

УДК 556.18:504.064:551.583(477.65/.73)

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.2-65.22>

## ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ТА ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ РІЧКИ ІНГУЛ В УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО ТА КЛІМАТИЧНОГО ВПЛИВУ

Магась Н.І.

Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова  
пр. Героїв України, 9, 54025, м. Миколаїв  
nataly.magasy@gmail.com

У статті здійснено комплексну довгострокову оцінку якості води та екологічного ризику р. Інгул в умовах поєднаного впливу кліматичних змін і антропогенного навантаження. Актуальність дослідження зумовлена тим, що Інгул є соціально й господарсько значущою річкою степової зони України, стан якої визначається одночасною дією аридизації клімату, зарегульованості стоку, комунальних і промислових скидів, а також високої розораності басейну. Метою роботи є комплексна оцінка просторово-часових особливостей гідрохімічного режиму річки, виявлення точки зміни режиму, визначення інтегрального рівня екологічного ризику та обґрунтування пріоритетних водоохоронних заходів. Загальний масив гідрохімічних даних охоплював 1328 проб із семи постів спостереження за 1993–2025 рр., офіційні дані форми 2-ТП «водгосп» за 2019–2025 рр. та кліматичні дані ERA5-Land. Для обробки матеріалів застосовано аналіз часових рядів, тест Манна–Кендалла, оцінку нахилу Сена, тест Петтітта, критерій Вілкоксона, класифікацію за дослідженими фізико-хімічними показниками відповідно до вимог Водної рамкової директиви ЄС та Наказу Міндовкілля України № 332 від 01.04.2024, а також інтегральні показники R та ER. Встановлено, що провідними чинниками погіршення якості води є хронічне сульфатне та фосфатне навантаження, а в нижній течії додатково проявляються сезонні кисневі мінімуми. Для поста р. Інгул – м. Кропивницький виявлено статистично значущу точку зміни у 2007 р., після якої посилюються сульфатизація, мінералізація та екологічний ризик. За інтегральною оцінкою в межах досліджених фізико-хімічних показників жоден із семи постів не має підсумкового класу II; однією з найбільш проблемних за сукупністю окремих показників є ділянка нижче м. Кропивницький. Наукова новизна полягає у поєднанні довгого гідрохімічного ряду, кліматичного реаналізу, водогосподарської статистики та ризик-орієнтованої інтерпретації для р. Інгул, що дало змогу кількісно виявити сучасний режимний злам і обґрунтувати пріоритетність відновлення водної якості. Практичне значення результатів полягає у можливості їх використання під час підготовки Плану управління річковим басейном, модернізації очисних споруд, посилення контролю шахтних і комунальних скидів та вдосконалення басейнового моніторингу. *Ключові слова:* річка Інгул; якість води; екологічний ризик; кліматичні зміни; антропогенне навантаження; Водна рамкова директива ЄС; гідрохімічний моніторинг.

### Water Quality and Ecological Risk of the Inhul River under Climate Change and Anthropogenic Pressure. Magas N.

The article presents a comprehensive long-term assessment of water quality and ecological risk in the Inhul River under the combined influence of climate change and anthropogenic pressure. The relevance of the study is determined by the fact that the Inhul is a socially and economically important river of the Ukrainian steppe zone, whose present condition is shaped simultaneously by climate aridization, flow regulation, municipal and industrial discharges, and intensive agricultural land use within the basin. The aim of the study is to evaluate the spatial and temporal features of the river's hydrochemical regime, identify the regime shift point, quantify the integrated ecological risk, and substantiate priority water protection measures. The total hydrochemical dataset comprised 1,328 water samples from seven monitoring sites for 1993–2025, official 2-TP “vodhosp” water-use statistics for 2019–2025, and ERA5-Land climate reanalysis data. The methodological framework included time-series analysis, the Mann–Kendall test, Sen's slope estimator, Pettitt's test, the Wilcoxon test, classification by the studied physico-chemical indicators in line with the EU Water Framework Directive and Order No. 332 of the Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine dated 1 April 2024, as well as the integrated R and ER indices. The results show that chronic sulfate and phosphate loading constitutes the dominant driver of water quality deterioration, while in the lower reach this pattern is aggravated by seasonal oxygen minima. For the Inhul River site downstream of Kropyvnytskyi, a statistically significant change point was detected in 2007, followed by intensified sulfatization, mineralisation, and ecological risk. According to the studied physico-chemical indicators, none of the seven monitoring sites reaches Class II, while the river section affected by the Kropyvnytskyi urban-industrial node is among the most problematic by the combination of individual indicators. The scientific novelty of the study lies in the integration of a long hydrochemical record, climate reanalysis, official water-use reporting, and a risk-based interpretation for the Inhul River, which made it possible to quantify the recent regime shift and to justify priorities for water quality restoration. The practical significance of the results lies in their applicability to river basin management planning, wastewater treatment modernisation, tighter control of mine and municipal discharges, and improvement of basin-scale monitoring. *Key words:* Inhul River; water quality; ecological risk; climate change; anthropogenic pressure; EU Water Framework Directive; hydrochemical monitoring.



© Магась Н.І., 2026

Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

**Постановка проблеми.** Моніторинг річок степової зони України набуває особливої актуальності в умовах одночасного посилення кліматичної аридизації, трансформації водного балансу та зростання антропогенного навантаження на водні об'єкти. У таких умовах малі та середні річки степового регіону вирізняються підвищеною чутливістю до змін водності, скидів зворотних вод і трансформації гідрохімічного режиму. У цьому контексті р. Інгул є показовим прикладом басейну, в якому природна вразливість степової річкової системи поєднується з тривалим техногенним і водогосподарським навантаженням.

Річка Інгул (довжина 354 км, площа водозбору 9 890 км<sup>2</sup>) – ліва притока Південного Бугу, що перетинає Кіровоградську та Миколаївську області в меридіональному напрямку – від Придніпровської височини до Бузького лиману. Вона належить до рівнинних середніх річок степової зони й характеризується незначним поздовжнім похилом (0,55 ‰), що за умов зарегульованого стоку зумовлює уповільнений водообмін і підвищену акумуляційну здатність русла щодо розчинених речовин [1, 2].

Річка Інгул є не лише природною водною артерією степової зони, а й критично важливим елементом регіональної системи водокористування, в межах якої перетинаються інтереси комунального господарства, промисловості, аграрного виробництва та локального питного водозабезпечення. У верхній частині басейну вирішальне значення має вплив урбанізованого вузла м. Кропивницький, тоді як у нижній – функціонування водосховищ і руслових ділянок, пов'язаних із водопостачанням та іншими видами господарського використання води. Тому деградація якості води Інгулу становить не лише екологічний ризик, а й чинник зростання соціально-економічної вразливості територій басейну.

Антропогенне навантаження на р. Інгул формується чотирма структурно різнорідними, проте функціонально взаємопов'язаними джерелами тиску. Комунальні очисні споруди КП «Кіровоградводоканал», позбавлені вузлів біологічного видалення азоту і фосфору, забезпечують хронічне надходження біогенних речовин. Шахтні дренажні води ДП «СхідГЗК» формують специфічний мінеральний вектор деградації, зумовлений природним геохімічним фоном Українського кристалічного щита. Дифузний аграрний стік із розораних угідь (72,5 % площі водозбору) слугує вагомим джерелом нітратів і фосфатів. Нарешті, надмірна зарегульованість стоку (коефіцієнт ~44 %) подовжує час водообміну, посилюючи акумуляцію забруднювачів і їх концентрування у меженні та посушливі роки. Кількісний вимір і просторову асиметрію цих джерел тиску наведено далі у розділі, присвяченому аналізу водокористування і скидів.

Накладання антропогенних чинників на прогресуючі кліматичні тренди посушливості, задокумен-

товані за рядом ERA5-Land 1958–2025 [3], формує режим наростаючої аридності, у якому ефект гідрохімічного концентрування набуває нелінійного характеру [4]. У критично маловодні роки концентрації ключових іонів можуть істотно зростати відносно середньобогаторічного рівня, підсилюючи хімічне й екологічне навантаження на водні екосистеми річки.

**Актуальність дослідження.** У контексті імплементації Угоди про асоціацію між Україною та ЄС проблема якості поверхневих вод набуває стратегічного значення. Водна рамкова директива 2000/60/ЄС (далі – ВРД) слугує базовим нормативним орієнтиром для досягнення доброго стану вод і розроблення планів управління річковими басейнами [5]. В українському нормативному полі цей підхід конкретизовано сучасними ВРД-орієнтованими процедурами державного моніторингу, типології та класифікації масивів поверхневих вод, а також екологічними нормативами якості води [6–9]. Це зумовлює потребу в переоцінці ключових річкових систем за оновленими підходами до інтерпретації їхнього екологічного стану.

Кліматичні зміни утворюють принципово новий контекст для функціонування річкових екосистем степової зони, що досі залишається недостатньо дослідженим у кількісному вимірі. Комплексна оцінка якості поверхневих вод басейну р. Інгул – із кількісним аналізом трендів і точок зміни режиму, верифікацією гідрохімічних зрушень незалежними кліматичними даними та класифікацією за дослідженими фізико-хімічними показниками – у науковій літературі досі відсутня. Представлена стаття заповнює цю прогалину і пропонує підхід, відтворений для інших степових річкових басейнів України.

**Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями.** Робота тісно пов'язана з вирішенням завдань, визначених Водною стратегією України на період до 2050 року [10], Планом управління річковим басейном Південного Бугу на 2025–2030 роки [11], Обласною програмою «Питна вода Миколаївщини» на 2021–2025 роки [12], Комплексною програмою охорони довкілля Миколаївської області на 2021–2027 роки [13], а також науково-дослідною роботою «Розробка заходів та засобів раціонального водокористування, зниження антропогенного навантаження на водні екосистеми півдня України» (державний реєстраційний № 0124U001593). Практична спрямованість дослідження полягає в тому, що отримані результати можуть бути використані для уточнення басейнових пріоритетів, виявлення масивів поверхневих вод із підвищеним ризиком недосягнення екологічних цілей та обґрунтування пріоритетних водоохоронних заходів у межах басейну р. Інгул як частини району басейну Південного Бугу.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Теоретичне підґрунтя аналізу якості поверхневих

вод степових річок України сформоване в межах вітчизняної гідрохімічної школи. Хільчевський В.К., Осадчий В.І. і Курило С.М. [1] систематизували закономірності формування іонного складу вод великих річкових систем і виявили специфічні геохімічні аномалії, зумовлені петрографічними особливостями підстильних порід. Для басейнів Кіровоградської та Миколаївської областей ключовим чинником природного фону визначено докембрійські гранітоїди Українського кристалічного щита, що зумовлюють підвищений вміст сульфатів і мінеральних іонів незалежно від антропогенного навантаження. Методологічні засади гідрохімічного аналізу для умов степової зони розроблено Осадчим В.І. зі співавторами [14], а оцінку водних ресурсів і якості вод для суміжної системи р. Південний Буг, до якої належить р. Інгул, подано у роботі [2].

Статистичну основу сучасних гідроекологічних досліджень формують арсенал непараметричних методів аналізу часових рядів, придатних для рядів із викидами та ненормальним розподілом. Тест Манна-Кендалла [15] є загальноновизнаним стандартом виявлення монотонних трендів у гідрологічних та гідрохімічних рядах, а оцінювач Сена [16] – медіана усіх парних нахилів – забезпечує робастну кількісну характеристику швидкості зміни показника. Тест Петтітта [17], що максимізує знакову статистику  $U_t, T$  для виявлення найімовірнішого моменту зміни середнього рівня ряду, набув широкого застосування в аналізі кліматичних і гідрологічних переходів. Апробацію цих методів для якості вод річок Причорноморського регіону здійснено у [18], а вплив зміни клімату на водні ресурси Причорноморського регіону оцінено у [19].

Методологія оцінки екологічного ризику поверхневих вод розроблена Лободою Н. С. і Кузою А. М. [18], які запропонували і верифікували метод пробіт-функції (ER-індекс) для річок Причорноморського регіону. Романенко В. Д. зі співавторами [20] розробили категорійну методику оцінки якості вод, яка стала важливим етапом розвитку сучасних підходів до класифікації. Вплив кліматичних змін на якість поверхневих вод узагальнено у праці Вайтгеда та ін. [4], тоді як зміни посушливості й кліматичного режиму в Європі висвітлено у роботах Спіноні та ін. [21] і Сальмасо та ін. [22]. Реаналіз ERA5-Land [3] є придатним інструментом для аналізу температурних і гідрокліматичних змін на басейновому рівні.

Водночас для р. Інгул перелічені підходи в їх комплексному і взаємопов'язаному застосуванні залишалися поза полем дослідницької уваги. Наявні публікації, присвячені якості вод цієї річки, переважно обмежуються описовим аналізом окремих гідрохімічних показників у певні роки або на локальних ділянках без встановлення статистично значущих закономірностей. Принципово важливі процедури – критичне зіставлення офіційної звітності 2-ТП «водгосп» з незалежними даними гідро-

хімічного моніторингу задля виявлення можливих артефактів, а також верифікація гідрохімічних точок зміни незалежними кліматичними рядами – для р. Інгул дотепер не реалізовувалися.

**Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми.** Для р. Інгул низка принципів питань досі залишалася поза увагою дослідників. По-перше, не було статистично обґрунтовано точки зміни гідрохімічного режиму на реперному посту нижче основних джерел антропогенного навантаження і не перевірено часову узгодженість цього переходу з кліматичними змінами на спільному часовому відрізку. По-друге, не проведено порівняльної оцінки ролі різних джерел забруднення – комунальних очисних споруд (КОС), шахтних дренажних вод і дифузного аграрного стоку – із встановленням пріоритетних чинників деградації. По-третє, відсутня порівняльна класифікація постів за дослідженими фізико-хімічними показниками відповідно до Наказу № 332/2024 і не розраховано динаміку ER-індексу за підперіодами. Нарешті, офіційні дані 2-ТП «водгосп» щодо категорій скидів практично не зіставлялися з незалежними даними моніторингу для виявлення можливих адміністративних артефактів у звітності.

Мета статті полягає у комплексній довгостроковій оцінці якості води та екологічного ризику р. Інгул за даними гідрохімічного моніторингу і кліматичного реаналізу. Для її досягнення передбачено виявлення точки зміни режиму, класифікацію постів за дослідженими фізико-хімічними показниками та обґрунтування пріоритетних водоохоронних заходів.

**Новизна.** Вперше для р. Інгул: (1) статистично ідентифіковано точку зміни гідрохімічного режиму у 2007 р. ( $p = 0,0009$ ) на реперному посту р. Інгул-Кропивницький та показано її часову узгодженість із кліматичною точкою зміни температури 2006 р. ( $p = 0,0006$ ) на спільному ряді 1993–2025; (2) показано провідну роль мінерального навантаження ( $SO_4^{2-} +61,6\%$ ) у погіршенні якості вод підперіоду 2 (2007–2025) за одночасного збереження хронічної фосфатної проблеми; (3) виявлено ознаки можливої облікової або адміністративної перекласифікації частини «забруднених» скидів у категорію «нормативно чистих» у звітності 2-ТП «водгосп» (2019–2020 рр.), що не супроводжується підтвердженням покращення якості води за даними гідрохімічного моніторингу; (4) виконано порівняльну класифікацію семи постів річкової системи р. Інгул за дослідженими фізико-хімічними показниками відповідно до Методики, затвердженої наказом Мінприроди України від 14.01.2019 № 5, у редакції зі змінами, внесеними наказом Міндовкілля України від 01.04.2024 № 332.

**Методологічне або загальнонаукове значення.** Запропонований підхід – паралельне застосування тесту Петтітта до гідрохімічних і кліматичних рядів на спільному часовому відрізку для верифікації

точки зміни – може бути використаний як відтворювана процедура в дослідженнях річкових басейнів із неоднаковою довжиною часових рядів. Він зменшує ризик некоректного зіставлення результатів із різних джерел даних і підвищує обґрунтованість висновків про структурні переходи. Виявлені ознаки перекласифікації скидів у звітності 2-ТП також підкреслюють потребу в незалежній верифікації офіційних статистичних даних.

**Викладення основного матеріалу.** Багаторічні спостереження в басейні р. Інгул засвідчили виразну просторово-часову неоднорідність гідрохімічних показників, що створює підґрунтя для аналізу структурних змін якості води та оцінки екологічного ризику.

Басейн розташований між 47°30'–49°00' пн. ш. і 31°30'–33°30' сх. д., охоплює частини Кіровоградської (67,9 %) та Миколаївської (32,1 %) областей (рис. 1). Річка цілком знаходиться в межах Українського кристалічного щита, який складений докембрійськими гранітоїдами й визначає природне збагачення вод сульфатами і мінеральними іонами.

Висока розораність водозбору – 72,5 % площі – є одним із найвищих показників серед середніх річок України, що визначає системне дифузне агрохімічне навантаження на р. Інгул і її притоки. За результа-

тами власних розрахунків на основі даних CORINE Land Cover 2018 [23], сіножаті та пасовища займають 10,2 %, а ліси – лише 5,8 %, тобто природна буферна сміть водозбору є вкрай обмеженою.

Мережа спостережень охоплювала сім постів на основному руслі р. Інгул та її притоках (рис. 1). Емпіричну основу дослідження становили CSV-архіви Державного агентства водних ресурсів України (ДАВР) по семи постах (табл. 1) [24], що охоплюють увесь гідрографічний профіль річки – від верхньої течії до нижньої руслової ділянки, включаючи притоки. У табл. 1 наведено характеристику постів спостережень, охоплених дослідженням; для окремих об'єктів використано категорії природних масивів поверхневих вод (МПВ), істотно змінених масивів поверхневих вод (ІЗМПВ) та кандидатних у істотно змінені масиви поверхневих вод (кІЗМПВ) відповідно до чинної національної методики. Загальний масив даних становив 1328 проб за 9 показниками. Кліматичні дані ERA5-Land (місячна температура і опади) отримано для центру іду басейну за 1958–2025 рр. [3]. Для аналізу структури водокористування та скидання зворотних вод додатково використано дані форми 2-ТП «водгосп» за 2019–2025 рр. [25]. Безпосередню пригирлову ділянку р. Інгул у районі м. Миколаїв не включено до

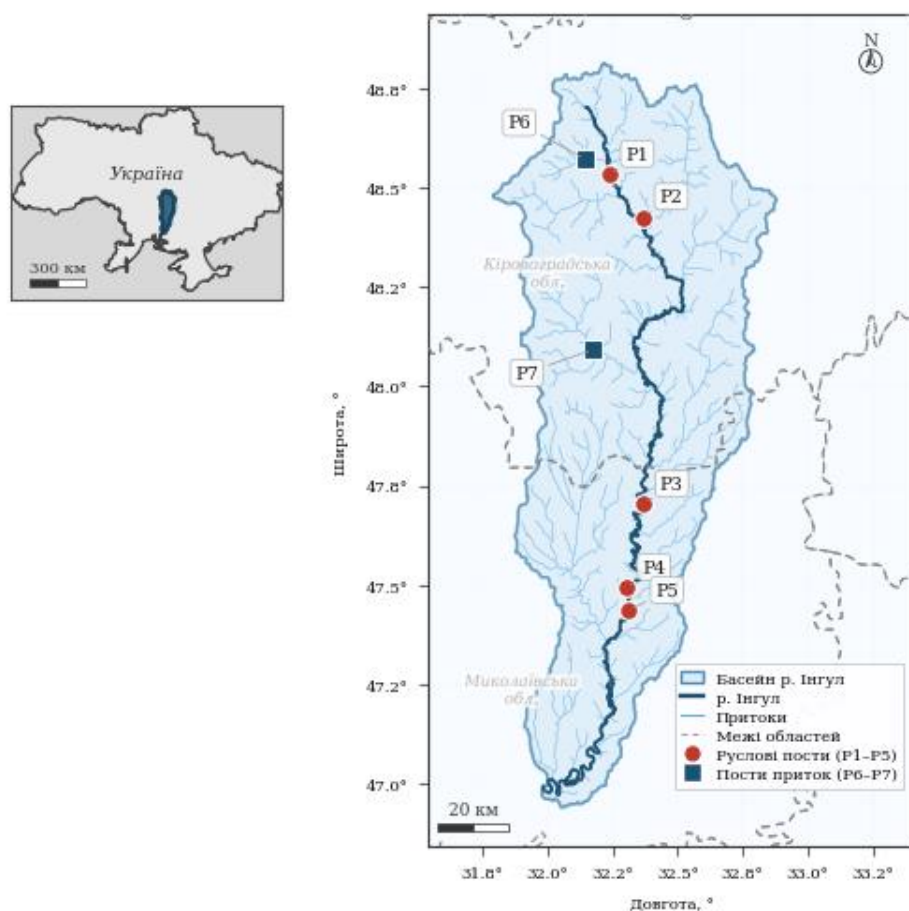


Рис. 1. Басейн р. Інгул і мережа постів гідрохімічного спостереження, використаних у дослідженні

Характеристика постів спостережень і база гідрохімічних даних

Назва посту	Тип МПВ	Відстань від гирла, км	Проб / роки	Особливості
р. Інгул–Кропивницький	Річка	318	381 / 1994–2025	Реперний пост; нижче впадіння р. Грузька, комунального водовідвідного вузла м. Кропивницький та зони впливу Інгульської шахти; найдовший ряд
р. Інгул–Первозванівка	Річка	305	145 / 2006–2018	Розташований нижче зони впливу Інгульської шахти; ключовий пост для кількісної оцінки локального мінерального навантаження шахтних вод
р. Інгул–Софіївське вдсх.	кІЗМПВ	163	369 / 1993–2025	Штучне водосховище нижче Кропивницького вузла; буферизація та седиментація забруднювачів
р. Інгул–Привільне	Річка	110	109 / 1993–2018, 2023–2025	Проміжний пост основного русла нижче Софіївського водосховища; об'єднаний ряд із перервою спостережень у 2019–2022 рр.
р. Інгул–Одрядне	Річка	103	74 / 2019–2025	Нижній русловий пост; кумулятивний сигнал верхньо- та середньобасейнових впливів
р. Грузька–Лелеківське вдсх.	кІЗМПВ	–	64 / 1996–2018	Права притока; водосховище на притоковій ланці; відображає вплив урбанізованого водозбору р. Грузька
р. Сугоклія–Бобринець	ІЗМПВ	26	186 / 2010–2025	Права притока; агрохімічне навантаження; висока природна мінералізація

основного аналізу, оскільки її гідрохімічний режим істотно модифікується впливом вод Бузького лиману і тому не є повністю зіставним із русловими постами басейну.

Аналітичний каркас дослідження сформовано у середовищі R v.4.5 (пакети tidyverse [26], trend [27]). Тест Манна–Кендалла [15] використано для перевірки наявності монотонного тренду; він є непараметричним, робастним до викидів і широко застосовується для гідрологічних та гідрохімічних рядів. Потенційний вплив серійної автокореляції враховано як методичне обмеження при інтерпретації р-значень, тому результати тесту розглядали спільно з оцінкою похилої Сена та тестом Петтітта. Похила Сена [16] – медіана усіх парних нахилів  $(X_j - X_i) / (j - i)$  – є робастним оцінювачем швидкості зміни показника. Тест Петтітта [17] перевіряє нульову гіпотезу про однорідність ряду: статистика  $U_{t,T} = \sum \sum \text{sgn}(X_i - X_j) (i \leq t, j > t)$  досягає максимуму у ймовірній точці зміни  $t^*$ . Тест Вілкоксона–Манна–Уїтні застосовано для порівняння медіан двох підперіодів ( $\alpha = 0,05$ ).

Для характеристики міжрічної мінливості зволоження та ідентифікації посушливих і вологих фаз додатково використано стандартизований індекс опадів SPI-12, розрахований за 12-місячними сумами атмосферних опадів із ряду ERA5-Land для басейну р. Інгул. Значення  $\text{SPI-12} < -1$  інтерпретувалися як посушливі умови, а  $\text{SPI-12} > 1$  – як вологі. Індекс застосовано як допоміжний кліматичний індикатор

для інтерпретації режиму зволоження та візуального зіставлення з температурними аномаліями, а не як окремий критерій гідрохімічної класифікації.

Ключовим методологічним рішенням, що розмежує запропонований підхід із суто описовим зіставленням двох незалежних рядів, є вибір спільного часового відрізка 1993–2025 для паралельного застосування тесту Петтітта до гідрохімічних і кліматичних даних. Такий підхід забезпечує коректніше порівняння часових рядів різної повноти й дозволяє інтерпретувати близькість точок зміни як статистично обґрунтовану часову узгодженість, а не як формальну якісну аналогію.

Інтегральний рівень забруднення оцінювали за індексом R:  $R = \ln(\sum(C_i/\text{ГДК}_i)/n)$ , де  $C_i$  – фактична концентрація i-го показника,  $\text{ГДК}_i$  – відповідне нормативне значення, n – кількість показників у розрахунку. Для розчиненого кисню (DO) враховували дефіцит відносно нормативу; до розрахунку включали  $\text{NH}_4^+$ , БСК<sub>5</sub>, DO,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  і  $\text{SO}_4^{2-}$ , тоді як  $\text{PO}_4^{3-}$  не включали через неоднорідність ранньої частини ряду. Екологічний ризик визначали за показником ER, апробованим у попередніх дослідженнях і адаптованим для р. Інгул:  $\text{ER} = \Phi(\text{Prob})$ , де  $\text{Prob} = -2,3 + 2,21 \cdot \lg(\sum(C_i/\text{ГДК}_i))$ , а  $\Phi$  – інтегральна функція стандартного нормального розподілу. Відносну зміну між підперіодами обчислювали як  $\Delta\% = ((P_2 - P_1)/P_1) \times 100$ . Таким чином, R відображає сумарний рівень забруднення, а ER – імовірність несприятливого екологічного ефекту.

Нормативною основою інтерпретації результатів були положення Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС, Порядку здійснення державного моніторингу вод, Методики визначення масивів поверхневих та підземних вод, Методики віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів, а також Екологічних нормативів якості води для визначення екологічного стану масиву поверхневих вод [5–9]. У цьому контексті результати розглядали також з позиції ризику недосягнення екологічних цілей для масивів поверхневих вод. Для додаткової оцінки такого ризику використано Методичні рекомендації Держводагентства України щодо визначення основних антропогенних навантажень та їхніх впливів на стан поверхневих вод, які передбачають віднесення масивів поверхневих вод до категорій «без ризику», «можливо під ризиком» і «під ризиком» [29]. Порівняльну класифікацію постів за дослідженими фізико-хімічними показниками виконано відповідно до Методики, затвердженої наказом Мінприроди України від 14.01.2019 № 5, у редакції зі змінами, внесеними наказом Міндовкілля України від 01.04.2024 № 332 [5, 8, 9]. Для природних масивів поверхневих вод застосовано пороги Таблиці 5 Додатку 21, а для кандидатних у істотно змінні масиви поверхневих вод – Додатку 22 [9]. Для розчиненого кисню використовували P10, для БСК<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> і PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> – P90; порівняння NH<sub>4</sub><sup>+</sup> і PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> з нормативами виконували після перерахунку у відповідні форми подання. Для порівняльної оцінки за дослідженими фізико-хімічними показниками застосовано принцип «one out – all out». Повна оцінка екологічного стану у розумінні ВРД потребує також урахування біологічних елементів якості та гідроморфологічного контексту, що виходить за межі цього дослідження.

Включення окремих створів до конкретних аналітичних блоків залежало від безперервності рядів, повноти часових інтервалів і придатності даних для відповідних статистичних процедур.

Пост р. Інгул–Кропивницький розташований нижче впадіння р. Грузька, комунального водовідвідного вузла м. Кропивницький та зони впливу Інгульської шахти, тому його використано як реперний для аналізу часових змін у верхній антропогенно навантаженої частині басейну.

Кліматичний контекст басейну р. Інгул визначається помірно-континентальним режимом зі зростаючою посушливістю.

Річна сума опадів (566 мм/рік за 1958–2025 рр.) є істотно меншою за потенційне випаровування (790–940 мм/рік), що формує постійний дефіцит вологи і визначає степовий характер річкового стоку.

Коефіцієнт варіації річних сум опадів ( $C_v \approx 0,20$ ) суттєво менший, ніж для річного стоку ( $C_v \approx 0,45–0,55$ ), що свідчить про нелінійну трансформацію кліматичного сигналу гідрологічною системою і визначає непропорційно сильний вплив посушливих циклів на річковий стік.

За даними ряду ERA5-Land (табл. 2), довгострокова динаміка температури в басейні р. Інгул характеризується неухильним, статистично значущим потеплінням із сукупним приростом +3,07°C за 1958–2025 рр. (тест Манна–Кендалла,  $p < 0,001$ ). Для загальної кліматичної характеристики басейну використано повний ряд 1958–2025, що забезпечує максимально репрезентативну оцінку вікового тренду, тоді як для паралельної верифікації кліматичної та гідрохімічної точок зміни застосовано спільний ряд 1993–2025 – єдиний, що дозволяє коректно порівняння незалежних часових серій.

Узагальнені статистичні параметри кліматичних трендів наведено у табл. 2. У таблиці подано оцінки тренду Сена, р-значення за тестом Манна–Кендалла та результати тесту Петтітта; позначення «н/з» означає незначущу точку зміни ( $p > 0,05$ ). Для ряду 1993–2025 тест Петтітта виявив статистично значущу точку зміни температури у 2006 р. ( $p = 0,0006$ ), а середнє значення температури між підперіодами зросло з 9,52 до 11,08 °C ( $\Delta = +1,56$  °C). Екологічно найважливішим є те, що обидва визначальні параметри водного балансу – температура і опади – одночасно змінюються у несприятливому напрямі, формуючи синергетичний ефект аридизації. В умовах степового клімату з багаторічною нормою опадів лише 566 мм/рік навіть помірне скорочення їх кількості у поєднанні зі зростаючим потенційним випаровуванням критично загострює дефіцит вологи та підсилює концентрування розчинених речовин у маловодні роки. Саме це взаємопосилення кліматичних тенденцій, як показують результати аналізу підперіодів, стало важливим рушієм структурного гідрохімічного переходу 2006–2007 рр.

Температурні аномалії та SPI-12 вказують на зміну режиму після 2006 р., що обґрунтовує виділення двох підперіодів для подальшого аналізу (рис. 2).

Таблиця 2

## Статистичні характеристики кліматичних трендів і точок зміни в басейні р. Інгул (ERA5-Land)

Кліматичний показник	Часовий ряд	Тренд Сена	p (МК-тест)	Точка зміни	p (Петтітт)
Середньорічна T, °C/рік	1958–2025	+0,045	<0,001	1997 р.	<0,001
Середньорічна T, °C/рік	1993–2025	+0,091 ↑	<0,001	2006 р.	0,0006
Опади, мм/рік	1958–2025	-1,29	0,037	–	н/з (p=0,129)
Опади, мм/рік	1993–2025	-3,14	0,049	–	н/з (p=0,129)

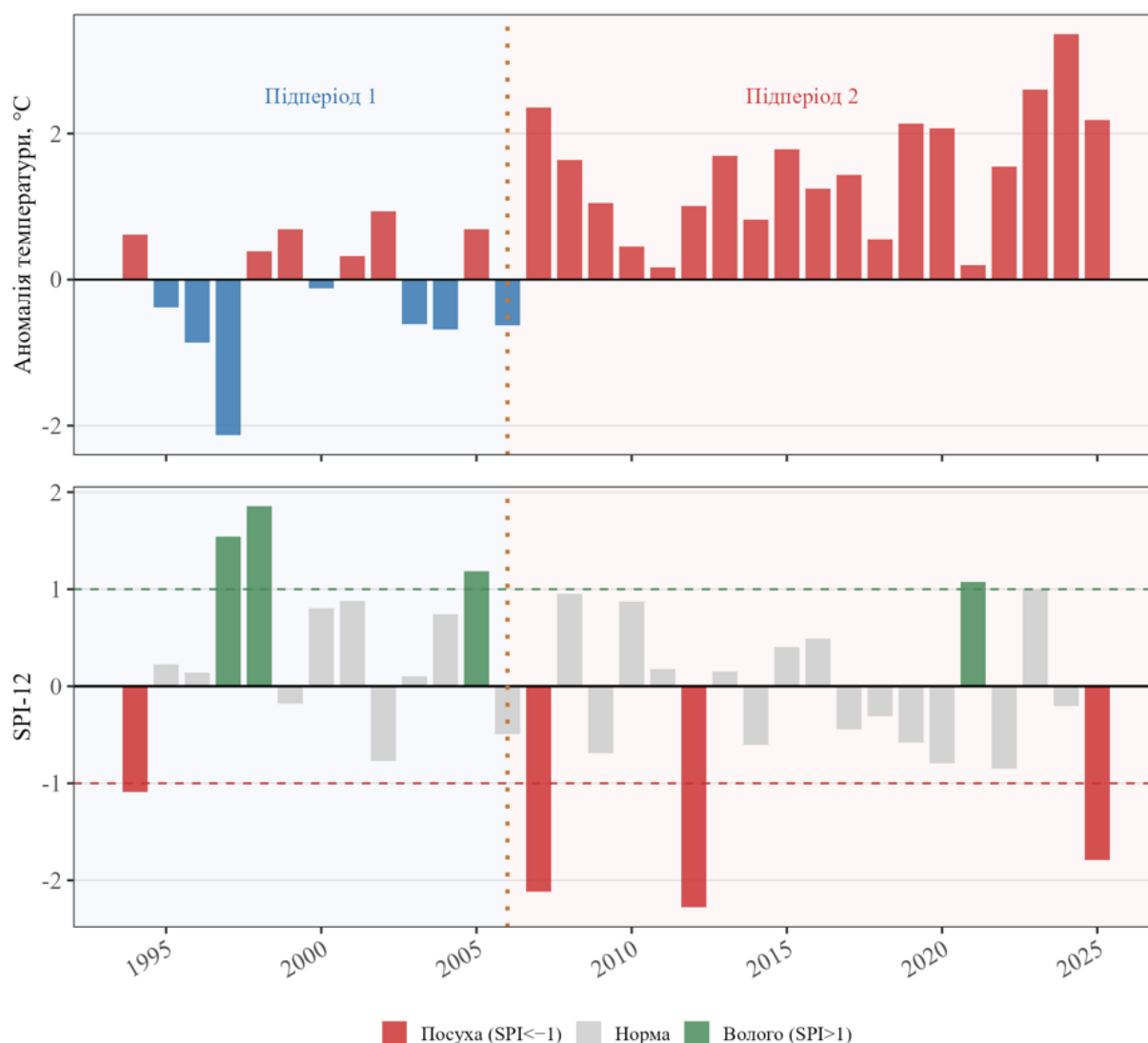


Рис. 2. Температурні аномалії та SPI-12 у басейні р. Інгул у 1994–2025 рр. з виділенням підперіодів до і після точки зміни

Таким чином, кліматичний контекст формує природну вразливість басейну, за якої будь-яке антропогенне навантаження багаторазово підсилюється через механізм концентрування у маловодні роки. З'ясування того, які саме джерела тиску і в яких масштабах визначають сучасну гідроекологічну ситуацію, потребує звернення до кількісних даних про структуру водокористування і скиди зворотних вод у басейні.

Кількісна характеристика антропогенного тиску засвідчує, що загальний водозабір у басейні р. Інгул за 2019–2025 рр. коливається в межах 15,7–19,4 млн м<sup>3</sup>/рік, а частка підземних вод становить 33–38 %, що свідчить про відносно стабільну структуру водокористування.

Домінування виробничої категорії у структурі водоспоживання (45–67 %) є принциповою рисою сучасного басейнового навантаження: виробничий водозабір зріс з 4,69 до 7,58 млн м<sup>3</sup>/рік (+17,7 % за

2019–2025), що безпосередньо відображає розширення видобутку на Інгульській шахті. Зрошення у прямому відборі з р. Інгул скоротилося – проте реальний обсяг зрошення через Дніпровський водовід у звітності 2-ТП не відображається, а отже загальний антропогенний вплив на водний баланс є систематично недооціненим.

Аналіз даних форми 2-ТП «водгосп» за 2020–2025 рр. показав виразну асиметрію структури прямих скидів у басейні р. Інгул. У більшості років домінував шахтний дренаж, обсяг якого залишався відносно стабільним і становив близько 2,5–2,6 млн м<sup>3</sup>/рік; у 2025 р. на нього припадало близько 75 % усіх прямих скидів у басейні. Інші категорії водовідведення – комунальна, теплоенергетична, медична та інші – формували значно менші обсяги. Отже, точкове антропогенне навантаження у верхній частині басейну має концентрований характер.

Дані форми 2-ТП «водгосп» свідчать, що після 2019 р. частка забруднених і недостатньо очищених скидів у басейні р. Інгул різко скоротилася, тоді як у структурі скидів переважали нормативно очищені та нормативно чисті води (рис. 3). Однак цю динаміку слід розглядати як характеристику загального водогосподарського контексту, а не як прямий еквівалент поліпшення якості води, оскільки результати гідрохімічного моніторингу не підтверджують настільки різкого екологічного ефекту.

Дані гідрохімічного моніторингу ДАВР не підтверджують настільки різкого екологічного покращення: у 2020 р. концентрації  $\text{NH}_4^+$  залишалися близькими до рівня попередніх років,  $\text{PO}_4^{3-}$  і надалі хронічно перевищував нормативні значення, а  $\text{SO}_4^{2-}$  демонстрував стійку тенденцію до зростання. Хронологічний збіг цієї невідповідності з переглядом структури категорій у формі 2-ТП «водгосп» дає підстави розглядати зафіксовані зміни насамперед як імовірний обліковий або адміністративний ефект, а не як доведене екологічне покращення.

За даними 2-ТП «водгосп», шахтні води були головним джерелом мінерального навантаження в басейні р. Інгул і у 2020–2025 рр. формували близько 86–93 % сульфатного та понад 90 % хлоридного навантаження. Натомість фосфатне навантаження не мало настільки вираженої шахтної домінації й більшою мірою було пов'язане з іншими категоріями точкових скидів.

Таким чином, аналіз антропогенного тиску виявляє кілька взаємопов'язаних рис сучасної ситуації: зростання виробничого водозабору на 17,7 %,

ознаки адміністративної перекласифікації скидів і просторову асиметрію навантаження, за якої 87–93 % скидів зосереджені у верхній ділянці басейну. Трансляція цього тиску у гідрохімічний склад річкових вод визначається не лише обсягом антропогенних впливів, а й кліматичними умовами, які задають нелінійну залежність якості води від режиму водності. Саме цю взаємодію і розкриває аналіз точки зміни гідрохімічного режиму.

Просторовий розподіл гідрохімічних показників уздовж основного русла р. Інгул виявляє виразне зростання мінералізаційного навантаження нижче поста Кропивницький, зокрема за сульфатами, концентрація яких між постами P1 і P2 зростає приблизно на 95 мг/дм<sup>3</sup> на відрізку 13 км (рис. 4). Пост P2 розташований нижче скиду ДП «СхідГЗК».

Узагальнення частоти перевищення рибогосподарських ГДК показує, що найбільш стійкими проблемними показниками в басейні р. Інгул є сульфати, фосфати та БСК<sub>5</sub>, тоді як просторовий контраст між постами найвиразніше проявляється для азотних сполук і розчиненого кисню (рис. 5).

Ключовим аналітичним результатом стало виявлення статистично значущої точки зміни гідрохімічного режиму. Тест Петтітта, застосований до ряду річних медіан R-індексу на посту р. Інгул–Кропивницький (1994–2025, n = 32), виявив статистично значущу точку зміни у 2007 р. (U = 189, p = 0,0009). Ця точка ділить ряд на підперіод 1 (П1: до 2007 р., n = 13) і підперіод 2 (П2: 2007–2025, n = 19). Медіана R-індексу зросла з 2,12 (П1) до 3,04 (П2), тобто на +43 %. На посту р. Інгул–Софіївське вдсх.

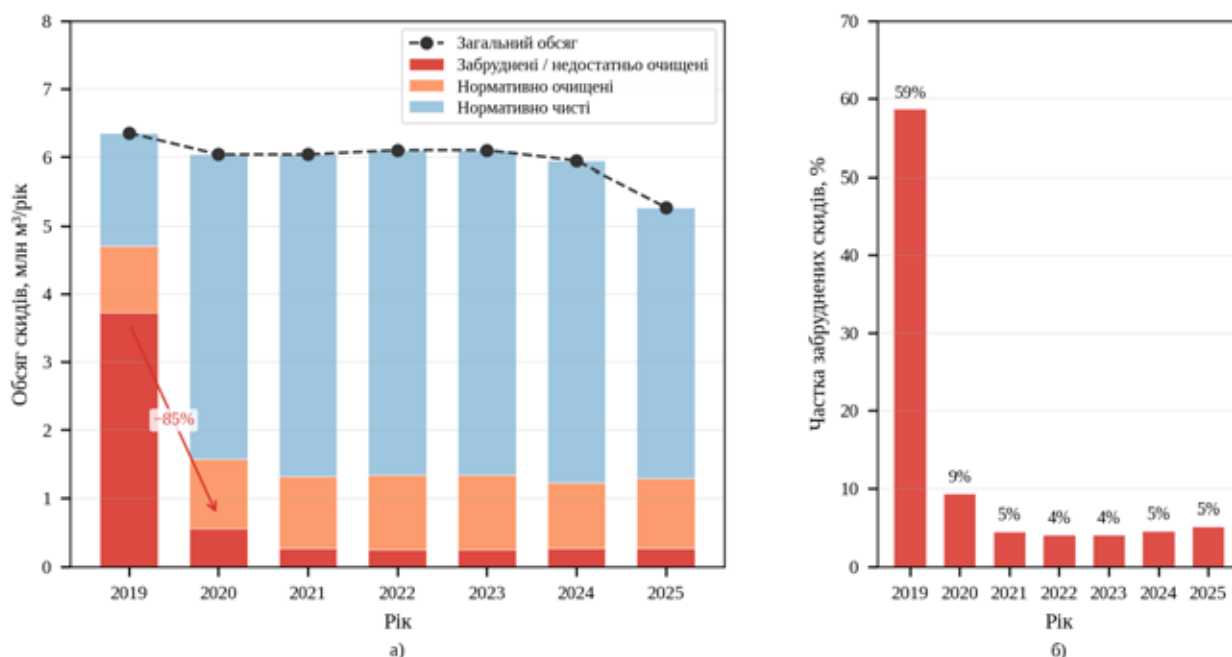


Рис. 3. Динаміка категорій скиду зворотних вод у поверхневі водні об'єкти басейну р. Інгул у 2019–2025 рр.: (а) структура скидів за категоріями; (б) частка забруднених і недостатньо очищених скидів у загальному обсязі

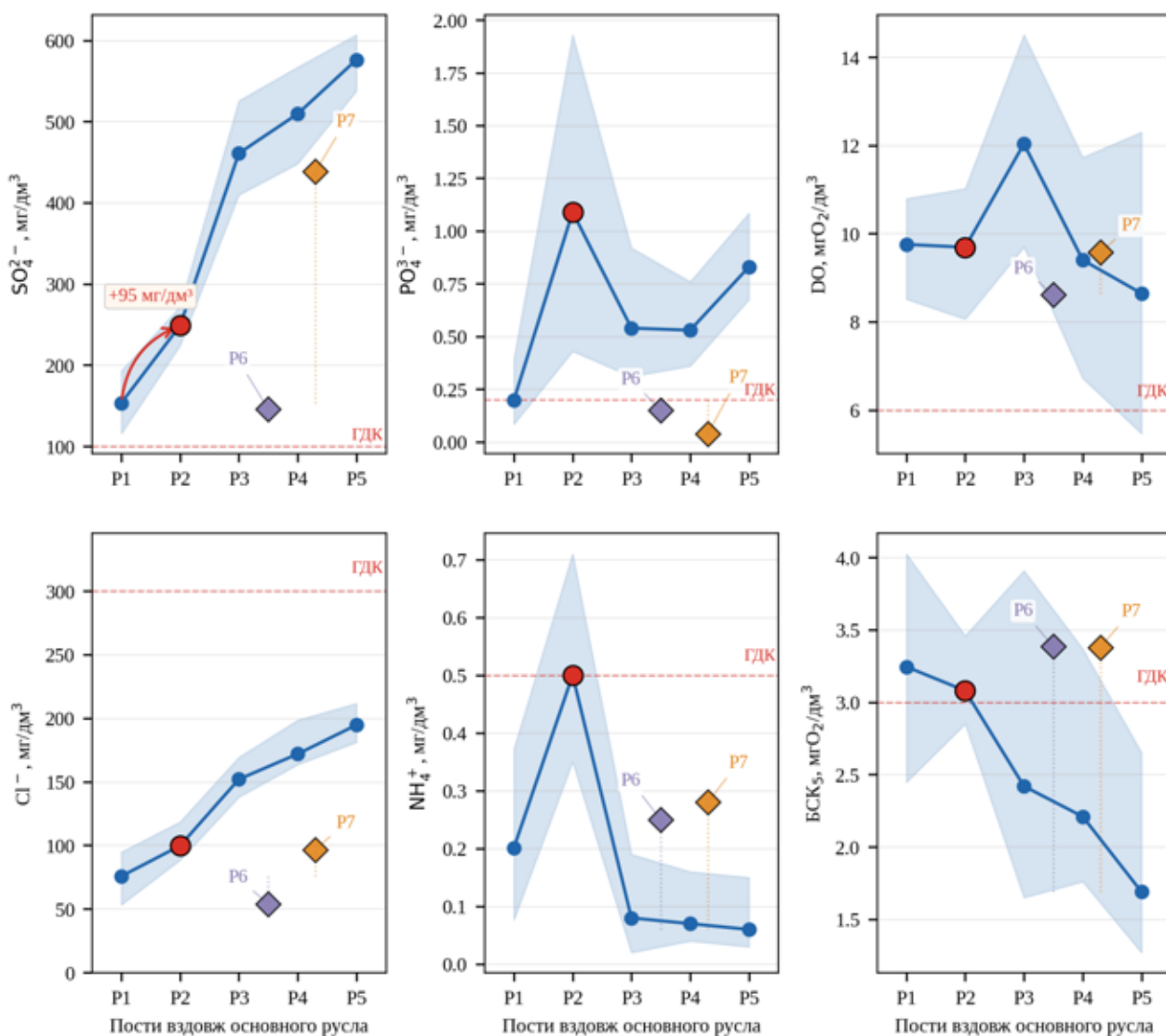


Рис. 4. Просторовий розподіл окремих гідрохімічних показників уздовж основного русла р. Інгул і на притоках у 1993–2025 рр.

Примітка. Синя лінія – медіанні значення на постах основного русла, заштрихована зона – міжквартильний діапазон (P25–P75); пунктирна лінія – рибогосподарська ГДК.

тест не є значущим ( $p = 0,129$ ), що узгоджується з буферним ефектом водосховища, який згладжує кліматичний і антропогенний сигнал.

Незалежна кліматична верифікація підсилює інтерпретацію цього переходу. Тест Петтітта застосовано до ряду середньорічної температури ERA5-Land за спільним із гідрохімічним відрізком 1993–2025. Результат (табл. 2, рядок 2): точка зміни – 2006 р. ( $p = 0,0006$ ), зсув середньої температури між підперіодами  $\Delta = +1,56^{\circ}\text{C}$ . Розбіжність між кліматичною (2006) і гідрохімічною (2007) точками зміни становить 1 рік і може розглядатися як часово узгоджений перехід. Це не доводить однозначного причинного зв'язку, але переконливо підтримує інтерпретацію про суттєвий кліматичний внесок у перебудову гідрохімічного режиму. Імовірний фізичний механізм полягає у зменшенні водності в тепліші й посушли-

віші роки, що посилює концентрування розчинених речовин, насамперед  $\text{SO}_4^{2-}$  і  $\text{Cl}^-$ .

Отже, поділ ряду спостережень на підперіоди П1 (до 2007 р.) і П2 (2007–2025 рр.) є статистично та кліматично верифікованим аналітичним прийомом. Йдеться про структурний перехід системи до іншого гідрохімічного режиму, який найімовірніше сформувався під спільною дією зміни клімату і зростаючого антропогенного навантаження.

Після встановлення моменту структурного переходу наступним кроком є з'ясування природи і масштабу гідрохімічних змін, що відбулися у П2 відносно П1: які показники зазнали статистично значущих зрушень, у якому напрямі і з якою величиною – і чи є ці зміни однорідними вздовж гідрографічного профілю, чи диференційованими за просторовим положенням постів?



Рис. 5. Частка проб із перевищенням рибогосподарських ГДК за окремими гідрохімічними показниками на постах басейну р. Інгул у 1993–2025 рр.

Порівняння медіанних концентрацій між підперіодами П1 (1994–2006) і П2 (2007–2025) на реперному посту р. Інгул–Кропивницький виконано за критерієм Віллоксона–Манна–Уїтні; результати наведено в табл. 3. Для  $\text{PO}_4^{3-}$  інтерпретацію міжперіодних змін здійснювали з обережністю, оскільки регулярний моніторинг цього показника у П1 охоплює лише 2003–2006 рр. Порівняльний аналіз цих підперіодів на постах р. Інгул–Кропивницький і р. Інгул–Софіївське водосховище проілюстровано на рис. 6.

Порівняння підперіодів показує, що після 2006 р. на посту р. Інгул–Кропивницький найвиразніше зросли медіанні концентрації  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  і  $\text{Cl}^-$ , тоді як на посту р. Інгул–Софіївське водосховище поряд зі зростанням  $\text{SO}_4^{2-}$  і  $\text{PO}_4^{3-}$  спостерігалось зниження  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  і  $\text{BCK}_5$  (рис. 6).

Найвиразніше міжпідперіодні відмінності простежуються на реперному посту р. Інгул–Кропивницький, де одночасно проявляються як зрушення у складі домінуючих забруднювачів, так і зміна інтенсивності антропогенного впливу. Саме тому подальший аналіз зосереджено на показниках, що визначають екологічний профіль підперіоду 2.

Провідною і найбільш екологічно значущою трансформацією є зростання  $\text{SO}_4^{2-}$  (табл. 3): медіана у П2 вдвічі перевищує рибогосподарське ГДК,

а в посушливі роки – утричі. Важливо, що зростання  $\text{SO}_4^{2-}$  у часі узгоджується зі збільшенням виробничого водозабору СхідГЗК за даними 2-ТП «водгосп», що вказує на істотну роль шахтних вод у формуванні мінерального профілю забруднення.

Одним із головних лімітуючих чинників сучасного стану басейну залишається фосфатне навантаження: більш ніж у 80 % проб з 2002 р. концентрації  $\text{PO}_4^{3-}$  перевищують нормативні значення, що може бути пов'язано з відсутністю на комунальних очисних спорудах повноцінного вузла видалення фосфору. Саме тому за правилом «one out – all out» цей показник істотно погіршує узагальнену оцінку поста р. Інгул–Кропивницький. Водночас статистично значуще зниження медіани  $\text{PO}_4^{3-}$  між підперіодами П1 і П2 слід інтерпретувати з обережністю, оскільки регулярний моніторинг цього показника в ранньому підперіоді охоплює лише 2003–2006 рр. і не формує повністю однорідної основи для прямого міжперіодного зіставлення.

$\text{NH}_4^+$  демонструє лише помірне зростання (табл. 3; +11,5 %), однак воно не є статистично значущим ( $p = 0,135$ ), тому однозначних ознак посилення або послаблення амонійного навантаження у верхній частині басейну за даними міжпідперіодного порівняння не виявлено.

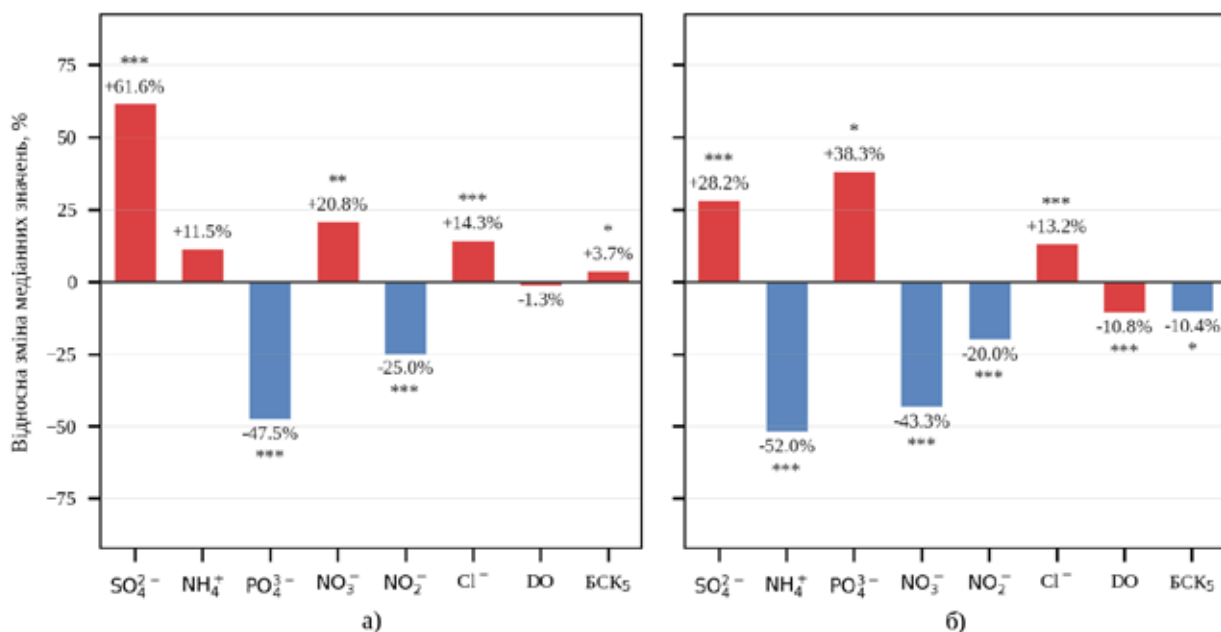


Рис. 6. Відносна зміна медіанних значень гідрохімічних показників між підперіодами П1 (1994–2006) і П2 (2007–2025) на постах: (а) р. Інгул–Кропивницький; (б) р. Інгул–Софіївське водосховище

Примітка. Червоним кольором позначено несприятливі зміни, синім – сприятливі зміни якості води. \*\*\* p < 0,001; \*\* p < 0,01; \* p < 0,05.

Таблиця 3

**Порівняння медіанних концентрацій гідрохімічних показників між підперіодами П1 і П2 на посту р. Інгул–Кропивницький (тест Вілкоксона–Манна–Уїтні)**

Показник	ГДК [28]	П1, мг/дм <sup>3</sup> (n)	П2, мг/дм <sup>3</sup> (n)	Δ, %	p	Значимість
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	100	112,0 (149)	181,0 (220)	+61,6	<0,001	***
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,50	0,260 (150)	0,290 (230)	+11,5	0,135	н/з
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,20	0,400 (46)	0,210 (230)	-47,5	<0,001	***
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	9,10	0,890 (136)	1,075 (230)	+20,8	0,003	**
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,08	0,040 (141)	0,030 (230)	-25,0	<0,001	***
Cl <sup>-</sup>	300	62,3 (149)	71,2 (220)	+14,3	<0,001	***
DO	≥6,0	9,585 (150)	9,460 (230)	-1,3	0,643	н/з
БСК <sub>5</sub>	3,00	3,200 (147)	3,320 (230)	+3,7	0,027	*

На посту р. Інгул–Софіївське вдсх. виявляється принципово відмінний і внутрішньо суперечливий патерн: частина азотно-органічних показників поліпшилася (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> –52,0 %, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> –43,3 %, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> –20,0 %, БСК<sub>5</sub> –10,4 %), тоді як мінеральне навантаження зросло (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> +28,2 %, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> +38,3 %, Cl<sup>-</sup> +13,2 %), а розчинений кисень знизився на 10,8 %. Ця гідрохімічна дихотомія розкриває трансформаційну функцію водосховища як специфічного біогеохімічного вузла: акумуляція завислих речовин і гідролітична деструкція органіки у водній товщі та донних відкладах редукують азотно-органічне навантаження, формуючи видиме покращення за цими показниками; водночас розчинені мінеральні іони, позбавлені ефективних механізмів затримки, безперешкодно транспортуються

у нижню частину русла і поступово накопичуються вниз за течією.

На ділянці основного русла просторовий профіль мінерального навантаження простежується у послідовності 318→305→163→110→103 км від гирла. Пост р. Інгул–Первозванівка, розташований нижче зони впливу Інгульської шахти, кількісно фіксує локальний приріст SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> на відрізку між Кропивницьким і Первозванівкою: медіана зростає з 155 до 249 мг/дм<sup>3</sup>, тобто на 94 мг/дм<sup>3</sup> за 13 км, що узгоджується з впливом шахтних вод на мінеральне навантаження р. Інгул. Нижче за течією, у Софіївському водосховищі та на посту р. Інгул–Привільне, зберігається підвищений рівень мінеральних солей, а на нижньому русловому посту р. Інгул–Одрядне (103 км від гирла; ряд з 2019 р.) фік-

сується кумулятивний підсумок верхньо- та середньобасейнових впливів. У посушливі роки тут загальна мінералізація сягає 1 200–1 600 мг/дм<sup>3</sup>, що відповідає слабосолонуватим водам. Пост р. Сугокля–Бобринець, репрезентативний для правої притоки з переважно аграрним водозбором, вирізняється стабільно підвищеним NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (1,2–2,5 мг/дм<sup>3</sup>) і помірним SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (80–120 мг/дм<sup>3</sup>), тоді як пост р. Грузька–Лелеківське вдсх. утримує відносно вищу якість вод у системі завдяки буферній функції водосховища та верхньому положенню у водозборі.

Сезонний аналіз уточнює механізми виявлених змін. На нижньому русловому посту р. Інгул–Одрадне в серпні–вересні в окремі роки вміст розчиненого кисню знижується до 2–3 мг/дм<sup>3</sup>, що відповідає періодам найвищої екологічної напруги в нижній течії. Для Софіївського водосховища характерне підвищення PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> у літньо-осінній період, що узгоджується з посиленням евтрофного ризику та ймовірним внеском внутрішнього навантаження за умов прогрівання водної товщі. Після відновлення спостережень на посту р. Інгул–Привільне у 2023–2025 рр. медіана SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> зросла до 576 мг/дм<sup>3</sup>, що свідчить про збереження високого мінерального навантаження в нижній течії.

Розглянуті тренди та міжперіодні відмінності окремих гідрохімічних показників становлять необхідну, але недостатню основу для управлінських висновків. Подальший аналіз спрямовано на

з'ясування того, наскільки сучасний стан р. Інгул за дослідженими фізико-хімічними показниками відповідає екологічним цілям ВРД та яким є узагальнений рівень екологічного ризику для водних екосистем.

Інтегральну оцінку сучасного стану річкової системи виконано на основі класифікації усіх постів за дослідженими фізико-хімічними показниками (табл. 4), додаткової оцінки ризику недосягнення екологічних цілей за методичними рекомендаціями Держводагентства (табл. 5) та аналізу часової динаміки ER-індексу.

Розподіл проб за класами показує, що для розчиненого кисню та NH<sub>4</sub><sup>+</sup> на більшості постів переважають класи I–II, тоді як найбільша частка проб класу III характерна для БСК<sub>5</sub>, а особливо для PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (рис. 7).

Часова динаміка ER-індексу відображає перехід від значень, характерних для підперіоду 1, до закріплення у вищих класах ризику в підперіоді 2 з чітким виділенням посухових максимумів. Додаткова інтерпретація річних значень ER у термінах трофічного стану свідчить про переважання мезотрофних характеристик на постах із підвищеним біогенним навантаженням, що узгоджується з роллю фосфатів і амонійного азоту як лімітуючих показників ризику.

Результати класифікації, наведені у табл. 4, засвідчують, що за дослідженими фізико-хімічними показниками всі сім постів віднесено до класу III (задовільний) за принципом «one out – all out». Отже,

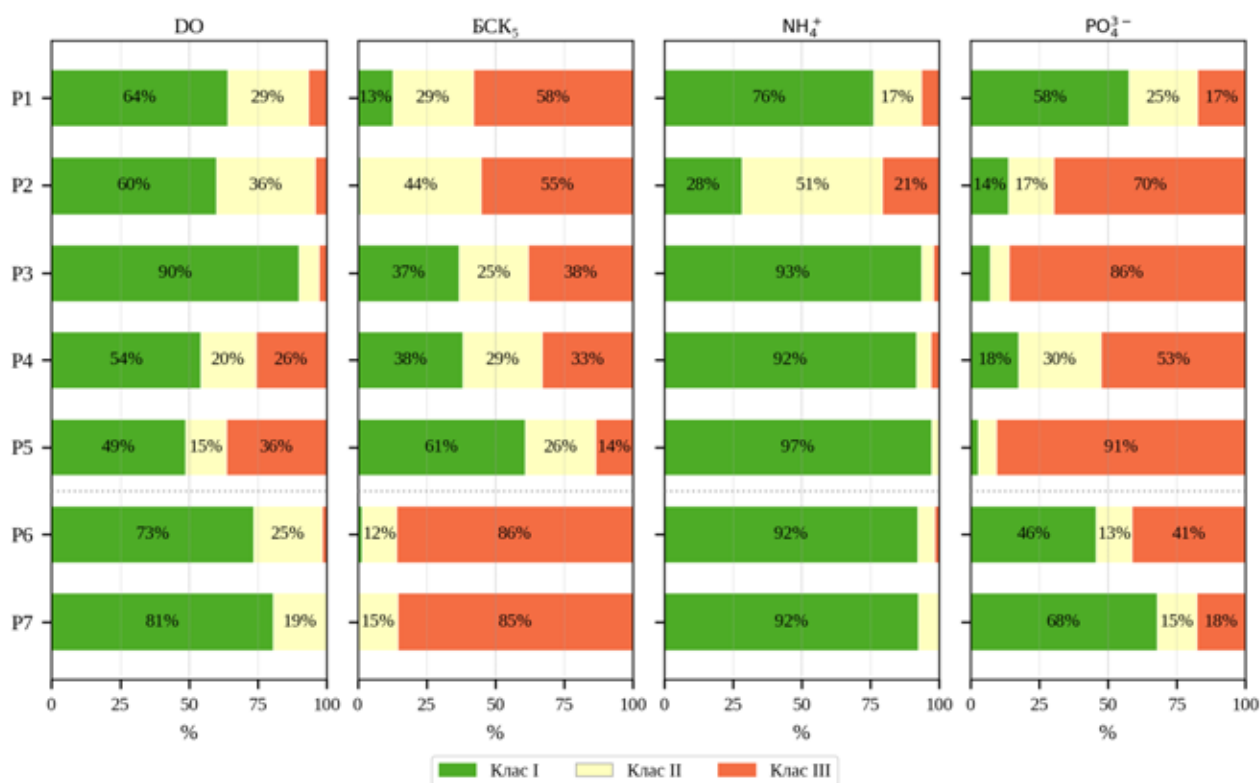


Рис. 7. Розподіл проб за класами I–III за окремими фізико-хімічними показниками на постах басейну р. Інгул

Таблиця 4

## Класифікація постів за дослідженими фізико-хімічними показниками

Пост	Тип МПВ	DO	БСК <sub>5</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Підсумковий клас
р. Інгул–Кропивницький	Річка	II	III	II	III	III
р. Інгул–Первозванівка	Річка	II	III	III	III	III
р. Інгул–Софіївське вдсх.	кІЗМПВ	I	III	I	III	III
р. Інгул–Привільне	Річка	III	III	I	III	III
р. Інгул–Одрядне	Річка	III	III	I	III	III
р. Грузька–Лелеківське вдсх.	кІЗМПВ	II	III	I	III	III
р. Сугоклія–Бобринець	ІЗМПВ	II	III	I	III	III

Таблиця 5

Оцінка ризику недосягнення екологічних цілей  
(методичні рекомендації Держводагентства України, Додаток 3 [29])

Пост	Тип	DO P10 (% нас.)	БСК <sub>5</sub> P90	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> P90	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> сер.	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> сер.	Лімітуючий показник
р. Інгул–Кропивницький	сер.	84,8	4,05	0,500	0,33	0,32	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
р. Інгул–Первозванівка	сер.	84,4	4,38	1,236	0,673	1,298	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
р. Інгул–Софіївське вдсх.	сер.	88,6	5,57	0,380	0,158	0,621	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
р. Інгул–Привільне	сер.	53,4	4,70	0,296	0,133	0,554	DO, PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
р. Інгул–Одрядне	сер.	41,4	3,15	0,220	0,094	0,866	DO, PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
р. Грузька–Лелеківське вдсх.	мала	81,0	4,22	0,477	0,302	0,250	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
р. Сугоклія–Бобринець	мала	82,4	3,82	0,485	0,292	0,092	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>

жоден із постів не досягає класу II, який відповідає екологічній цілі ВРД.

Структура лімітуючих показників при цьому відрізняється між постами. Для руслових створів верхньої та нижньої частини басейну головними обмеженнями є БСК<sub>5</sub> і PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, тоді як для Первозванівки додатково зберігається внесок NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, а для Софіївського водосховища та притоків постів клас III визначається насамперед фосфатним навантаженням.

Додаткову оцінку ризику недосягнення екологічних цілей виконували відповідно до методичних рекомендацій Держводагентства України (Додаток 3) за показниками DO P10 (% насичення), БСК<sub>5</sub> P90, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> P90, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (середнє) та PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (середнє). Для середніх річок застосовано пороги DO ≥ 70 %, БСК<sub>5</sub> ≤ 6 мг/дм<sup>3</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> P90 ≤ 0,6 мг/дм<sup>3</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> сер. ≤ 0,2 мг/дм<sup>3</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> сер. ≤ 0,3 мг/дм<sup>3</sup>; для малих річок – відповідно DO ≥ 75 %, БСК<sub>5</sub> ≤ 5 мг/дм<sup>3</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> P90 ≤ 0,4 мг/дм<sup>3</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> сер. ≤ 0,15 мг/дм<sup>3</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> сер. ≤ 0,2 мг/дм<sup>3</sup>. Узагальнені результати наведено в табл. 5.

Результати цієї оцінки показали, що всі сім постів належать до категорії «під ризиком». Для більшості постів лімітуючими показниками виступають PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> і NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, а для Привільного й Одрядного ризик додатково посилюється дефіцитом кисню. Поєднання ВРД-орієнтованої класифікації, за якою всі пости залишаються на рівні класу III, та управлінської оцінки ризику формує узгоджену доказову основу

для пріоритизації водоохоронних дій у басейні р. Інгул.

Результати, наведені в табл. 5, показують, що навіть за задовільного класу за дослідженими фізико-хімічними показниками всі сім постів зберігають ризик недосягнення екологічних цілей. Це означає, що існуючий стан системи не можна вважати стабільним у довгостроковому управлінському сенсі.

Практичний висновок полягає в тому, що пріоритетні водоохоронні дії мають бути спрямовані насамперед на зменшення фосфатного та амонійного навантаження, а для нижньої течії – також на обмеження сезонного дефіциту кисню. Саме ці показники виступають головними лімітуючими чинниками ризику для більшості постів мережі.

Виявлені просторово-часові особливості якості води та структури антропогенного навантаження дали змогу обґрунтувати пріоритетні напрями водоохоронних заходів, узагальнені в табл. 6.

Реалістичним стратегічним орієнтиром є покращення до класів II–III за ключовими фізико-хімічними показниками з чіткою позитивною динамікою. Це обмеження пов'язане не лише з управлінськими рішеннями, а й з природним геохімічним фоном Українського кристалічного щита, який може підтримувати підвищені концентрації сульфатів навіть після реалізації природоохоронних заходів. Урахування цього фону є необхідною передумовою науково обґрунтованого регулювання.

Таблиця 6

## Пріоритетні водоохоронні заходи, обґрунтовані результатами дослідження

Напрямок водоохоронних дій	Очікуваний ефект	Горизонт реалізації
Модернізація комунальних очисних споруд для зменшення біогенного навантаження у верхній частині басейну	Зменшення надходження $\text{NH}_4^+$ і $\text{PO}_4^{3-}$ та обмеження ризику евтрофікації	Середньостроковий (до 2030 р.)
Посилення контролю шахтних вод і умов їх відведення для обмеження сульфатно-хлоридного навантаження	Обмеження мінеральної деградації та зниження внеску $\text{SO}_4^{2-}$ і $\text{Cl}^-$	Середньостроковий (2026–2030)
Забезпечення мінімальних екологічних попусків для послаблення концентрування забруднювачів у межень	Послаблення ефекту концентрування забруднювачів у маловодні роки	Короткостроковий (2025–2027)
Відновлення водоохоронних смуг і локальні басейнові заходи на притоках для зменшення дифузного надходження біогенів	Зменшення дифузного навантаження та стабілізація якості води	Середньостроковий (2026–2030)
Уточнення водоохоронних пріоритетів у ПУРБ Південного Бугу на 2027–2033 рр. та узгодження руслового моніторингу р. Інгул з даними 2-ТП «водгосп»	Підвищення обґрунтованості управлінських рішень і пріоритизації заходів	Короткостроковий (2026–2027)

Для оцінки ефективності реалізації заходів доцільно використовувати систему ключових індикаторів:  $\text{NH}_4^+$  (P90) < 0,50 мг/дм<sup>3</sup> і  $\text{PO}_4^{3-}$  (P90) < 0,20 мг/дм<sup>3</sup> на посту Кропивницький;  $\text{SO}_4^{2-}$  (медіана) < 200 мг/дм<sup>3</sup>; меженна витрата  $Q \geq 1,8$  м<sup>3</sup>/с;  $ER \leq 0,45$ . Для ділянки нижче потенційного впливу шахтних скидів до програми моніторингу доцільно додати контроль <sup>238</sup>U та <sup>226</sup>Ra не рідше чотирьох разів на рік.

Таким чином, отримані результати засвідчують, що сучасний стан р. Інгул формується під поєднаною дією кліматично зумовленого зростання аридності та тривалого антропогенного навантаження, насамперед мінерального. Саме така комбінація чинників пояснює перехід системи до більш ризикованого гідрохімічного режиму після 2006–2007 рр. і водночас обґрунтовує пріоритетність заходів, спрямованих не лише на зниження комунального, а й на регулювання шахтного та дифузного впливу.

**Висновки.** Проведене дослідження дало змогу виявити ключові просторово-часові закономірності зміни якості води р. Інгул, оцінити рівень екологічного ризику та обґрунтувати пріоритетні напрями водоохоронних дій у басейні.

На реперному посту р. Інгул–Кропивницький, розташованому нижче основних комунальних і шахтних джерел навантаження верхньої частини басейну, встановлено статистично значущу точку зміни гідрохімічного режиму у 2007 р. ( $p = 0,0009$ ), а на спільному кліматичному ряді ERA5-Land 1993–2025 – точку зміни температури у 2006 р. ( $p = 0,0006$ ). Їх близькість у часі підтримує висновок про вагомий кліматичний внесок у перебудову гідрохімічного режиму, але не підміняє причинно-наслідкового аналізу.

Провідним чинником погіршення якості вод після 2007 р. є мінеральне навантаження:  $\text{SO}_4^{2-}$  зріс

на +61,6 % ( $p < 0,001$ ), що узгоджується зі збільшенням виробничого водозабору ДП «СхідГЗК» (+17,7 %) і посиленням ефекту концентрування у маловодні роки. Додатковим просторовим доказом шахтного впливу є пост р. Інгул–Первозванівка, де медіана  $\text{SO}_4^{2-}$  зростає з 155 до 249 мг/дм<sup>3</sup> на відрізьку 13 км нижче Кропивницького. Отже, поряд із комунальним блоком саме шахтні води слід розглядати як один із ключових чинників деградації.

$\text{PO}_4^{3-}$  хронічно перевищує рибогосподарське ГДК у значній частині проб і разом з  $\text{NH}_4^+$  залишається одним із головних лімітуючих чинників сучасного стану басейну. За дослідженими фізико-хімічними показниками всі сім постів віднесено до класу III (задовільний), але жоден із них не досягає класу II, який відповідає екологічній цілі ВРД. Додаткова оцінка ризику показала, що всі сім постів належать до категорії «під ризиком», а для Привільного й Одрядного ризик додатково посилюється дефіцитом кисню.

Виявлено ознаки адміністративної перекласифікації «забруднених» скидів у «нормативно чисті» у звітності 2-ТП «водгосп» (2019→2020): зменшення на 3,166 млн м<sup>3</sup> супроводжується зростанням «нормативно чистих» на 2,619 млн м<sup>3</sup> при майже незмінному загальному скиді (6,353→6,036 млн м<sup>3</sup>). Заявлене «покращення» не підтверджується даними гідрохімічного моніторингу ДАВР.

Поєднання ВРД-орієнтованої класифікації та оцінки ризику недосягнення екологічних цілей показує необхідність пріоритетних водоохоронних дій, спрямованих насамперед на зменшення фосфатного й амонійного навантаження, а для нижньої течії – також на послаблення сезонного дефіциту кисню. Саме ці напрями є ключовими для покращення стану водних масивів у середньостроковій перспективі.

**Перспективи використання результатів дослідження.** Одержані результати можуть бути використані під час оновлення ПУРБ Південного Бугу на 2027–2033 рр. в частині басейну р. Інгул, обґрунтування реконструкції КОС м. Кропивницький у рамках програм відновлення водної інфраструктури, удосконалення підходів до регулювання шахтних скидів і моніторингу нижче впливу СхідГЗК, а також для верифікації даних 2-ТП «водгосп» шляхом зіставлення з незалежним гідрохімічним моніторингом. Наступним етапом досліджень має стати доповнення аналізу біологічними елементами якості, що дозволить перейти від оцінки за фізико-хімічними показниками до пов-

нішої характеристики екологічного стану у розумінні ВРД.

Запропонована процедура паралельної верифікації гідрохімічних точок зміни незалежними кліматичними рядами на спільному часовому відрізку є методологічно відтворюваною і може бути використана при розробленні ПУРБ для річкових систем аридної зони України. Серед пріоритетних напрямів подальших досліджень доцільно виділити просторове моделювання трендів якості вод на рівні окремих масивів поверхневих вод, прогнозування гідрохімічних станів до 2050 р. за кліматичними сценаріями та кількісну оцінку можливих радіологічних ризиків.

### Література

1. Хільчевський В. К., Осадчий В. І., Курило С. М. Регіональна гідрохімія України. Київ : ВПЦ «Київський університет», 2019. 343 с.
2. Хільчевський В. К., Чунарьов О. В., Ромась М. І. та ін. Водні ресурси та якість річкових вод басейну Південного Бугу. Київ : Ніка-Центр, 2009. 184 с.
3. Muñoz-Sabater J., Dutra E., Agustí-Panareda A. et al. ERA5-Land: a state-of-the-art global reanalysis dataset for land applications. *Earth System Science Data*. 2021. Vol. 13. P. 4349–4383. DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-13-4349-2021>
4. Whitehead P. G., Wilby R. L., Battarbee R. W. et al. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences Journal*. 2009. Vol. 54, No. 1. P. 101–123. DOI: <https://doi.org/10.1623/hysj.54.1.101>
5. Про затвердження екологічних нормативів якості води для визначення екологічного стану масиву поверхневих вод та Змін до деяких нормативно-правових актів Міністерства екології та природних ресурсів України : наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України від 01.04.2024 № 332. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/z0789-24> (дата звернення: 27.03.2026).
6. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*. 2000. L 327. P. 1–73. URL: [https://zakon.rada.gov.ua/go/994\\_962](https://zakon.rada.gov.ua/go/994_962) (дата звернення: 28.03.2026).
7. Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод : постанова Кабінету Міністрів України від 19.09.2018 № 758. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/758-2018-p> (дата звернення: 28.03.2026).
8. Про затвердження Методики визначення масивів поверхневих та підземних вод : наказ Міністерства екології та природних ресурсів України від 14.01.2019 № 4. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0287-19#Text> (дата звернення: 28.03.2026).
9. Про затвердження Методики віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод, а також віднесення штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод : наказ Міністерства екології та природних ресурсів України від 14.01.2019 № 5. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0127-19#Text> (дата звернення: 28.03.2026).
10. Про схвалення Водної стратегії України на період до 2050 року : розпорядження Кабінету Міністрів України від 09.12.2022 № 1134-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1134-2022-%D1%80#Text> (дата звернення: 11.10.2025).
11. Про затвердження планів управління річковими басейнами Вісли, Дністра та Південного Бугу на 2025–2030 роки : розпорядження Кабінету Міністрів України від 01.11.2024 № 1078-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/1078-2024-%D1%80> (дата звернення: 28.03.2026).
12. Про затвердження обласної Програми «Питна вода Миколаївщини» на 2021–2025 роки : рішення Миколаївської обласної ради від 29.09.2021 № 4. URL: <https://mk-oblrada.gov.ua/UserFiles/decree/1633434255615c3a8f16115.pdf> (дата звернення: 11.10.2025).
13. Про затвердження Комплексної програми охорони довкілля Миколаївської області на 2021–2027 роки : рішення Миколаївської обласної ради від 23.12.2020 № 16. URL: <https://www.mk-oblrada.gov.ua/UserFiles/decree/16111249526007d0d8091a5.pdf> (дата звернення: 11.10.2025).
14. Осадчий В. І., Набиванець Б. Й., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б. Гідрохімія суходільних вод України. Київ : Ніка-Центр, 2017. 316 с.
15. Mann H. B. Nonparametric tests against trend. *Econometrica*. 1945. Vol. 13, No. 3. P. 245–259. DOI: <https://doi.org/10.2307/1907187>
16. Sen P. K. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*. 1968. Vol. 63, No. 324. P. 1379–1389. DOI: <https://doi.org/10.2307/2285891>
17. Pettitt A. N. A non-parametric approach to the change-point problem. *Applied Statistics*. 1979. Vol. 28, No. 2. P. 126–135. DOI: <https://doi.org/10.2307/2346729>
18. Лобода Н. С., Куза А. М. Оцінка екологічних ризиків забруднення біогенними речовинами річки Когильник на основі пробіт-функцій. *Укр. гідрометеорол. журнал*. 2023. № 32. С. 34–49. DOI: <https://doi.org/10.31481/uhmj.32.2023.03>

19. Лобода Н. С., Божок Ю. В. Вплив кліматичних змін на водні ресурси Північно-Західного Причорномор'я у сценарних умовах (за RCP4.5 та RCP8.5). Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2016. Т. 2. С. 48–58. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/glghe\\_2016\\_2\\_5](http://nbuv.gov.ua/UJRN/glghe_2016_2_5) (дата звернення: 29.03.2026).
20. Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П. та ін. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Київ : Символ-Т, 2001. 37 с.
21. Spinoni J., Naumann G., Vogt J. V. Pan-European seasonal trends and recent changes of drought frequency and severity. *Global and Planetary Change*. 2017. Vol. 148. P. 113–130. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.11.013>
22. Salmaso N., Boscaini A., Capelli C. et al. Ongoing ecological shifts in a large deep lake are driven by a new climate regime. *Hydrobiologia*. 2018. Vol. 824. P. 73–87. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3533-5>
23. Copernicus Land Monitoring Service. CORINE Land Cover 2018 (raster 100 m), Europe, 6-yearly. DOI: <https://doi.org/10.2909/960998c1-1870-4e82-8051-6485205ebbac>
24. ДАВР України. Моніторинг та екологічна оцінка водних ресурсів України : веб-ресурс. URL: <https://monitoring.davr.gov.ua/> (дата звернення: 15.03.2026).
25. ДАВР України. Державний облік водокористування : офіційний веб-ресурс. URL: <https://www.davr.gov.ua/derzhavnij-oblik-vodokoristuvannya> (дата звернення: 15.03.2026).
26. Wickham H., Averick M., Bryan J. et al. Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*. 2019. Vol. 4, No. 43. P. 1686. DOI: <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
27. Pohlert T. trend: Non-Parametric Trend Tests and Change-Point Detection. R package version 1.1.6. 2023. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=trend> (дата звернення: 15.03.2026).
28. Про затвердження Нормативів екологічної безпеки водних об'єктів, що використовуються для потреб рибного господарства, щодо ГДК органічних та мінеральних речовин у морських та прісних водах : наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України від 30.07.2012 № 471. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/z1369-12> (дата звернення: 29.03.2026).
29. Методичні рекомендації щодо визначення основних антропогенних навантажень та їхніх впливів на стан поверхневих вод / Вихрист С., Мудра К., Осійський Е., та ін. Держводагенство, 2018. 21 с URL: <https://www.davr.gov.ua/fls18/mvod1.pdf>

Дата першого надходження статті до видання: 31.03.2026

Дата прийняття статті до друку після рецензування: 30.04.2026

Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026