

**Клименко М. О.** [1; ORCID ID: 0000-0003-0892-0648],

д.с.-г.н., професор,

**Статник І. І.** [1; ORCID ID: 0000-0001-7007-7319],

к.с.-г.н., доцент,

**Вознюк Н. М.** [1; ORCID ID: 0000-0001-9947-4027],

к.с.-г.н., професор,

**Ліхо О. А.** [1; ORCID ID: 0000-0001-5991-5035],

к.с.-г.н., професор

<sup>1</sup>Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне

## ІНДЕКС БІОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ РІЧКИ ПРИП'ЯТЬ ЯК ІНСТРУМЕНТ МОНІТОРИНГУ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВИХ ЗМІН ГІДРОЕКОСИСТЕМИ

У статті обґрунтовано придатність індексу біогенного забруднення (NPI) як інструменту моніторингу просторово-часових змін гідроекосистеми р. Прип'ять. Метою досліджень було оцінити багаторічну динаміку біогенного навантаження та виокремити ділянки з підвищеним внеском сполук азоту й фосфору за даними державного моніторингу Держводагентства України. Використано гідрохімічні спостереження 2005–2020 рр. у створах 702, 616, 570 та 60 км від гирла. NPI розраховували за концентраціями нітратів і фосфатів із нормуванням на гранично допустимі рівні ВООЗ (50 мг/дм<sup>3</sup> для NO<sub>3</sub><sup>-</sup> та 5 мг/дм<sup>3</sup> для PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) і класифікували за шкалою екологічного стану поверхневих вод на основі індексу біогенного забруднення. Аналіз розподілу концентрацій показав, що для верхніх створів 702 км і 616 км характерні ширший діапазон та поодинокі піки нітратів до 9–10 мг/дм<sup>3</sup>, тоді як у нижчих за течією створах (570 км і 60 км від гирла) концентрації нітратів виявилися більш стабільні, а в створі 60 км було відмічено підвищену варіабельність із максимумами до 6–7 мг/дм<sup>3</sup>. Найвищі концентрації фосфатів і найбільша мінливість зафіксовані у створі 702 км (до 0,75–0,78 мг/дм<sup>3</sup>); для 616 і 570 км властиві низькі медіанні рівні (0,05–0,08 мг/дм<sup>3</sup>) з епізодичними піками до 0,5–0,7 мг/дм<sup>3</sup>, тоді як у створі 60 км максимуми переважно не перевищували 0,3 мг/дм<sup>3</sup>. У більшості років значення NPI були низькими й відповідали відсутності або слабкому біогенному забрудненню. За шкалою рівнів забруднення поверхневих вод, індекс здебільшого не перевищував 1,4 (відмінний стан), а перехід до 1,5–1,6 зафіксовано лише у створі 616 км у 2005 р. Теплові карти показали сплеск NPI у створі 702 км (2011–2013 рр.)

**та підвищення у створах 570 і 60 км у 2020 р., що може бути важливо з огляду оцінки евтрофікаційних ризиків.**

**Ключові слова:** нітрати; фосфати; багаторічний моніторинг; якість поверхневих вод; евтрофікаційні ризики.

**Вступ.** Поверхневі води річок є одним із найбільш уразливих компонентів природного середовища до антропогенного навантаження, оскільки акумулюють наслідки змін у межах водозбору. Ці зміни відбуваються внаслідок урбанізації, інтенсивного землекористування, скидів недостатньо очищених стічних вод, трансформації заплав і руслових процесів. Одним із ключових чинників, що визначає напрям і швидкість деградаційних змін річкових гідроекосистем, є біогенне навантаження, пов'язане з надходженням сполук азоту та фосфору. Надлишок біогенів посилює ризики евтрофікації, впливає на кисневий режим, активізує розвиток фітопланктону та перифітону, змінює трофічну структуру й функціональну стійкість водних угруповань, що в підсумку проявляється як трансформація гідроекосистеми.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** У практиці моніторингу якості вод значні масиви первинних даних (концентрації окремих форм азоту та фосфору, супутні гідрохімічні показники) не завжди забезпечують достатню наочність для порівняння різних ділянок русла і різних періодів спостережень [1]. У цьому контексті індексні підходи мають перевагу як інструменти інтеграції інформації та стандартизації оцінювання, що дозволяє виявляти просторово-часові закономірності, формувати зрозумілі узагальнення для управлінських рішень і порівнювати результати між створами та роками спостережень [2; 3].

Оціночні індекси використовуються у різних аспектах оцінки якості поверхневих вод. Наприклад, індекси якості води агрегуються з кількох параметрів і зазвичай використовуються в класифікації якості поверхневих вод. При цьому, у світі для оцінки якості поверхневих вод використовується понад 35 індексів якості води, з яких 82% розроблені для оцінки якості води річок [4].

Індекси трофічного стану водойм розраховуються з концентрацій різних поживних речовин, необхідних для водоростей та бактерій, і використовуються для оцінки рівнів евтрофікації озер та водосховищ. Наприклад, індекс трофічного стану Карлсона широко використовується для досліджень евтрофікації завдяки своїй простоті

та легкості доступу до базових даних, що робить його особливо популярним у дослідженнях із обмеженими даними [5; 6]. Однак, у окремих роботах зазначається, що він надає лише узагальнене уявлення про евтрофікацію та не містить кількісного опису біомаси та накопичення цвітіння водоростей [7]. Натомість, емпіричні моделі для оцінки виробництва біомаси, такі як вертикально узагальнена модель виробництва (VGPM), вимагають великих та складних даних, що обмежує її практичне застосування в регіонах з обмеженими ресурсами [8; 9].

З огляду на те, що більшість поширених індексних підходів історично орієнтовані або на загальну класифікацію якості води, або на оцінку трофічного стану малопроточних водойм, їх пряме перенесення на річкові системи має методичні обмеження [10]. Для річок, де визначальними є руслові процеси, різка сезонність стоку, роль заплави та мозаїчність джерел надходження поживних речовин, більш прикладного значення набувають індикатори, здатні інтегрувати форми азоту й фосфору та відображати градієнти біогенного навантаження у просторі й часі. У цьому контексті індекс біогенного забруднення є доцільним інструментом саме для річкового моніторингу, оскільки забезпечує порівнянність між створами та роками спостережень і дозволяє виокремлювати ділянки з підвищеним внеском антропогенних чинників у живлення евтрофікаційних процесів [11].

**Мета, завдання та методики проведення досліджень.** Річка Прип'ять є одним із ключових водотоків Полісся та важливою складовою басейнової гідрологічної системи, в межах якої поєднуються природні передумови чутливості до евтрофікаційних процесів і різноманітні антропогенні впливи, пов'язані з водокористуванням та ландшафтною трансформацією [12]. Відповідно, актуальним є застосування інструментів, які дозволяють не лише фіксувати поточний стан, а й відслідковувати довготривалі тенденції та просторову диференціацію біогенного навантаження. Саме тому метою цього дослідження стало застосування індексу біогенного забруднення для моніторингу просторово-часових змін гідроекосистеми річки Прип'ять на основі багаторічних гідрохімічних спостережень, із виявленням ділянок підвищеного біогенного навантаження та оцінкою довготривалих тенденцій його трансформації.

Для аналізу було використано офіційні дані спостережень, відібрані з матеріалів і баз даних Держводагентства, за відповідними створами моніторингової мережі: р. Прип'ять 702 км, 616 км, 570 км та 60 км від гирла (2005–2020 рр.).

Рівні біогенного забруднення визначали з врахуванням концентрації у воді азоту нітратного та фосфатів [13]:

$$NPI = \frac{C_N}{MAC_N} + \frac{C_P}{MAC_P}, \quad (1)$$

де  $NPI$  – індекс забруднення біогенними речовинами;  $C_N$  та  $C_P$  – фактична концентрація нітратів і фосфатів у досліджуваній воді, відповідно;  $MAC_N$  та  $MAC_P$  – максимальна (гранично-допустима) концентрація нітратів та фосфатів у поверхневих водах, прийнята стандартами ВООЗ (50 мг/дм<sup>3</sup> для нітратів та 5 мг/дм<sup>3</sup> для фосфатів).

Значення індексу оцінювали за рівнями забруднення біогенними речовинами:  $\leq 1$  – немає забруднення;  $>1 \leq 3$  – помірне забруднення;  $>3 \leq 6$  – значне забруднення;  $> 6$  – дуже сильне забруднення.

**Виклад основного матеріалу дослідження.** Аналіз просторових відмінностей та мінливості концентрацій нітрат-іонів у поверхневих водах р. Прип'ять (рис. 1) свідчить, що у створах 702 км і 616 км спостерігається ширший діапазон значень та наявність поодиноких високих концентрацій до 9–10 мг/дм<sup>3</sup>. Очевидно, що тут мають місце епізодичні періоди підвищеного надходження сполук азоту.

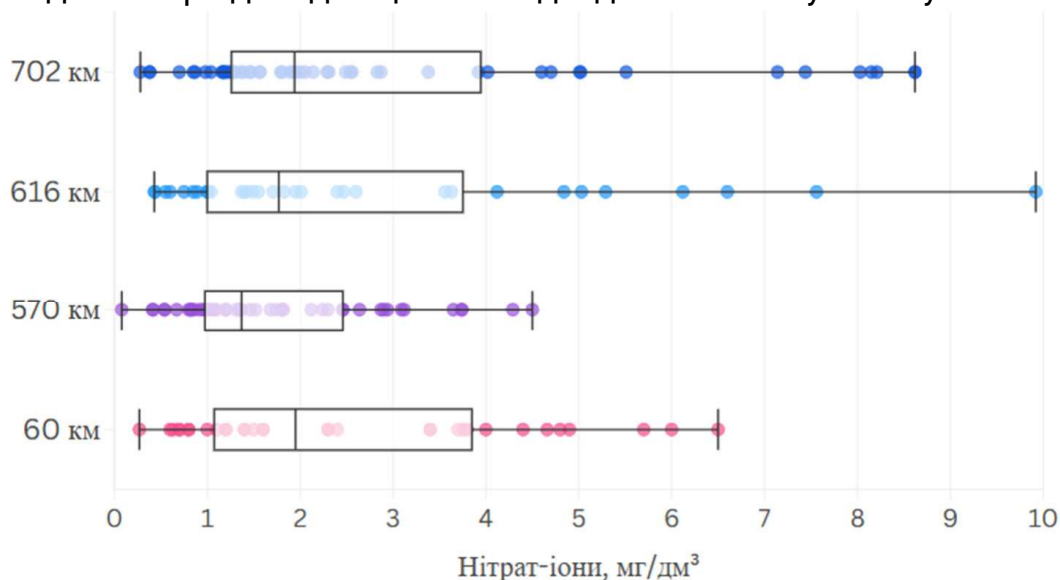


Рис. 1. Розподіл концентрацій нітрат-іонів ( $\text{NO}_3^-$ , мг/дм<sup>3</sup>), у створах р. Прип'ять за багаторічний період спостережень

Створ 570 км характеризується найвужчим інтервалом і відносно стабільними значеннями. Для створу 60 км відзначається підвищена варіабельність і поява значень до 6–7 мг/дм<sup>3</sup>, що може вказувати на посилення антропогенного впливу у нижній частині річки або на різні гідрологічні умови у роки спостережень. Загалом медіанні значення у всіх створах є близькі, однак різняться амплітуда коливань і частота екстремальних концентрацій.

Найвищі концентрації та найбільша варіабельність фосфатів спостерігаються в створі 702 км. Їх медіана і міжквартильний інтервал зміщені вправо порівняно з іншими створами, а також наявні численні високі значення до 0,75–0,78 мг/дм<sup>3</sup>, що свідчить про часті епізоди підвищеного фосфатного навантаження (рис. 2).

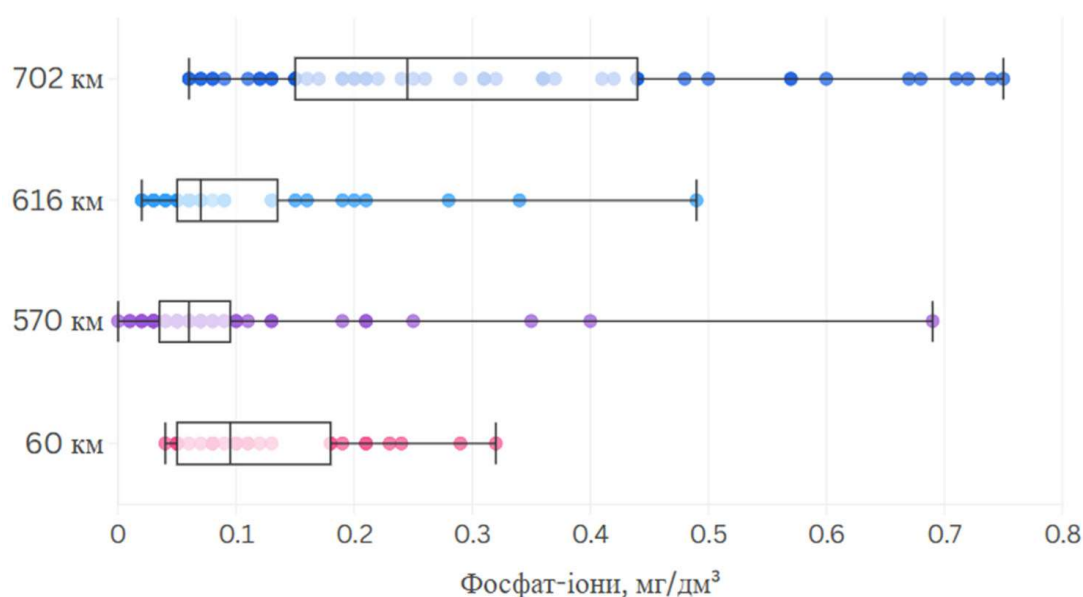


Рис. 2. Розподіл концентрацій фосфат-іонів ( $\text{PO}_4^{3-}$ , мг/дм<sup>3</sup>), у створах р. Прип'ять за багаторічний період спостережень

Створи 616 км і 570 км характеризуються переважно низькими рівнями з медіаною близько 0,05–0,08 мг/дм<sup>3</sup>, однак для них чітко видно поодинокі піки. Зокрема, у створі 616 км до 0,5 мг/дм<sup>3</sup> та у створі 570 км до 0,7 мг/дм<sup>3</sup>. Це вказує на епізодичні періоди, коли концентрації різко зростали. У створі 60 км характерні помірні концентрації і менша частота екстремальних значень. Тут міжквартильний діапазон ширший, ніж у створах 616 км і 570 км, але максимуми переважно не перевищують 0,3 мг/дм<sup>3</sup>. Загалом цей створ демонструє відносно стабільніші умови без дуже високих сплесків. Взагалі, за концентраціями фосфатів у воді р. Прип'ять, найвиразніше

виділяється створ 702 км, який можна охарактеризувати як ділянку з підвищеним і нестабільним фосфатним режимом.

Результати розрахунків індексів біогенного забруднення у чотирьох створах р. Прип'ять було зображено у вигляді теплових карт, де інтенсивність забарвлення відображає зростання значень індексу в межах кожного створу (рис. 3). Для кожного підграфіка задано власний діапазон шкали NPI, тому міжстворові порівняння за насиченістю кольору слід інтерпретувати з урахуванням різних максимумів шкали.

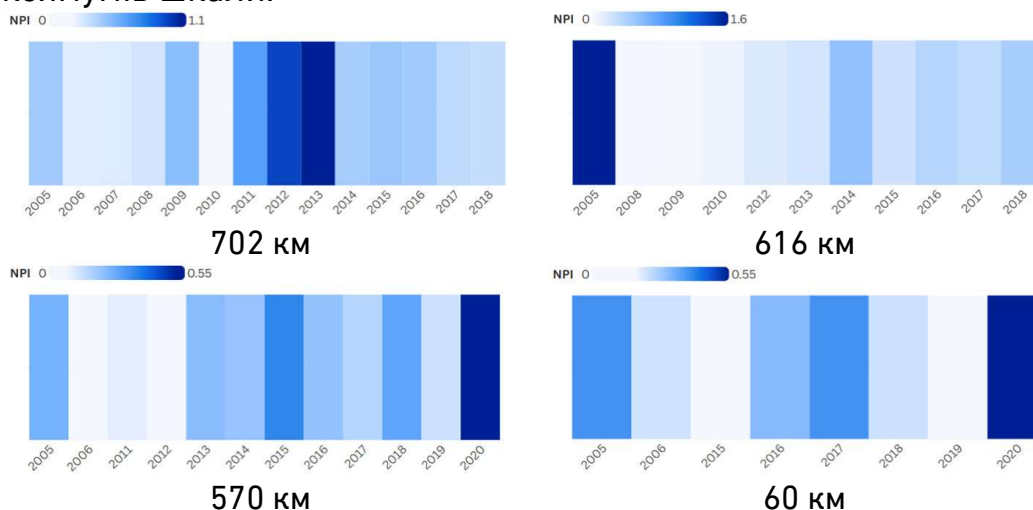


Рис. 3. Багаторічна динаміка індексу біогенного забруднення (*NPI*) у створах р. Прип'ять

Загалом у всіх створах переважають низькі значення *NPI*, а основні відмінності пов'язані з наявністю окремих пікових років. Так, у створі 702 км спостерігається виразний короточасний період підвищення *NPI* у 2011–2013 рр. з максимумом у 2012–2013 рр. (шкала до 1,1), після чого у 2014–2018 рр. фіксується спад і відносна стабілізація на нижчому рівні.

Для створу 616 км характерна найбільша амплітуда змін у межах усього набору створів (шкала до 1,6). Максимальне значення припадає на 2005 р., тоді як у 2008–2010 рр. індекс є мінімальним, а у 2012–2018 рр. відзначаються помірні коливання з локальним підсиленням у середині періоду.

У створі 570 км (шкала до 0,55) після переважно низьких значень у ранні роки спостережень помітне підвищення простежується у 2015 р. та повторне зростання наприкінці ряду з максимумом у 2020 р., що вказує на епізодичне посилення біогенного навантаження.

Подібний характер має і створ 60 км (шкала до 0,55). Тут відносно підвищене значення *NPI* фіксується у 2005 р., далі спостерігаються нижчі рівні, а у 2016–2017 рр. відмічається повторне зростання з подальшим зниженням у 2018 р. та максимальним значенням у 2020 р.

З позицій якісної інтерпретації за шкалою екологічного стану поверхневих вод, значення *NPI* у більшості років не перевищують межі 1,4, що відповідає відмінному стану, тоді як для створу 616 км у 2005 р. індекс досягає 1,5–1,6, тобто переходить у перехідний стан від відмінного до доброго. Випадки стійкого зміщення до нижчих категорій, зокрема «добрий», «задовільний» тощо, за проаналізований часовий період не простежувалось.

Отже, для верхньої частини р. Прип'ять (створи 702 км та 616 км) динаміку *NPI* у цілому можна охарактеризувати як переважно стабільну на низькому (відмінному) рівні з епізодичними короткочасними підвищеннями. Це може бути пов'язано з подієвим характером надходження біогенних речовин у межах водозбору (дифузний змив із сільськогосподарських і забудованих територій, локальні точкові впливи), а також міжрічними відмінностями гідрологічного режиму, які визначають інтенсивність винесення та трансформації сполук азоту і фосфору (коливання водності, паводкові та повеневі явища, залучення заплавних і болотних комплексів) [14].

Для нижньої частини (створи 570 км і 60 км) динаміка *NPI* також загалом відповідає низькому рівню біогенного навантаження з переважанням відмінного якісного стану, однак характеризується більш виразними міжрічними коливаннями та появою підвищених значень у кінці ряду спостережень. Така ситуація може бути зумовлена накопичувальним ефектом басейнового стоку вздовж течії, зростанням частки дифузного надходження з водозбору, а також посиленням ролі внутрішньорічкових процесів (вивільнення фосфору з донних відкладів, ресуспензія, трансформація форм азоту) за умов низької водності та збільшення часу водообміну [15].

З практичної точки зору, така просторово-часова структура *NPI* підкреслює необхідність фокусування управлінських заходів не лише на «середніх» рівнях забруднення, а й на контролі подієвих піків, оскільки саме короткочасні підвищення біогенів можуть запускати евтрофікаційні реакції, погіршувати кисневий режим та сприяти розвитку водоростей у чутливі сезони.

**Висновки.** Загальна картина біогенного забруднення вздовж р. Прип'ять за індексом NPI свідчить про переважно сприятливий стан води та відсутність стійкої деградації за досліджений багаторічний період, однак із наявністю виразних епізодичних «сплесків» біогенного навантаження в окремі роки та на окремих ділянках русла. У більшості спостережень значення NPI не виходять за межі 1,0–1,4, що відповідає відмінному екологічному стану за шкалою ТЗШ, а отже, фонові інтенсивності надходження біогенних сполук у річку здебільшого не формують умов для систематичного порушення трофічного режиму. Водночас просторовий профіль NPI не є монотонним уздовж течії. Різні створи демонструють різні типи часової мінливості, що відображає мозаїчність джерел надходження азоту і фосфору та неоднакову роль гідрологічних умов у трансформації й перенесенні біогенів. Оскільки ключовими ризиками виступають локальні та міжрічні коливання, ситуація потребує цільового аналізу та превентивного управління у «пікові» періоди концентрацій поживних речовин у поверхневих водах р. Прип'ять.

1. Lu J., Liu Y., Liu T., Shi X., et al. Hydrochemical characteristics and coupled driving mechanisms of fluoride enrichment in the Daihai Basin: Insights from hydrogeochemical methods and machine learning models. *Environmental Technology & Innovation*. 2025. Vol. 40. P. 104578. URL: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2025.104578>. 2. Anyango G. W., Bhowmick G. D., Bhattacharya N. S. A Critical Review of Irrigation Water Quality Index and Water Quality Management Practices in Micro-Irrigation for Efficient Policy Making. *Desalination and Water Treatment*. 2024. Vol. 318(14). P. 100304. URL: <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100304>. 3. Chemeri L., Taussi M., Cabassi J., Nisi B., et al. A quality index-based methodological perspective to assess surface water geochemical evolution under global change and increasing anthropogenic pressures. *Environmental Research*. 2025. Vol. 287. P. 123149. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.123149>. 4. Uddin M. G., Nash S., Olbert A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*. 2021. Vol. 122. P. 107218. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>. 5. Suman A., Pk A., S A. Development and prediction of a robust multivariate trophic state index for the classification of lentic water bodies. *Results in Engineering*. 2023. Vol. 20. P. 101586. URL: <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2023.101586>. 6. Karpowicz M., Kuczyńska-Kippen N., Sługocki Ł., Czerniawski R., et al. Trophic status index discrepancies as a tool for improving lake management: insights from 160 Polish lakes. *Science of The Total Environment*. 2025. Vol. 981. P. 179581. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179581>. 7. Badamian M. R., Noori R., Jun C., Bateni S. M., et al. New insights on biomass production in lakes: Integration of Carlson trophic state index and vertically generalized production model. *Ecological Indicators*. 2025. Vol. 174. P. 113450. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113450>. 8. Ishizaka J., Siswanto E., Itoh T., Murakami H., et al. Verification of vertically generalized production model and estimation of primary production in Sagami Bay,

Japan. *Journal of Oceanography*. 2007. Vol. 63, no. 3. P. 517–524. URL: <https://doi.org/10.1007/s10872-007-0046-1>. **9.** Lee Z., Marra J. F. The Use of VGPM to Estimate Oceanic Primary Production: A “Tango” Difficult to Dance. *Journal of Remote Sensing*. Vol. 2022. Article ID: 9851013. URL: <https://spj.science.org/doi/10.34133/2022/9851013>. (дата звернення: 10.10.2025). **10.** Makarewicz J. C., Rea E., Winslow M. J., Pettenski D., et al. A case study: Comparison and limitations of biological and chemical assessments of trophic state in four streams of the Genesee River watershed. *Journal of Great Lakes Research*. 2014. Vol. 40, no. 4. P. 1037–1047. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.08.005>. **11.** Бєдункова О., Кузнєцов П. Дослідження органічного забруднення поверхневих вод річки у зоні антропогенного впливу водного скиду. *Biota. Human. Technology*. 2025. № 1. С. 126–136. URL: <https://doi.org/10.58407/bht.1.25.7>. **12.** Boiaryn M., Biedunkova O., Netrobchuk I., Radzii V., et al. Assessment of ecological sustainability of the landscape of the Prypiat River basin within the Volyn region. *Scientific Horizons*. 2023. Vol. 26, no. 12. P. 99–111. URL: <https://doi.org/10.48077/scihor12.2023.99>. **13.** Liu Y., Zheng B. H., Fu Q., Wang L. J., Wang M. The Selection of Monitoring Indicators for River Water Quality Assessment. *Environmental Sciences*. 2011. Vol. 8. P. 129–139. URL: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.013>. **14.** Pichura V. I., Potravka L. O., Rutta O. V. Agricultural determinants of biogenic pollution of surface waters in the Dnipro River basin. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2023. Вип. 1(13), С. 152–174. URL: <https://doi.org/10.32851/wba.2023.1.12>. **15.** Magas N. Hydrochemical regime and ecological state of surface waters in the Syniukha River basin. *Environmental Problems*. 2025. Vol. 10, no. 1. P. 36–47. URL: <https://doi.org/10.23939/ep2025.01.036>.

## REFERENCES:

**1.** Lu J., Liu Y., Liu T., Shi X., et al. Hydrochemical characteristics and coupled driving mechanisms of fluoride enrichment in the Daihai Basin: Insights from hydrogeochemical methods and machine learning models. *Environmental Technology & Innovation*. 2025. Vol. 40. P. 104578. URL: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2025.104578>. **2.** Anyango G. W., Bhowmick G. D., Bhattacharya N. S. A Critical Review of Irrigation Water Quality Index and Water Quality Management Practices in Micro-Irrigation for Efficient Policy Making. *Desalination and Water Treatment*. 2024. Vol. 318(14). P. 100304. URL: <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100304>. **3.** Chemeri L., Taussi M., Cabassi J., Nisi B., et al. A quality index-based methodological perspective to assess surface water geochemical evolution under global change and increasing anthropogenic pressures. *Environmental Research*. 2025. Vol. 287. P. 123149. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.123149>. **4.** Uddin M. G., Nash S., Olbert A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*. 2021. Vol. 122. P. 107218. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>. **5.** Suman A., Pk A., S A. Development and prediction of a robust multivariate trophic state index for the classification of lentic water bodies. *Results in Engineering*. 2023. Vol. 20. P. 101586. URL: <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2023.101586>. **6.** Karpowicz M., Kuczyńska-Kippen N., Sługocki Ł., Czerniawski R., et al. Trophic status index discrepancies as a tool for improving lake management: insights from 160 Polish lakes. *Science of The Total Environment*. 2025. Vol. 981. P. 179581. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179581>. **7.** Badamian M. R., Noori R., Jun C., Bateni S. M., et al. New insights on biomass production in lakes: Integration of Carlson

trophic state index and vertically generalized production model. *Ecological Indicators*. 2025. Vol. 174. P. 113450. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113450>.  
**8.** Ishizaka J., Siswanto E., Itoh T., Murakami H., et al. Verification of vertically generalized production model and estimation of primary production in Sagami Bay, Japan. *Journal of Oceanography*. 2007. Vol. 63, no. 3. P. 517–524. URL: <https://doi.org/10.1007/s10872-007-0046-1>.  
**9.** Lee Z., Marra J. F. The Use of VGPM to Estimate Oceanic Primary Production: A “Tango” Difficult to Dance. *Journal of Remote Sensing*. Vol. 2022. Article ID: 9851013. URL: <https://spj.science.org/doi/10.34133/2022/9851013>. (data zvernennia: 10.10.2025).  
**10.** Makarewicz J. C., Rea E., Winslow M. J., Pettenski D., et al. A case study: Comparison and limitations of biological and chemical assessments of trophic state in four streams of the Genesee River watershed. *Journal of Great Lakes Research*. 2014. Vol. 40, no. 4. P. 1037–1047. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.08.005>.  
**11.** Biedunkova O., Kuznietsov P. Doslidzhennia orhanichnoho zabrudnennia poverkhnevyykh vod richky u zoni antropohennoho vplyvu vodnoho skydu. *Biota. Human. Technology*. 2025. № 1. S. 126–136. URL: <https://doi.org/10.58407/bht.1.25.7>.  
**12.** Boiaryn M., Biedunkova O., Netrobchuk I., Radzii V., et al. Assessment of ecological sustainability of the landscape of the Prypiat River basin within the Volyn region. *Scientific Horizons*. 2023. Vol. 26, no. 12. P. 99–111. URL: <https://doi.org/10.48077/scihor12.2023.99>.  
**13.** Liu Y., Zheng B. H., Fu Q., Wang L. J., Wang M. The Selection of Monitoring Indicators for River Water Quality Assessment. *Environmental Sciences*. 2011. Vol. 8. P. 129–139. URL: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.013>.  
**14.** Pichura V. I., Potravka L. O., Rutta O. V. Agricultural determinants of biogenic pollution of surface waters in the Dnipro River basin. *Vodni bioresursy ta akvakultura*. 2023. Vyp. 1(13), S. 152–174. URL: <https://doi.org/10.32851/wba.2023.1.12>.  
**15.** Magas N. Hydrochemical regime and ecological state of surface waters in the Syniukha River basin. *Environmental Problems*. 2025. Vol. 10, no. 1. P. 36–47. URL: <https://doi.org/10.23939/ep2025.01.036>.

---

**Klymenko M. O.** [1; ORCID ID: 0000-0003-0892-0648],

Doctor of Agricultural Sciences, Professor,

**Statnyk I. I.** [1; ORCID ID: 0000-0001-7007-7319],

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Associate Professor,

**Vozniuk N. M.** [1; ORCID ID: 0000-0001-9947-4027],

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Professor,

**Likho O. A.** [1; ORCID ID: 0000-0001-5991-5035],

Candidate of Agricultural Sciences (Ph.D.), Professor

<sup>1</sup>National University of Water and Environmental Engineering, Rivne

## **BIOGENIC POLLUTION INDEX OF THE PRIPYAT RIVER AS A TOOL FOR MONITORING SPATIAL-TEMPORAL CHANGES IN THE HYDRO ECOSYSTEM**

**The article substantiates the suitability of the nutrient pollution index (NPI) as a tool for monitoring spatiotemporal changes in the hydroecosystem**

of the Pripjat River. The research aimed to assess the long-term dynamics of nutrient load and identify areas with increased contributions of nitrogen and phosphorus compounds, based on state monitoring data from the State Water Agency of Ukraine. Hydrochemical observations of 2005–2020 were used at sites 702, 616, 570, and 60 km from the mouth. The NPI was calculated from nitrate and phosphate concentrations normalized to the WHO maximum permissible levels ( $50 \text{ mg/dm}^3$  for  $\text{NO}_3^-$  and  $5 \text{ mg/dm}^3$  for  $\text{PO}_4^{3-}$ ) and classified according to the ecological state of surface waters using the nutrient pollution index. Analysis of the concentration distribution showed that the upper sections of 702 km and 616 km are characterized by a broader range and single nitrate peaks of up to  $9\text{--}10 \text{ mg/dm}^3$ , while in the downstream sections (570 km and 60 km from the mouth) nitrate concentrations were more stable, and in the 60 km section increased variability was noted with maxima of up to  $6\text{--}7 \text{ mg/dm}^3$ . The highest phosphate concentrations and the most significant variability were recorded in the 702 km section (up to  $0.75\text{--}0.78 \text{ mg/dm}^3$ ); 616 and 570 km are characterized by low median levels ( $0.05\text{--}0.08 \text{ mg/dm}^3$ ) with episodic peaks of up to  $0.5\text{--}0.7 \text{ mg/dm}^3$ . In comparison, in the 60 km section, maxima mostly did not exceed  $0.3 \text{ mg/dm}^3$ . In most years, NPI values were low and corresponded to the absence or weak biogenic pollution. On the scale of surface water pollution levels, the index rarely exceeded 1.4 (excellent status), and the transition to 1.5–1.6 was recorded only at the 616 km section in 2005. Heat maps showed a spike in NPI at the 702 km section (2011–2013) and increases at the 570 and 60 km sections in 2020, which may be useful for assessing eutrophication risks.

**Keywords:** nitrates; phosphates; multi-year monitoring; surface water quality; eutrophication risks.

Отримано: 20 листопада 2025 року  
Прорецензовано: 26 листопада 2025 року  
Прийнято до друку: 28 листопада 2025 року