динаміка індексу трофічного статусу зони затоплення у долині р. Ірпін у 2024 р. (а – 09.04.2024; б – 28.06.2024; в – 27.08.2024; г – 21.09.2024)

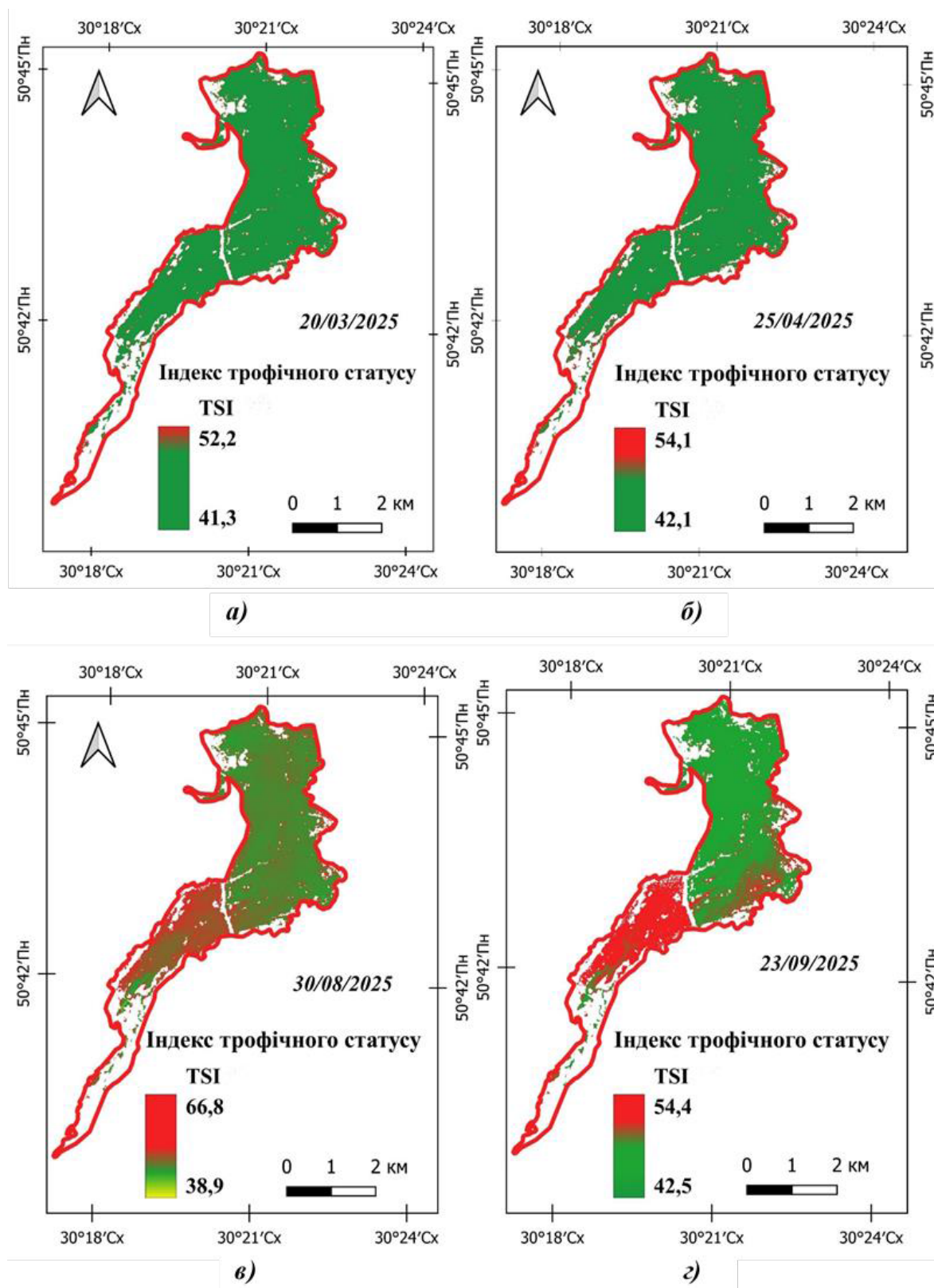


Рис. 6. Динаміка індексу трофічного статусу зони затоплення у долині р. Ірпінь у 2025 р. (а – 20.03.2025; б – 25.04.2025; в – 30.08.2025; з – 23.09.2025)

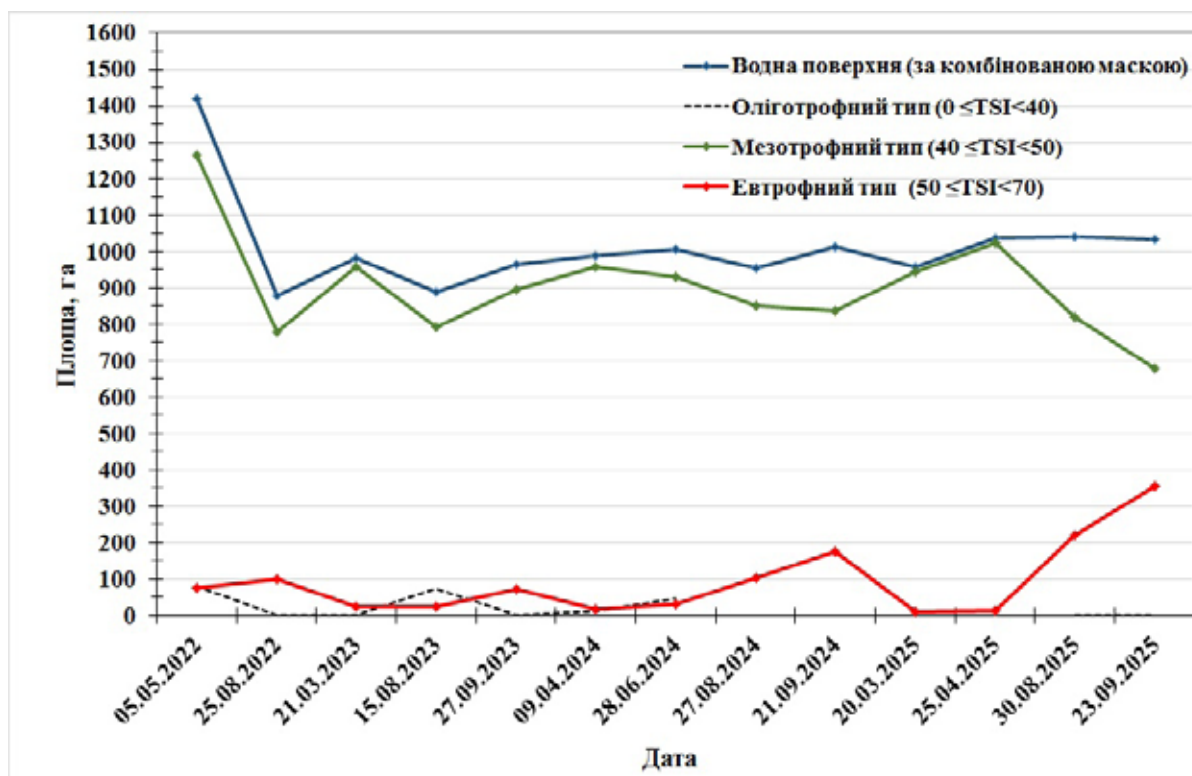


Рис. 7. Динаміка площ прояву евтрофікаційних процесів у затопленій долині р. Ірпінь у 2022-2025 рр.

гається чітка тенденція до еспансії площ, охоплених цими явищами: від 103,5 га (11%) влітку 2024 р. до 353,7 га (34%) восени 2025 р.

Таким чином, за останні два роки площа зон евтрофікації збільшилася майже втричі – з 11 до 34% від загальної водної поверхні, що свідчить про поглиблене навантаження на екосистему та відсутність ефективних механізмів її самоочищення.

Головні висновки. Методи ДЗЗ в комплексі з індексом TSI є ефективним інструментом для кіль-

кісної оцінки просторово-часової динаміки евтрофікаційних процесів у важкодоступних зонах. Метод дозволив виявити і точно визначити площі з різним трофічним статусом.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати досліджень можуть бути використані для сталого управління водними ресурсами, розробки заходів цільової реабілітації водних екосистем, слугувати основою для оцінки ризиків деградації території.

Література

- Писаренко П. В., Корчагін О. П. Екологічне обґрунтування регулювання процесів евтрофікації водних об'єктів. *Таврійський вісник*. 2020. Вип. 114. С. 274-283. DOI: 10.32851/2226-0099.2020.114.33.
- Kurovska A. Eutrophication of the Kyiv reservoir of Ukraine: Review. *Biological Systems: Theory and Innovation*. 2024. Vol. 15. № 1. P. 61-72. DOI: 10.31548/biologiya15(1).2024.005.
- Центило Л. В., Стецюк І. М. «Цвітіння» води ціанобактеріями як екологічна небезпека водойм. *Агроекологічний журнал*. 2023. Вип. 3. С. 154-163. DOI: 10.33730/2077-4893.3.2023.288933.
- Vlasova O., Shevchenko A., Shevchenko I., Kozysky O. Monitoring Of Water Bodies And Reclaimed Lands Affected By Warfare Using Satellite Data. *Land Reclamation and Water Management*. 2023. Vol. 2. P. 59-68. DOI: 10.31073/mivg202302-371.
- Стародубцев В., Ладика М., У Жофань, Паламарчук С., Наумовська О. Героїчна оборона та екологічна драма в долині річки Ірпінь. *Grail of Science*. 2023. Вип. 23. С. 172-182. DOI: 10.36074/grail-of-science.23.12.2022.28.
- Скрит С. І., Ладика М. М. Екологічні наслідки затоплення Долини річки Ірпінь. *Екологія – філософія існування людства* : зб. матеріалів доп. учасн. X Міжнар. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих учених, 24-25 квіт. 2024 р., Київ : НУБіП України, 2024. С. 267-269.
- Zhang Y., Li M., Dong J., Yang H., Van Zwieten L., Lu H., Alshameri A., Zhan Z., Chen X., Jiang X. et al. A Critical Review of Methods for Analyzing Freshwater Eutrophication. *Water*. 2021. Vol. 13. Issue 25. DOI: 10.3390/w13020225.
- Yang H., Kong J., Hu H., Du Y., Gao M., Chen F. A Review of Remote Sensing for Water Quality Retrieval: Progress and Challenges. *Remote Sensing*. 2022. Vol. 14. Issue 8. DOI: 10.3390/rs14081770.
- Ладика М. М., У Жофань. Екосистемні функції і послуги водно-болотних угідь затопленої долини річки Ірпінь. *Екологія – виклики сучасності* : зб. матеріалів доп. V Всеукр. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів і молодих вчених, 24-25 вересня 2025 р. Київ : НУБіП України, 2025. С. 57-59.

10. 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/laws/show/1134-2022-%D1%80#n8> (дата звернення: 23.01.2026).
11. Dube T., Shekede MD., Massari C. Remote Sensing for Water Resources and Environmental Management. *Remote Sensing*. 2023. Vol. 15. Issue 1. DOI: 10.3390/rs15010018.
12. Schultz G. A., Engman E. T. (Eds.). Remote sensing in hydrology and water management. *Springer Science Business Media. Springer Science Business Media*. 2012. 480 p. URL: <https://surl.li/nlkkhl> (дата звернення: 15.01.2026).
13. Панасюк А. О. Явище “цвітіння” води (аналіз наукових праць закордонних учених). *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2025. Вип. 2 (76). С. 34–39. DOI: 10.17721/2306-5680.2025.2.3.
14. Фесюк В. О., Нетробчук І. М., Полянський С. В., Довган Д. Я. Особливості сучасного стану евтрофікації Шацьких озер. *Український журнал природничих наук*. 2024. Вип. 8. С. 279–288. DOI: 10.32782/naturaljournal.8.2024.29.
15. Romashchenko M., Yatsyuk M., Shevchenko A., Shevchuk S., Kozvitsky O., Bozhenko R., Lyutnitsky S., Zabuga, A. Problems and prospects of the reclaimed floodplain of the Irpin River usage under the modern socio-economic and climatic transformations. *Land Reclamation and Water Management*, 2020. Vol. 1. P. 144–157. DOI: 10.31073/mivg202001-236.
16. Берія В. Д., Гандзюра В. П. Зміни еколого-популяційних особливостей угруповань літорального зоопланктону водних екосистем річки Ірпін та її приток у весняно-літній період 2024 року. *Екологічні науки*. 2024. Вип. 4 (55). С. 49–52. DOI: 10.32846/2306-9716/2024.eco.4-55.8.
17. Shevchenko T. F., Klochenko P. D., Sereda T. M. Phytoplankton annual dynamics and ecological characteristics in the Irpin River (Ukraine) prior to the beginning of military activities. *Hydrobiological Journal*. 2024. Volume 60, Issue 3. P. 26–44. DOI: 10.1615/HydrobJ.v60.i3.20.
18. Shevchenko T. F., Sereda T. M., Nezbyrta I. M., Bilous O. P., Afanasyev S. O. Changes in phytoplankton of the Irpin River (Ukraine) as a result of military activities in its basin. *Hydrobiological Journal*. 2024. Vol. 60. Issue 4. P. 24–37. DOI: 10.1615/HydrobJ.v60.i4.20.
19. Nezbyrta I., Bilous O., Sereda T., Ivanova N., Pohorielova M., Shevchenko T., Dubniak S., Lietytska O., Zhezherya V., Polishchuk O. et al. Effects of War-Related Human Activities on Microalgae and Macrophytes in Freshwater Ecosystems: A Case Study of the Irpin River Basin, Ukraine. *Water*. 2024. Vol. 16. Issue 24. DOI: 10.3390/w16243604.
20. Ладика М., У Жофань. Якість води в р. Ірпін в постмілітарний період. *Проблеми хімії та сталого розвитку*. 2025. Вип. 3. С. 69–80. DOI: 10.32782/pcsd-2025-3-8.
21. Zhezherya T. P., Zhezherya V. A., Linnik P. M., Osipenko V. P. Hydrochemical Characteristics of Small Rivers and Water Bodies within the Urbanized Territory. *Hydrobiological Journal*. 2025. Vol. 61. Issue 1. P. 86–106. DOI: 10.1615/HydrobJ.v61.i1.80.
22. Gholizadeh M. H., Melesse A. M., Reddi, L. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. *Sensors*. 2016. Vol. 16. Issue 8. DOI: 10.3390/s16081298.
23. Mishra S., Mishra D. R. Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. *Remote Sensing of Environment*. 2012. Vol. 117. P. 394–406. DOI: 10.1016/j.rse.2011.10.016
24. Guansan D., Avtar R., Meraj G., Alsulamy S., Joshi D., Gupta L.N., Pramanik M., Kumar P. Integrating Remote Sensing and Machine Learning for Dynamic Monitoring of Eutrophication in River Systems: A Case Study of Barato River, Japan. *Water*. 2025. Vol. 17. Issue 89. DOI: 10.3390/w17010089.
25. Pan W., Yu F., Li J., Li C., Ye M. Quantification of chlorophyll-a in inland waters by remote sensing algorithm based on modified equivalent spectra of Sentinel-2. *Ecological Informatics*. 2025. Vol. 87. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2025.103061.
26. Shahvaran A. R., Kheyrollah Pour H., Van Cappellen P. Comparative Evaluation of Semi-Empirical Approaches to Retrieve Satellite-Derived Chlorophyll-a Concentrations from Nearshore and Offshore Waters of a Large Lake (Lake Ontario). *Remote Sensing*. 2024. Vol. 16. DOI: 10.3390/rs16091595.
27. Ahn J., Kim K., Kim Y., Kim H., Lee Y. Detection of Floating Algae Blooms on Water Bodies Using PlanetScope Images and Shifted Windows Transformer Model. *Remote Sensing*. 2024. Vol. 16, 3791. DOI: 10.3390/rs16203791.
28. Mishra V. K., Maurya H., Nicolls F., Mishra A. K. Application of Multispectral Imagery and Synthetic Aperture Radar Sensors for Monitoring Algal Blooms: A Review. *Phycology*. 2025. Vol. 5. 71. DOI: 10.3390/phycology5040071.
29. Plichko L., Zatserkovnyi V., Khilchevskiy V., Ilchenko A., Nikolaenko O. Using the Surface Algal Bloom Index to assess the ecological state of a small river in an urbanized area and the possibility of its revitalization. *Geoinformatics*. 2021. Volume 2021. P.1-6. DOI: 10.3997/2214-4609.20215521124.
30. Fedonenko E. V., Kunakh O. M., Chubchenko Y. A., Zhukov O. V. (2022). Application of remote sensing data for monitoring eutrophication of floodplain water bodies. *Biosystems Diversity*, 2022. Vol. 30. Issue 2. P. 179–190. DOI: 10.15421/012219.
31. Кияшко О., Лазоренко Н., Кінь Д. До питання розроблення геоінформаційного моніторингу водно-болотних угідь каскаду водосховищ Дніпра методами ДЗЗ. *Build-Master-Class-2024 : Intern. scient.–pract. conf. of young scientists, Kyiv, 05-07 november 2024, Kyiv national university of construction and architecture (KNUCA)*. Kyiv : KNUCA. 2024. С. 145–146. URL: <https://repository.knuba.edu.ua/handle/123456789/15275> (дата звернення: 16.01.2026).
32. Фесюк В. О., Полянський С. В., Копитюк Т. В. Методика та практична імплементація застосування даних ДЗЗ для моніторингу евтрофікації водойм (на прикладі Турського озера). *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія «Географія»*. Тернопіль. 2022. Вип. 52. DOI: 10.25128/2519-4577.22.1.20.
33. Федоровський О. Д., Хижняк А. В., Томченко О. В. Assessing aquatic environment quality of the urban water bodies by system analysis methods based on integrating remote sensing data. *Космічна наука і технологія*, 2021. Вип. 27(5). С. 011-018. DOI: 10.15407/knit2021.05.011.
34. Хільчевський В. К. Ірпін (річка). *Велика українська енциклопедія* : веб-сайт. URL: [https://vue.gov.ua/Ірпін_\(річка\)](https://vue.gov.ua/Ірпін_(річка)) (дата звернення: 26.01.2026).
35. Xu H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*. 2006. Vol. 27. Issue 14. P. 3025–3033. DOI: 10.1080/01431160600589179.

36. Normalized difference vegetation index. *Sentinelhub* : веб-сайт. URL: <https://custom-scripts.sentinel-hub.com/sentinel-2/ndvi/> (дата звернення: 26.01.2026).
37. River Turbidity Estimation using Sentinel-2 data. *ESRI Developer* : веб-сайт. URL: <https://developers.arcgis.com/python-2-3/samples/river-turbidity-estimation-using-sentinel2-data/> (дата звернення: 26.01.2026).
38. Alawadi F. Detection of surface algal blooms using the newly developed algorithm surface algal bloom index (SABI). In *Remote sensing of the ocean, sea ice, and large water regions*. 2010. Vol. 7825. P. 45–58. DOI: 10.1117/12.862096.
39. Lai Y., Zhang J., Song Y., Gong Z. Retrieval and evaluation of chlorophyll-a concentration in reservoirs with main water supply function in Beijing, China, based on landsat satellite images. *International journal of environmental research and public health*, 2021. Vol. 18. Issue 9. DOI: 10.3390/ijerph18094419.
40. Carlson R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*. 1977. Vol. 22. Issue 2. P. 361–369. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361.

Дата першого надходження статті до видання: 30.01.2026

Дата прийняття статті до друку після рецензування: 25.02.2026

Дата публікації (оприлюднення) статті: 13.04.2026