

ЕКОЛОГІЧНІ ТА ТОКСИКОЛОГІЧНІ ЧИННИКИ ПЕРЕХОДУ МІЖ САПРОБНИМИ ЗОНАМИ (НА ПРИКЛАДІ ОКРЕМИХ ВОДНИХ ДІЛЯНОК БАСЕЙНУ СІВЕРСЬКОГО ДІНЦЯ)

Божко Т.В.

Регіональний офіс водних ресурсів у Харківській області
вул. Космічна, 21, 61165, м. Харків
tbozko082@gmail.com

Досліджено екологічний стан окремих водних ділянок басейну Сіверського Донця з метою виявлення мікробіотично-індикаторних механізмів переходу між оліготрофною, мезосапробною та полісапробною зонами. Оцінювання якості води здійснювали на основі комплексного підходу, що поєднує гідрохімічні, гідробіологічні, мікробіологічні та еколого-токсикологічні показники. Встановлено, що ділянка р. Уди нижче місця скиду зворотних вод характеризується високим органічним і мікробіологічним навантаженням, низькими значеннями індексу Шеннона та індексу самоочищення, підвищеною хронічною токсичністю і належить до мезо-полісапробної зони. Для цієї ділянки виявлено пригнічення процесів природного самоочищення, домінування фекально-індикаторної мікрофлори та стійких до забруднення груп фітопланктону, що свідчить про стресовий стан екосистеми. У створі р. Сіверський Донець нижче впадіння р. Уди зафіксовано зниження рівня органічного забруднення, зростання біорізноманіття та відновлення балансу між амоніфікуючими і нітрифікуючими бактеріями. Водночас наявність хронічної токсичності за відсутності суттєвих гідрохімічних перевищень вказує на латентний характер забруднення і перехідний, екологічно нестійкий стан мезосапробної зони. Найбільш сприятливі умови встановлено на ділянці р. Уди вище м. Харків, де вода характеризується низьким рівнем органічного і мікробіологічного забруднення, відсутністю хронічної токсичності та ефективним функціонуванням процесів самоочищення, що відповідає олігосапробній зоні. Показано, що поєднання мікробіологічних індикаторів, індексів різноманіття та біотестування дозволяє виявляти приховані екотоксикологічні ризики і обґрунтовано оцінювати стійкість та потенціал самовідновлення річкових екосистем. *Ключові слова:* антропогенне навантаження; сапробність; самоочищення; індекс Шеннона; бактеріопланктон; хронічна токсичність; біоіндикація.

Ecological and Toxicological Factors of Transition Between Saprobic Zones (Case Study of Specific Water Segments in the Siversky Donets River Basin). Bozhko T.

The ecological state of specific water segments within the Siversky Donets River basin was investigated to identify microbiota-indicator mechanisms of transition between oligotrophic, mesosaprobic, and polysaprobic zones. Water quality assessment was performed using an integrated approach combining hydrochemical, hydrobiological, microbiological, and eco-toxicological parameters. It was established that the Udy River segment downstream of the wastewater discharge point is characterized by high organic and microbiological loads, low Shannon and self-purification indices, and increased chronic toxicity, classifying it as a meso-polysaprobic zone. This area exhibited inhibited natural self-purification processes, a dominance of fecal-indicator microflora, and pollution-tolerant phytoplankton groups, indicating a stressed ecosystem state. At the Siversky Donets monitoring station downstream of the Udy River confluence, a decrease in organic pollution, an increase in biodiversity, and a restored balance between ammonifying and nitrifying bacteria were recorded. However, the presence of chronic toxicity in the absence of significant hydrochemical exceedances indicates a latent nature of pollution and a transitional, ecologically unstable state of the mesosaprobic zone. The most favorable conditions were identified in the Udy River segment upstream of Kharkiv, where the water is characterized by low organic and microbiological pollution, the absence of chronic toxicity, and efficient self-purification processes, corresponding to an oligosaprobic zone. It is shown that the combination of microbiological indicators, diversity indices, and bio-testing allows for the detection of hidden eco-toxicological risks and provides a reasoned assessment of the stability and self-recovery potential of river ecosystems. *Key words:* Anthropogenic load; Saprobity; Self-purification;; Shannon index; Bacterioplankton Chronic toxicity; Bioindication.

Актуальність проблеми. Антропогенні і кліматичні умови критично погіршують здатність річок до самоочищення. Додатковим дестабілізуючим фактором є наслідки бойових дій, що спричиняють хімічне та фізичне руйнування екосистем. У цих умовах вивчення мікробних спільнот як головних трансформаторів органічного вуглецю стає ключовим для розуміння процесів деградації та відновлення річок. Самоочищення і відновлення природних водних об'єктів, ще сукупність великої кількості чинників, і перш за все, біологічних процесів, засно-

ваних на життєдіяльності гідробіонтів. І не завжди одиничні фактори контролю, як хімічні або фізичні показники забруднення, можуть достовірно оцінити його ступень або чистоту водного об'єкту. Тому важливим є вивчення стану і поведінкових властивостей й взаємозв'язки окремих, чутливих біологічних чинників, які суттєво впливатимуть на зміни стану водойми і які відображають його скриту небезпеку.

Постановка задачі. Встановити екологічні і токсикологічні фактори переходу між сапробними зонами на прикладі окремо обраних ділянок аквато-



рії басейну Сіверського Донця, зокрема ролі латентної токсичності, функціональної структури водних мікроорганізмів та ефективності процесів самоочищення, за умов відповідності хімічних показників нормативам.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження спрямовані на розв'язання актуальних наукових і практичних завдань, пов'язаних з оцінкою екологічного стану окремо обраних ділянок басейну Сіверського Донця.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. На якість води поверхневих водних об'єктів впливає комплекс природних і антропогенних чинників. До природних процесів належать ерозія ґрунтів та вивітрювання гірських порід, які зумовлюють надходження до водних об'єктів зважених речовин і мінеральних компонентів. Суттєвий вплив мають і сучасні кліматичні зміни: підвищення температури повітря та зростання інтенсивності випаровування призводять до зниження рівнів води в річках і пересихання малих водотоків і зменшення водного стоку (відповідно, й водних ресурсів), а з іншого боку, збільшення повідкового режиму річок, [1, 2, 3]. Найбільш вразливими до зміни клімату є водні екосистеми. Ці фактори істотно погіршують самоочисну здатність водних об'єктів, сприяють збільшенню концентрації забруднювальних речовин, розвитку евтрофікаційних процесів («цвітінню» води) та виникненню дефіциту розчиненого кисню, що негативно позначається на стані іхтіофауни та інших гідробіонтів [4]. Водночас антропогенна діяльність, зокрема промислова та сільськогосподарська, є одним із визначальних чинників погіршення якості поверхневих вод і деградації водних екосистем. Надходження біогенних елементів, органічних речовин і токсикантів зі стічними водами призводить до порушення трофічної структури екосистем і зростання екоотоксикологічного ризику [5, 6]. Скид комунально-побутових та виробничих стічних вод, зокрема недостатньо очищених або неочищених, чинить значний негативний вплив на хімічний склад води та функціонування аквабіоценозів [7, 8, 9]. За даними Державного агентства водних ресурсів України відсоток неочищених стічних вод у країні складає 12,5 відсотків від загального обсягу скинутих зворотних вод. У Сіверський Донець, у межах Харківської області, було скинуто 194,9 млн. м³ стічних вод, з них 2 відсотки неочищених [10].

Окрему загрозу для водних екосистем становить вплив бойових дій. В останні роки значна частина акваторій річок у прифронтових районах зазнає комплексного негативного впливу, пов'язаного з фізичним руйнуванням русел і гідротехнічних споруд, хімічним забрудненням продуктами вибухів і паливно-мастильними матеріалами, а також біологічними порушеннями структури водних біоценозів [11, 12, 13]. Водні бактеріальні спільноти

мають велику роль у трансформації та мінералізації органічного вуглецю в річкових екосистемах. Їхня метаболічна активність залежить від концентрації доступного органічного субстрату, біогенних елементів, вмісту розчиненого кисню, температури води та інших фізико-хімічних чинників. Бактерії-індикатори, що використовують для санітарно-показкового контролю, належать переважно до родини *Enterobacteriaceae*, природним середовищем існування яких є кишечник теплокровних організмів. Їхню присутність у водному середовищі розглядають як ознаку фекального забруднення. Водночас представники цієї групи здатні брати участь у процесах розкладання органічної речовини у водоймах і, за масового розвитку, конкурувати з автохтонною мікробною спільнотою за поживні ресурси. Особлива небезпека бактерій цієї групи полягає у потенційному ризику для здоров'я людини. Невелика різниця у співвідношенні між автохтонною та індикаторною мікрофлорою вказує на незадовільний санітарний стан водойми та, дуже низьку ефективність процесів природного самоочищення [14]. За відсутності змін у режимі скидів забруднених вод у подальшому можливе переформування бактеріальної спільноти та стимулювання розвитку ціанобактерій, що призводить до евтрофікації водного об'єкта. Відомо, що ціанобактерії здатні продукувати вторинні метаболіти, які, за даними багатьох авторів [15, 16, 17], є потужними гепатотоксинами і можуть спричинити генотоксичні та потенційно канцерогенні ефекти. Водночас через низьку поживну цінність ціанобактерій, як правило, не чинять прямої токсичної дії на зоопланктон, що підтверджується результатами експериментальних досліджень [18]. Разом зі стічними водами до поверхневих водних об'єктів потрапляють токсичні сполуки, зокрема важкі метали, пестициди, фталати, хлорбензоли, феноли та мікропластик, які дуже негативно впливають на фізіологію біопланктону [19]. Більшість із них належить до пріоритетних забруднювачів, що характеризуються низькою швидкістю розкладання та здатністю до біоаккумуляції. Попри те, що ці речовини рідко підлягають регулярному моніторингу, навіть у мікроконцентраціях вони виявляють токсичність та зумовлюють синергетичний ефект. У результаті вода набуває властивостей хронічної токсичності щодо річкової біоти, що пригнічує процеси природного самоочищення та відновлення екосистем. Для комплексної характеристики стану водного об'єкта необхідно додатково застосовувати еколого-токсикологічну оцінку [20]. Проте оцінювання екологічного стану лише за показником токсичності може не дати точної оцінки. Так, науковими дослідженнями показано, що навіть у разі невеликого забруднення річної води не виявлялася хронічна летальність і навпаки спостерігалася стимуляція розвитку та розмноження *D. magna*, що пов'язують зі стимулюючою дією помірних доз стресових факторів. [21]. Сукупна дія цих факторів

впливає на якість води та стійкість екосистем водних об'єктів.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. У статті розглядаються питання узгодженості (кореляції) мікробіотичних індикаторів із показниками хронічної токсичності і гідрохімічними показниками в перехідних зонах сапробності, які поки ще не достатньо вивчені.

Новизна. Хронічна токсичність для дафній розглядається як інтегральний показник сумарної та синергетичної дії забруднювачів. За умов, коли санітарно-гігієнічні показники води відповідають нормативам, але результати біотестування свідчать про наявність хронічної токсичності, це інтерпретується як ознака латентного екоотоксикологічного стресу, характерного для перехідного стану між мезо- та полісапробною зонами. Таким чином, дотримання ГДК регламентованих показників не виключає наявності сумарної токсичності, яка не завжди фіксується стандартним хімічним контролем, але виявляється за допомогою біоіндикації і бактеріологічних показників.

Методи досліджень: аналітичні, польові, хімічні, гідробіологічні, мікробіологічні, токсикологічні. Вимірювання гідрохімічних показників проводили згідно з чинними атестованими методиками. Гідробіологічні характеристики оцінювали за структурою *фітопланктону* методом стандартного мікроскопічного дослідження з використанням визначника «Водорості України...» (Царенко та ін., 2014). Для визначення *зоопланктону* використовували метод зоопланктонних сіток з наступним мікроскопіюванням. *Мікробіологічні показники* використовували для оцінки трофічного стану, санітарної безпеки та потенціалу самоочищення водойми. *Загальне мікробне число (ЗМЧ)* – чисельність автохтонних (аборигенних) та алохтонних (внесених переважно зі стічними водами) сапрофітних бактерій – визначали шляхом інкубації за температури 22 °C та 37 °C відповідно. *Санітарно-показові мікроорганізми* – вміст бактерій групи кишкової палички (загальних коліформ) та умовно-патогенні мікроорганізми визначали методом мембранної фільтрації з подальшою ідентифікацією на селективних середовищах. Чисельність еколого-трофічної групи: *азоттрансформувальних бактерій* визначали методом граничних розведень на рідких елективних середовищах для: амоніфікаторів – на пептонній воді (з контролем за реактивом Несслера); нітрифікаторів – на середовищі Виноградського (реактив Грісса); денітрифікаторів – на середовищі Гільтая в анаеробних умовах. *Токсичність* визначали експериментальним методом біотестування за КНД 211.1.4.056-97 через вплив зразків води на життєдіяльність тест об'єкту – ракоподібних *Ceriodaphnia affinis Lilljeborg*. Екологічну оцінку якості поверхневих вод за ступенем трофності та сапробності

проводили згідно з методикою В. Д. Романенка та ін. (1998). Індекс сапробності визначали за інтегральним значенням індексу «S», розрахованого для сукупності фітопланктону. Оцінку сапробності за Пантле–Буком розраховували як зважене середнє сапробних чисел усіх виявлених таксонів фітопланктону з урахуванням їх долі в угрупованні.

Відбір проб здійснювали з річки Уди і Сіверського Донця. Пункти спостереження (відбору) були розташовані – нижче місця скиду зворотних вод, вище м. Харкова і нижче впадіння р. Уди в Сіверський Донець (с. Есхар). Акваторія відноситься до категорії водних об'єктів господарсько-побутового призначення. Проби води відбирали в осінній період за температури води (18 – 20) °C.

Основні дослідження. Гідрохімічні дослідження. У ході дослідження якості води поверхневих водних об'єктах був проведений аналіз їхнього стану за основними показниками гідрохімічного складу. Результати вимірювання надані у таблиці 1.

Результати аналізу гідрохімічних показників на ділянці р. Уди нижче місця скиду зворотних вод свідчать про перевищення гігієнічних нормативів якості води для водойм категорії господарсько-побутового водокористування [22] за показниками органічного забруднення: хімічного споживання кисню (ХСК) – у 1,6 разів та біохімічного споживання кисню за 5 діб (БСК₅) – у 4 рази. Також зафіксовано перевищення нормативних значень за вмістом біогенних елементів – амонійного азоту та фосфатів – відповідно у 1,6 та 2,4 рази. Крім того, на цій ділянці відзначено підвищений вміст завислих речовин і знижена концентрація розчиненого кисню, що в сукупності свідчить про наявність інтенсивного джерела органічного забруднення. За сукупністю гідрохімічних показників поверхневий водний об'єкт на р. Уди нижче місця скиду зворотних вод може бути віднесений до категорії «забруднений». Показники складу та властивості води на ділянці р. Сіверський Донець нижче впадіння р. Уди (с. Есхар) в основному відповідали нормативам якості води для поверхневих водних об'єктів господарсько-побутового водокористування. Лімітуючим показником було БСК₅, перевищення якого склало – в 1,7 разів і зовсім невелике перевищення за ХСК – у 1,16 разів. За гідрохімічними характеристиками стан води на цій ділянці може бути охарактеризований як «слабо забруднений» з оцінкою «задовільна». На ділянці р. Уди вище м. Харкова зафіксовано незначно перевищення нормативних значень для показника БСК₅ – у 1,04 рази (у межах похибки вимірювання), тоді як інші гідрохімічні показники відповідали нормативним вимогам. За гідрохімічними характеристиками стан води на цій ділянці також може бути охарактеризований також як «слабо забруднений» з оцінкою «задовільна».

Гідробіологічні дослідження. Фіто- та зоопланктон визначали за таксоном, родиною або родом. Для всіх кількісних проб розраховували індекс Шенона

Таблиця 1

Характеристика водних об'єктів за гідрохімічними показниками

Гідрохімічні показники	р. Уди нижче місця скиду зворотних вод	р. Сів. Донець, нижче впадіння р. Уди (с. Есхар)	р. Уди вище м. Харків	Гігієнічні вимоги і ГДК в поверхневому водному об'єкті [22]
рН, од рН	7,05	7,52	8,08	6,5 – 8,5
Завислі речовини, мг/дм ³	152	36	7,56	Не повинно збільшуватись більш ніж на 0,75
O ₂ , мг/дм ³	3,22	6,85	7,77	Не менше 4,0 мг/дм ³
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	12,0	5,2	3,1	3,0
ХСК, мгО/дм ³	48	35,0	24	30,0
Азот амонійний (N-NH ₄), мг/дм ³	3,25	1,95	0,35	2,0
Нітрити (NO ⁻²), мг/дм ³	0,07	0,12	0,071	1,22
Нітрати (NO ⁻³), мг/дм ³	23,46	26,0	3,31	45,0
Фосфати (PO ₄ ⁻³), мг/дм ³	8,51	2,52	1,17	3,5

(різноманіття). Результати дослідження фітопланктону на ділянці р. Уди нижче місця скиду зворотних вод показали суттєво низький кількісний та якісний видовий склад фітопланктону. Переважаючими формами водоростей були синьо-зелені (*Cyanophyta sp.*), які зазвичай, мають бурхливий розвиток в умовах органічного навантаження водою; за ранжируванням останні угрупування розподілялися наступним чином: жовто-зелені (*Xanthophyta sp.*), евгленові (*Euglenophyta sp.*), золотисті (*Chrysophyta sp.*). Дослідження зоопланктону в цієї пробі виявило дуже багато нематод, *Zoogloea*, простіших інфузорій (*Paramecium*); *Euglena viridi*, коловраток (*Philodina sp.*, *Rotaria rotatoria*), *Brachionus rubens*); у невеликої кількості ракоподібні. Від загальної біомаси біопланктону відокремили складну фіпланктону, яка склала – 8,61 мг/л або 767,9 млн. кл/дм³. Індекс Шеннона за фітопланктоном дорівнював 1,3, що відповідає стану екосистеми – «стрес, забруднення» і IV класу якості води.

Ділянка р. Сів. Донець, нижче впадіння р. Уди (с. Есхар) характеризувалася більш різноманітним складом фіто- і зоопланктону. За фітопланктонним спектром домінували діатомово-хлорококовий комплексом (*Achnanthes sp.*), також *Euglenophyta sp.*, зелені (*Chlorophyta sp.*), криптофітові (*Cryptophyta sp.*), синьо-зелені. Серед зоопланктону були виявлені нематоди і бделоїдні коловратки (більш 50 % за всіх організмів); інфузорії, прикріплені форми вортицел (*Vorticella convallaria*); форамініфери, коловратки, остракоди, ракоподібні. Загальна біомаса фітопланктону склала – 5,72 мг/л або 464,3 млн. кл/дм³.

На ділянці р. Уди вище м. Харків домінували водорості діатомові (*Bacillariophyta sp.*), *Chlorophyta sp.*, і *Cryptophyta sp.*, а також *Euglenophyta sp.*

дуже рідко *Xanthophyta sp.* Біомаса фітопланктону склала 4,84 мг/л, чисельність – 320,4 млн. кл/дм³. Зоопланктон був представлений ракоподібними *Daphnia magna*, коловратками *Bdelloidea* і *Vorticella convallaria*; *Nitzschia ampioxu*. Індекс Шеннона за фітопланктоном дорівнює 1,6, що відповідає стану екосистеми – «помірна деградація» і III клас якості води («задовільна»).

Мікробіологічні дослідження. Хемоавтотрофні бактерії, що розкладають сполуки азоту належать до автохтонної групи і беруть активну участь у процесах самоочищення водних об'єктів. Відносно сапрофітних бактерій вони мають незначну чисельність та їх розвиток можуть пригнічувати фекальні бактерії через їх швидкий темп зростання і конкуренцією за лімітуючі ресурси (розчинений кисень, амоній). Співвідношення нітрифікуючих бактерій до амоніфікуючих є індексом самоочищення (Is), який показує інтенсивність фази мінералізації до фази деструкції органічного азоту. Якщо Is < 0,1 – процеси самоочищення пригнічені; Is = 0,1 – спостерігається нестійке самоочищення (помірне забруднення); Is ≥ 1 – самоочищення активне, стан водойми досить стабільний [23].

У таблиці 2 наведено дані щодо чисельності бактеріопланктону та структури його угруповань у досліджуваному створі.

Аналіз результатів показав, що в зоні р. Уди нижче місця скиду зворотних вод було зафіксовано високі концентрації сапрофітних автохтонних бактерій, а також бактерій, які культивувалися за температури 37 °С, тобто представників індикаторної групи (санітарно-показових та умовно-патогенних). Чисельність угруповань становила відповідно 10⁶ та 10⁵ кл/мл. Такі показники свідчать про інтенсивне органічне забруднення води, що ство-

Склад бактеріопланктону на ділянках, які досліджувалися

Мікробіологічні показники	р. Уди нижче місця скиду зворотних вод	р. Сів. Донець, нижче впадіння р. Уди (с. Есхар)	р. Уди вище м. Харків
ЗМЧ автохтонних бактерій, кл/мл	8500000	440000	1380
ЗМЧ алохтонних бактерій, кл/мл	720000	18900	96
Загальні колі форми, кл/л	1800000	35000	5900
Амоніфікатори, кл/мл	500	430	100
Нітрифікатори, кл/мл	50	430	100
Денітрифікатори, кл/мл	750	750	80

рює сприятливий субстрат для масового розвитку мікроорганізмів, у тому числі, групи фекальних бактерій, індекс яких досяг $1,8 \cdot 10^6$ кл/л, що в 180 разів перевищує гігієнічні нормативи для господарсько-побутового і рекреаційного використання водного об'єкта [22]. Ідентифікація представників родини *Enterobacteriaceae* показала наявність у пробах води бактерій *Escherichia coli* ssp., *Citrobacter* ssp., *Enterobacter* ssp., *Proteus* ssp., що підтверджує фекальний характер забруднення та підвищений санітарно-епідеміологічний ризик. Визначення азот-трансформуючих бактерій показало, що в зоні скиду переважно відмічені амоніфікатори і денітрифікатори і дуже низький рівень нітрифікаторів. Активний метаболізм денітрифікаторів свідчить про наявність анаеробних умов. Великий розрив між амоніфікаторами та нітрифікаторами вказує на потужне «свіже» органічне забруднення. Також це сприяє накопиченню амонію у воді. Індекс самоочищення, який визначається спів відношенням нітрифікаторів до амоніфікаторів (0,1) дуже низький, це свідчить про гальмування природного самоочищення через велике органічне навантаження на цій ділянці. Ступень забруднення цього водного об'єкта за мікробіологічними показниками – «висока», а екологічний статус відповідає полісапробній зоні. У створі р. Сів. Донець, нижче впадіння р. Уди (с. Есхар) спостерігали зменшення сапрофітних бактерій – $4,4 \times 10^5$ кл/мл, але досить високі концентрації алохтонних форм – $1,89 \times 10^4$ кл/мл. Мікроскопіювання зразків води показало масовий розвиток нитчастих форм бактерій. Співвідношення бактерій трансформуючих азот також змінилося: чисельність нітрифікаторів (430 кл/мл) дорівнює кількості амоніфікаторів (430 кл/мл), що є ознакою збалансованості інтенсивного відновлення екосистеми (індекс самоочищення дорівнює 1). Високий показник денітрифікаторів (750 кл/мл) вказує на активне виведення азоту, що часто буває в придонних шарах. Активні реакції окиснення і відновлення сполук азоту, разом з високою щільністю сапрофітних бактерій свідчать за інтенсивні процеси самоочищення, хоча індекс загальних коліформ ($3,5 \times 10^4$ кл/л) не відповідає гігієнічним нормативам Українського законодавства

і перевищує показник у 3,5 рази. У цілому на другій ділянці відбувалися інтенсивні процеси окиснення органіки, хоча санітарно-мікробіологічні показники не відповідали нормативним значенням. За бактеріологічним показником ступень забруднення ділянки можна оцінити як «помірно забруднену», а за екологічним статусом віднести до спробної зони. Ділянк р. Уди вище м. Харків за мікробіологічними показниками була самою збалансованою. Санітарно-мікробіологічні показники знаходилися майже в межах норми. Численність аборигенних сапрофітних мікроорганізмів і азоттрансформуючих бактерій вказує на низький вміст органіки. Система перебувала у стані біологічної рівноваги. За бактеріологічним показником ступень забруднення ділянки можна оцінити як «допустиму», а екологічний статус за мікробіологічним показником віднести до олігосапробної зони.

Еколого-токсикологічні дослідження. Загальну інтегральну токсичність води на досліджуваних ділянках проводили за реакцією чутливих до забруднення дафній *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Оцінка базувалася на порівнянні показників у тест-об'єктах, що культивувалися у зразках води, що досліджувалася, з контрольними зразками у якості чистої води. Гостру токсичність визначали протягом 24 – 48 годин; хронічну токсичність – протягом сьома діб. Тест-об'єкт *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg та контрольні зразки утримували в термостаті за температури (25 ± 2) °C із постійним моніторингом показників життєдіяльності, зокрема летальності, рухової активності, репродуктивної здатності та особливостей розвитку. Середні значення критерій досліджуваних тест-об'єктів і контрольних варіантів порівнювали за статистичним методом Ст'юдента. Рівень хронічної токсичності води визначали в умовних одиницях хронічної токсичності (OT_x). Для цього встановлювали мінімальну кратність розбавлення, за якої хронічна токсичність води не реєструвалася. Оцінювання рівнів хронічної токсичності води здійснювали відповідно до класифікаційної шкали, наведеною в чинних нормативно-методичних документах [24] (таблиці 3). Результати визначення хронічної токсичності зразків води надані в таблиці 4.

Аналіз результатів біотестування показав, що властивості води на всіх досліджуваних ділянках не мають гостру токсичність.

У пробах води, відібраних у зр. Уди вище м. Харкова, хронічна токсичність не була виявлена: рівень водного об'єкту становив 1, що відповідає I класу якості та характеризується як «чиста вода» (таблиця 4).

У пробах води, відібраних з р. Уди нижче місця скиду зворотних вод, плодючість дафній протягом семи діб зменшилась майже на 50 відсотків, що відповідає хронічній токсичності 4-го рівня і III класу якості; за ступенем забрудненості такі води відносяться до категорії «помірно забруднена». Отримані результати узгоджуються з даними гідрохімічних і мікробіологічних досліджень, а також зі станом фітопланктону досліджуваної ділянки. У тест-об'єкту, що культивували у пробах води, відібраних з р. Сів. Донець, нижче впадіння р. Уди (с. Есхар) спостерігалось затримка зростання на (20 – 25) %, що відповідає хронічній токсичності 2-го рівня і II класу якості за ступенем забрудненості та класифікується як «слабо забруднена». Такий висновок кореспондується з рівнем мікробіологічного забруднення цієї ділянки, тоді як гідрохімічні показники відповідали нормативним значенням, що свідчить про наявність латентної (прихованої) токсичності водного середовища.

Отримані результати демонструють різний екологічний стан окремих ділянок Сіверського Донця залежно від антропогенного навантаження і здатності водних екосистем до очищення. Поєднання гідрохімічних, біоіндикаторних, бактеріологічних і токсикологічних показників дозволяє обґрунтовано оцінити ступінь деградації екосистем, їхню стійкість та потенціал самовідновлення в басейні Сіверського Донця.

Узагальнена оцінка якості річної води за трофо-сапробіологічними показниками надано в таблиці 5.

За результатами таблиці можна відмітити, що у найгіршому стані знаходилася ділянка р. Уди нижче місця скиду зворотних вод: усі блоки показників свідчать про значне антропогенне навантаження, спостерігається кумулятивний ефект забруднення. Низькі індекси Шеннона і самоочищення (K_s) свідчать про пригнічення видового різноманіття на фоні великої кількості бактерій (перевантаження індикаторними мікроорганізмами) і стійких до забруднення окремих видів водоростей і простіших. Високий рівень хронічної токсичності свідчить про наявність небезпечних хімічних речовин у воді. Можна припустити, що екосистема перебуває у стані стресу. Вода класифікується як «брудна» (IV клас, 6 категорія). Ділянка, що розташована при впадінні р. Уди в р. Сів. Донець (Есхар) характеризується кращою якістю води: майже витримані нормативи за гідрохімічними показниками, фіто- і зоопланктон більш різноманітний і активний, покращилися еколого-трофічні показники: збільшилися індекси Шеннона і самоочищення: спостерігається баланс між процесами деструкції та мінералізації органічної речовини Але бактеріологічний стан залишається незадоволений і зберігається хронічна токсичність, рівень який відповідає II класу якості («слабо забруднена»), що свідчить за приховані джерела небезпеки. Вода класифікується, як «слабо забруднена», III Індекс сапробності ($S \approx 2,1$) дозволяє віднести водний об'єкт до β -мезосапробної зони, яку можна розглядати як перехідну стадію між деградацією, відновленням екосистеми і чистою зоною. Ділянка вище міста Харків характеризується найкращим екологічним станом серед досліджених.

Таблиця 3

Класифікація якості води за рівнями токсичності

Клас якості води	Ступінь забрудненості	Рівень хронічної токсичності, OT_x
I	чиста	1,0
II	слабо забруднена	1,1-2,0
III	помірно забруднена	2,1-4,0
IV	брудна	4,1-8,0
V	дуже брудна	більше 8,0

Таблиця 4

Показники хронічної токсичності водних об'єктів

Місце відбору проби	Рівень хронічної токсичності, OT_x	Клас якості і ступінь забрудненості
р. Уди нижче місця скиду зворотних вод	4,0 (без розбавлення)	III помірно забруднена
р. Сів. Донець, нижче впадіння р. Уди (с. Есхар)	2,0	II слабо забруднена
р. Уди вище м. Харків	1,0	I чиста

Узагальнена оцінка якості річної води трофо-сапробіологічними показниками

Показники контролю	Блок показників	Пункти спостереження		
		р. Уди нижче місяця скиду зворотних вод	р. Сів. Донець, нижче впадіння р. Уди (с. Есхар)	р. Уди вище м. Харків
Гідрохімічні	Клас якості/категорія	IV клас /6	III клас/4	III клас/4
	Характеристика стану/оцінка якості	Брудна	Слабо забруднена/задовільна	Слабо забруднена/задовільна
Гідробіологічні	Індекс Шеннона (за фітопланктоном)	1,3	1,6	1,8
	стан екосистеми і клас якості	Стрес, забруднення і IV клас (забруднена)	Помірна деградація і III клас (задовільна)	Помірна деградація і III клас (задовільна)
Бактеріологічні	за ЗМЧ і санітарними поєзниками	Ступень забруднення: «висока». Екологічний статус: полісапробна зона	Ступень забруднення: «помірно забруднена». Екологічний статус: мезосапробна зона	Ступень забруднення: «допустима». Екологічний статус: олігосапробна зона
	Індекс самоочищення за еколого-трофічними показниками (Ks)	0,1	1,0	1,0
Токсикологічні	рівень хронічної токсичності	4,0	2,0	1,0
	клас якості і ступінь забрудненості	III помірно забруднена	II слабо забруднена	I чиста
Індекс Шеннона	Індекс (H')	1,2	1,9	2,1
Індекс сапробності за Пантле–Буком	Індекс сапробності	мезосапробна – полісапробна (S ≈ 2,8)	β-мезосапробна (S ≈ 2,0)	олігосапробна – β-мезосапробна (S ≈ 1,6)
	Екологічний статус	Вода забруднена	Помірно забруднена, зона відновлення	Відносно чиста

Гідрохімічні показники відповідають III класу якості, а вода оцінюється як «слабо забруднена/задовільна». Індеси Шеннона (H') і самоочищення за еколого-токсичними показниками (Ks) свідчать про досить стабільну структуру біоти та рівень біорізноманіття, при чому з невеликою і збалансованою кількістю фіто- і зоопланктону. Санітарний стан за бактеріологічними показниками відповідає олігосапробній зоні, що свідчить про низький рівень органічного забруднення, а відсутність хронічної токсичності відповідає I класу якості (вода «чиста»). За індексом сапробності ділянка відповідає олігосапробної – β-мезосапробної зони з стабільною тенденцією до самоочищення.

Головні висновки. Отримані результати демонструють різний екологічний стан окремих ділянок Сіверського Донця залежно від антропогенного навантаження і здатності водних екосистем до очищення. Водний об'єкт, що перевантажений через забруднення органічного походження, формує стійку полісапробну зону з хронічною токсичністю, порушеним еколого-трофічним балансом

і контамінацією води бактеріями групи кишкової палички. Інтегральна оцінка, яка поєднує бактеріологічні та токсикологічні індикатори дозволяє виявити приховану деградацію екосистем навіть за умови відносного благополуччя за гідрохімічними і гідробіологічними характеристиками. Дослідження продемонстрували наявність чіткого градієнту від олігосапробного стану до полісапробного з частковою реабілітацією в основному руслі Сіверського Донця. Поєднання гідрохімічних, біоіндикаторних, бактеріологічних і токсикологічних показників дозволяє обґрунтовано оцінити ступінь деградації екосистем, їхню стійкість та потенціал самовідновлення в басейні Сіверського Донця.

Перспективи використання результатів дослідження. Перспективи використання результатів досліджень полягають у можливості розроблення комплексного підходу до діагностики стану річкових екосистем, що дозволить виявляти приховану деградацію аквабіоценозів та прогнозувати ризики втрати самоочисної здатності стратегічного водного ресурсу – басейну Сіверського Донця.»

Література

1. Аналіз впливу кліматичних змін на водні ресурси України (резюме дослідження) / за ред. С. С. Садогурської ; Центр екологічних ініціатив «Екодія». Київ, 2021. 32 с. URL: https://ecoaction.org.ua/wp-content/uploads/2021/06/analiz_vplyvu_klim_zmin_na_vodni_res_abs.pdf (дата звернення: 31.12.2025).
2. Climate change impact on water availability of main river basins in Ukraine / I. Didovets, V. Krysanova et al. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 2020. Vol. 32. 100761. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100761>.
3. Жук В. М., Шамес Є. О. Вплив кліматичних умов та водогосподарських заходів на гідрологічний режим р. Сіверський Донець. *Сучасна наука: проблеми, перспективи, інновації*: матеріали міжнар. наук.-практ. конф. (м. Вінниця, 11–12 листоп. 2020 р.). Вінниця: Вінницький кооперативний інститут, 2020. С. 73–76.
4. Ромашенко М. І. Вплив сучасних кліматичних змін на водні ресурси та сільськогосподарське виробництво. *Меліорація і водне господарство*. 2020. № 1. С. 5–22. DOI: <https://doi.org/10.31073/mivg202001-235>.
5. Ali E. M., Khairy H. M. Environmental Assessment of Drainage Water Impacts on Water Quality and Eutrophication Level of Lake Idku, Египт. *Environmental Pollution*. 2016. Vol. 216. P. 437–449. URL: <https://www.researchgate.net/publication/304196161> (дата звернення: 31.12.2025).
6. Preliminary Assessment of Ecological Status of the Siversky Donets River Basin (Ukraine) Based on Phytoplankton Parameters and Its Verification by Other Biological Data / O. Bilous et al. *Water*. 2021. Vol. 13, iss. 23. 3368. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13233368>.
7. Крайнюков О. Н. Современное экологическое состояние водных объектов бассейна реки Северский Донец. *Человек и окружающая среда. Вопросы неэкологии*. 2015. № 3-4 (24). С. 71–77. URL: <https://periodicals.karazin.ua/humanenviron/article/view/5558> (дата звернення: 31.12.2025).
8. Лобода Н. С., Смалий О. В. Роль притоков в Донбассе в обеспечении качества поверхностных вод реки Северский Донец. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2019. № 24. С. 56–66. DOI: <https://doi.org/10.31481/uhmj.24.2019.06>.
9. Courcoul C. The sensitivity of aquatic microbial communities to a complex agricultural contaminant depends on previous drought conditions. *Water Research*. 2022. Vol. 217. 118396. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118396>.
10. Екологічний паспорт Харківської області за 2024 рік / Харківська обласна військова адміністрація. Харків, 2024. URL: https://kharkivoda.gov.ua/content/documents/1327/132692/Attaches/ekologichniy_pasport_2024_rik.pdf (дата звернення: 31.12.2025).
11. Антропогенний вплив війни на водні ресурси: аналіз та потенційні шляхи відновлення / Г. Циганенко-Дзюбенко та ін. *Проблеми хімії та сталого розвитку*. 2024. Вип. 3. DOI: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2024-3-7>.
12. Божко Т.В., Ігнатенко М.Я. Стан річки Сіверський Донець та шляхи його покращення. Вплив воєнних дій на водні ресурси України. *Науково-практичний журнал Екологічні науки*. 2024. Вип. 55. Том 1.
13. Shumilova O. Impact of the Russia–Ukraine armed conflict on water resources and water infrastructure. *Nature Sustainability*. 2023. Vol. 6, iss. 5. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41893-023-01068-x>.
14. Моніторинг самоочищення дельти Дунаю і річки Мерло за мікробіологічними показниками / І. В. Зінченко та ін. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2023. Вип. 39. С. 39–54. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2023-39-04>.
15. Christoffersen K. S., Kaas H., Bartram J. Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring, and Management by I. Chorus. *Limnology and Oceanography*. 2000. Vol. 45, iss. 5. DOI: <https://doi.org/10.2307/2670717>.
16. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* / M. J. Harke et al. *Harmful Algae*. 2016. Vol. 54. P. 4–20. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.007>.
17. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins / S. Merel et al. *Environment International*. 2013. Vol. 59. P. 303–327. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013>.
18. Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management / ed. by I. Chorus, J. Bartram. WHO, 1999. URL: <https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/water-safety-and-quality/toxic-cyanobacteria---1st-ed.pdf> (дата звернення: 31.12.2025).
19. Toxicological effects of nanoparticles on Plankton: implications for Environmental Health / E. Barbieri et al. *O Mundo Da Saúde*. 2025. Vol. 49. DOI: <https://doi.org/10.15343/0104-7809.202549e18092025I>.
20. Крайнюков О. М., Крайнюкова А. М., Божко Т. В. Оцінка еколого-токсикологічного стану поверхневих вод Харківської області. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2010. № 2 (15). С. 74–82. URL: <https://files01.core.ac.uk/download/pdf/46588457.pdf> (дата звернення: 31.12.2025).
21. Karayutğ T. Combined evaluation of physicochemical parameters and *Daphnia magna* toxicity tests of Gediz River surface water. *Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2025. Vol. 42, iss. 4. DOI: <https://doi.org/10.12714/egejfas.42.4.08>.
22. Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення: наказ МОЗ України від 02 трав. 2022 р. № 721. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0524-22> (дата звернення: 31.12.2025).
23. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О. М. Арсан та ін.; за ред. В. Д. Романенка; НАН України, Ін-т гідробіології. Київ: ЛОГОС, 2006. 408 с.
24. Методика визначення рівнів токсичності поверхневих і зворотних вод для контролю відповідності їх якості встановленим нормативним вимогам / Мінекобезпеки України. Київ, 2000. 28 с.

Дата першого надходження статті до видання: 25.03.2026

Дата прийняття статті до друку після рецензування: 30.04.2026

Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026