

Scientific and technical journal «Technogenic and Ecological Safety»

RESEARCH ARTICLE
OPEN ACCESS

МОНІТОРИНГ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ВОДОТОКІВ ЗА КИСНЕВИМИ ПОКАЗНИКАМИ

В. Л. Безсонний¹, Р. В. Пономаренко², О. В. Третяков³, Г. С. Калда⁴, В. В. Асоцький²¹Харківський національний економічний університет ім. С. Кузнеця, Харків, Україна²Національний університет цивільного захисту України, Харків, Україна³ТОВ «Іпріс-Профіль», Харків, Україна⁴Жешувський політехнічний університет, Жешув, Польща

УДК 675.04:677.027

DOI: 10.52363/2522-1892.2021.2.12

Отримано: 05 серпня 2021

Прийнято: 25 листопада 2021

Cite as: Bezsonnyi V., Ponomarenko R., Tretyakov O., Kalda G., Asotskiy V. (2021). Monitoring of ecological safety of watercourses by means of oxygen indicators. Technogenic and ecological safety, 10(2/2021), 75–83. doi: 10.52363/2522-1892.2021.2.12

Анотація

Уся вихідна інформація для задач ефективного управління використанням водних ресурсів базується на результатах спостережень та вимірів, тобто на результатах моніторингу. Незважаючи на видимі переваги оцінки якості поверхневих вод за допомогою комплексних показників, створення близько 30 найбільш відомих комплексних показників якості води з часу перших спроб в цій області гідрохімії і по теперішній час, єдиного комплексного показника, який об'єднав оцінку якості природних мас різних водних об'єктів, не існує. Пропонується на певних ділянках річки вести спостереження за одним-двома показниками, які характеризують екологічний стан комплексно, а у випадку аварійних та нестаціонарних ситуацій – проводити повний хімічний аналіз води. Для цього найбільш доцільно використовувати саме кисневі показники – розчинений кисень (РК) та біохімічне споживання кисню (БСК).

Ключові слова: екологічна безпека поверхневих вод, моніторинг поверхневих вод, інтегральний показник якості води, комплексний індекс якості води розчинений кисень, біохімічне споживання кисню.

1. Постановка проблеми.

На сьогодні негативні наслідки антропогенної діяльності на території країни досягли таких масштабів, за яких нормалізація екологічної обстановки та забезпечення екологічної безпеки вимагають постійного прийняття керуючими органами відповідних рішень. Гострота екологічних проблем обумовлена наростанням антропогенного навантаження на водні об'єкти і, як наслідок, деградацією природних екосистем. Це призвело до розуміння того, що необхідно реалізувати комплексну технічно, економічно та екологічно обґрунтовану довготривалу політику керування природокористуванням, спрямовану, зокрема, на вирішення складних та взаємопов'язаних проблем раціонального використання водних ресурсів [1].

Практично уся вихідна інформація для задач ефективного управління використанням водних ресурсів базується на результатах спостережень та вимірів, тобто на результатах моніторингу [2]. Забруднення водного об'єкта найчастіше оцінюється на основі встановлення кратності і (або) повторюваності перевищення виміряних (фактичних) концентрацій окремих елементів і речовин до їх гранично-допустимих концентрацій (ГДК). Однак, до теперішнього часу накопичилося достатньо багато претензій до самої системи ГДК, яка має багаторічну історію. З 30-х років минулого століття якість природних вод у нашій державі оцінювалася за допомогою спрощених показників забрудненості. Найпоширенішими з них були середнє арифметичне, мінімальне, максимальне значення, повторюваність і кратність перевищення

ГДК, які розраховувалися за кожному інгредієнту хімічного складу води. При цьому, працюючи відразу по всьому річковому басейну, створювався величезний масив даних, що важко піддається статистичній обробці. Звідси виник підвищений інтерес до комплексних показників, що мало б прибрати складнощі, пов'язані з громіздкістю системи оцінки якості води по великому числу окремих характеристик її складу і властивостей. Комплексні показники якості води повинні забезпечити можливість єдиної оцінки і порівняння чистоти вод в різних пунктах і в різні моменти часу, а також можливість виявлення речовин, що вносять основний внесок в загальне забруднення води. Незважаючи на видимі переваги оцінки якості поверхневих вод за допомогою комплексних показників, створення близько 30 найбільш відомих комплексних показників якості води з часу перших спроб в цій області гідрохімії і по теперішній час, єдиного комплексного показника, який об'єднав оцінку якості природних мас різних водних об'єктів, не існує. Це цілком закономірно і обумовлено різною сферою застосування показників якості води, хоча, безсумнівно, і ускладнює процедуру нормування якості природних вод в окремо взятому регіоні.

У здійсненні моніторингу є труднощі і з визначенням інгредієнтів хімічного складу природних вод. В галузі контролю якості водних ресурсів на сьогодні можна виділити цілий ряд основних проблем:

– методичний хаос – безліч методик різного рівня узгодження;

– викид на ринок великої кількості розробок, приладів, в тому числі сирих, які не пройшли технічну експертизу;

– складність самого об'єкта контролю – поверхневих і підземних вод;

– складності організації відбору проб при масовому аналізі в системі контролю і моніторингу тощо.

Проблема вибору показників, що використовуються в ході моніторингу екологічного стану поверхневих вод, широко відома. Те, що пропонується по цій проблемі, автори ділять на три групи:

– використання всіх показників, для яких встановлені ГДК;

– застосування невеликого числа нормованих показників;

– облік деяких нормованих показників, а також сполук, які характеризують процеси, що впливають на якість води.

Моніторинг якості вод басейну Сіверського Дінця проводиться за більш ніж тридцятьма гідрохімічними показниками, що вимагає значного матеріально-технічного забезпечення, а результати спостереження дозволяють лише констатувати, що якість води на сьогодні відповідає нормативним вимогам, тобто перевищення ГДК відсутні [3].

Пропонується на певних ділянках річки вести спостереження за одним-двома показниками, які характеризують екологічний стан комплексно, а у випадку аварійних та нестаціонарних ситуацій – проводити повний хімічний аналіз води. Для цього найбільш доцільно використовувати саме кисневі показники – розчинений кисень (РК) та біохімічне споживання кисню (БСК).

2. Аналіз останніх досліджень і публікацій.

Актуальність теми підтверджується аналізом бази даних Scopus за напрямком досліджень – моніторинг біохімічного споживання кисню, який вказує на те, що кількість наукових публікацій збільшилась у понад два рази за останні 10 років (рис. 1).

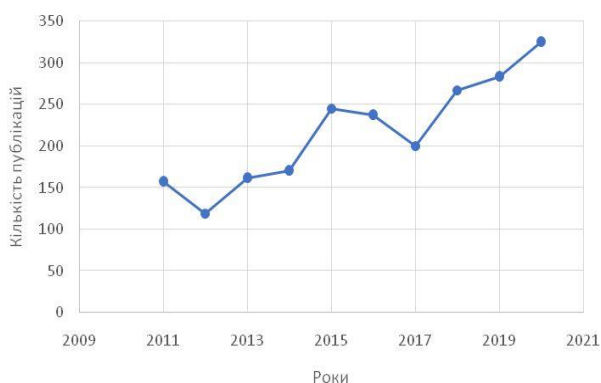


Рисунок 1 – Кількість наукових публікацій за темою «Моніторинг біохімічного споживання кисню» бази даних Scopus

На користь цього твердження свідчить аналіз подібних досліджень, так, дослідження [4] приходять до висновку, що моделювання річкового розчиненого кисню, що керується інформацією на національному рівні, має певну цінність як інструмент перевірки, але для підтримки прийняття конкретних рішень потрібні певні вдосконалення моделі, підкріплені достатнім наданням місцевої інформації. У дослідженні [5] вивчалися події та сезонні зміни якості води шляхом багатосекційного моніторингу та річні зміни якості води за допомогою моделювання. Результати показали, що в змінах просторової неоднорідності якості річкової води одну ним з визначальних факторів є показники кисню. Автори [6] відзначають одним з головних компонентів якості води при прогнозуванні її якості показник БПК. Це дослідження надає актуальну для політики наукову інформацію, життєво важливого для сталого управління водними ресурсами. Результати дослідження [7] показують, що рівень розчиненого кисню в озері може призвести до гіпоксичних станів, якщо їх не контролювати. Роботи [8–10] присвячені вдосконаленню технічних моментів моніторингу кисневих показників та оцінки якості моделей БСК. У роботах [11–13] кисневі показники розглядаються як важливі елементи в ході аналізу індексу якості вод.

У значній мірі життєдіяльність водних організмів визначається вмістом розчиненого кисню у воді. Наприклад, мінімальний зміст РК, що забезпечує нормальний розвиток риби, становить близько 5 мг/дм³. Зниження його до 2 мг/дм³ викликає масову загибель риби. Несприятливо позначається на їх стані і перенасичення (вище 120 %) води киснем [14]. Слід зазначити, що при оцінці екологічного благополуччя водного середовища відносний вміст кисню рідко береться до уваги. Однак перенасичення води киснем виникає, як правило, при концентраціях, далеких від критичних, наприклад, 11 мг/дм³ при температурі води 15 °С або 10 мг/дм³ при температурі води 22 °С.

Концентрація кисню у воді залежить від її фізичних характеристик (температури й солоності), а також від біохімічних факторів (фотосинтезу й споживання кисню при аеробному окисненні органічних речовин). Інтенсивність фотосинтезу залежить від освітленості і температури, а окиснення – від кількості органіки, мікроорганізмів і, знову ж, від температури. Крім розглянутих механізмів, зміна концентрації кисню у воді може відбуватися під впливом гідродинамічних факторів – переносу (адвекції) течіями, вертикального хвильового перемішування та ін. [15].

Надходження кисню у водний об'єкт обмежується його розчинністю у воді. При певній температурі води і тиску в воді може розчинитися строго певна кількість кисню.

Концентрація РК у воді залежить також від споживання його при окисненні органічної речовини, тобто від біохімічних факторів. В аеробному середовищі біохімічне окиснення органічних речовин відбувається під впливом бактерій за схемою:

органічні речовини + кисень →
→ вода + діоксид вуглецю + інші речовини.

Розкладання органічної речовини можна вважати еквівалентним реакції окиснення, що приводить до зниження РК у воді та до порушення екологічної рівноваги.

Критерієм, що характеризує сумарний вміст у воді органічних речовин, є показник біохімічного споживання кисню [4], що виражає кількість кисню (мг), необхідну для біохімічного окиснення органічних речовин, що втримуються у воді, за певний проміжок часу. Нормованим показником [2] є БСК₅ – кількість кисню, витрачена за п'ять діб в процесі біохімічного окиснення органічних речовин, що містяться в аналізованій воді. Розраховують БСК₅ (мгО/л) як різницю у вмісті кисню в момент взяття проби та через 5 діб.

Таким чином, кисневі показники – біохімічне споживання кисню та розчинений кисень розглядаються як важливі компоненти оцінки якості води при здійсненні моніторингу, але невирішеною частиною загальної проблеми є недостатня оцінка їх значення у якості інтегральних показників екологічної безпеки водного об'єкту.

3. Постановка завдання та його вирішення.

Інтегральні оцінки екологічного стану водного середовища можуть базуватися на абсолютних вимірах системи моніторингу, показниках ступеня зміни в просторі й часі якісного стану водних об'єктів, визначенні ступеня впливу на реципієнтів, впливу та антропогенного навантаження на водне середовище, критеріальних показниках стану водної екосистеми. В той же час, моніторинг водних об'єктів, в ході якого контролюється понад три десятки показників – технічно складний та дорого вартісний.

Метою даної роботи є обґрунтування використання кисневих показників в якості інтегральних при здійсненні моніторингу водних об'єктів. Для досягнення цієї мети необхідно вирішити наступні завдання:

- проаналізувати підходи до формування існуючих індексів оцінки якості води;
- обґрунтування доцільності використання в якості інтегральних індексів кисневих показників;
- вдосконалити прогнозу модель динаміки кисневих показників.

Підходи до формування існуючих індексів оцінки якості води.

Відомі два основних підходи до оцінки якості навколишнього середовища, у тому числі водних об'єктів: гігієнічний і екологічний. Їхня принципова відмінність полягає в тому, що метою гігієнічної регламентації є захист здоров'я населення, а метою екологічного нормування – збереження середовища життя з умовою дотримання стійкості природних екосистем. Ця принципова відмінність унеможливує застосування методології гігієнічної регламентації в екологічному нормуванні. Як екологічне, так і санітарно-гігієнічне нормування базуються на знанні ефектів, що спричиняють

різноманітні впливи на живі організми. Однак науково-обґрунтований гігієнічний норматив може застосовуватися повсюдно, тому що адаптаційні можливості окремих індивідуумів можуть бути різні в залежності від соціально-економічних і інших факторів, але в цілому захисні властивості організму людини практично однакові. Екосистеми мають унікальні властивості, з абіотичними і біотичними характеристиками, різною стійкістю до антропогенного навантаження, тому екологічні нормативи повинні розроблятися територіально диференційовано з урахуванням адаптаційних резервів на основі зв'язку між станом біоти в екосистемах і станом навколишнього середовища [14]. На теперішній час в Україні та в інших країнах світу розроблена досить велика кількість критеріїв комплексної оцінки екологічного стану поверхневих прісних вод. Одні класифікації базуються на оцінці бактеріологічних та фізико-хімічних показників, в основу інших покладена гідробіологічна оцінка забрудненості вод. Кожен із критеріїв дає змогу отримувати важливу інформацію, а при їх застосуванні разом – оцінювати водне середовище з екологічних позицій [15].

Оцінка екологічного стану поверхневих вод за хімічними показниками вважається досить трудомістким завданням, оскільки воно базується на порівнянні середніх концентрацій, які спостерігаються в пунктах контролю якості вод, з встановленими нормами гранично допустимих концентрацій (ГДК) для кожного інгредієнта. Більшість із запропонованих сьогодні комплексних показників отримано шляхом об'єднання та узагальнення численних часткових показників у один інтегруючий, який дає змогу характеризувати різні становища водних об'єктів.

Нині існує ряд спроб [16] характеризувати ступінь забрудненості води за допомогою одного узагальненого показника (індексу забрудненості I_3), який дорівнює середньому арифметичному відношенню за інгредієнтами зі значенням $C_i/ГДК_i > 1$:

$$I_3 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (1)$$

де C_i – фактична концентрація i -го показника;

$ГДК_i$ – гранично допустима концентрація i -го хімічного компонента;

n – кількість інгредієнтів.

Головна небезпека полягає у прояві синергізму, коли присутність однієї речовини посилює токсичність іншої або коли дві токсичні речовини створюють сполуку, токсичність якої значно вища, ніж початкові (наприклад, сполуки іонів важких металів і деяких органічних кислот). Крім того, оцінку якісного стану природних вод проводять за комплексними показниками: індексом забрудненості вод (ІЗВ) та коефіцієнтом забрудненості (КЗ) [15]. КЗ є узагальненим показником, що характеризує рівень забрудненості сукупно по низці показників якості вод, які багаторазово виміряно у кількох

пунктах (створах) спостережень водних об'єктів. Комбінаторний індекс забрудненості води, що обраховується згідно з [17], що дозволяє отримати інтегральну оцінку екологічного стану поверхневих вод, ґрунтуючись на кратності перевищень ГДК окремих інгредієнтів.

Обґрунтування доцільності використання в якості інтегральних індексів кисневих показників.

Оптимальні умови розвитку більшості мікроорганізмів, рослин і тварин залежать не тільки від наявності їжі, але й від комбінації абіотичних факторів водного середовища: температури, рН-середовища, солоності, мутності води, освітленості, аеробних умов. У значній мірі життєдіяльність водних організмів визначається вмістом розчиненого кисню у воді. Наприклад, мінімальний зміст РК, що забезпечує нормальний розвиток риб, становить близько 5 мг/дм³. Зниження його до 2 мг/дм³ викликає масову загибель риб. Несприятливо позначається на їх стані і перенасичення (вище 120 %) води киснем [7]. Слід зазначити, що при оцінці екологічного благополуччя водного середовища відносний вміст кисню рідко береться до уваги. Однак перенасичення води киснем виникає, як правило, при концентраціях, далеких від критичних, наприклад, 11 мг/дм³ при температурі води 15 °С або 10 мг/дм³ при температурі води 22 °С.

Концентрація кисню у воді залежить від її фізичних характеристик (температури й солоності), а також від біохімічних факторів (фотосинтезу й споживання кисню при аеробному окисненні органічних речовин). Інтенсивність фотосинтезу залежить від освітленості і температури, а окиснення – від кількості органіки, мікроорганізмів і, знову ж, від температури. Крім розглянутих механізмів, зміна концентрації кисню у воді може відбуватися під впливом гідродинамічних факторів – переносу (адвекції) течіями, вертикального хвильового перемішування та ін. Надходження кисню у водний об'єкт обмежується його розчинністю у воді. При певній температурі води і тиску в воді може розчинитися строго певна кількість кисню.

Концентрація РК у воді залежить також від споживання його при окисненні органічної речовини, тобто від біохімічних факторів. В аеробному середовищі біохімічне окиснення органічних речовин відбувається під впливом бактерій за схемою:

органічні речовини + кисень →

→ вода + діоксид вуглецю + інші речовини.

Розкладання органічної речовини можна вважати еквівалентним реакції окиснення, що приводить до зниження РК у воді та до порушення екологічної рівноваги.

Критерієм, що характеризують сумарний вміст у воді органічних речовин, є показник БСК [18]. БСК виражає кількість кисню (мг), необхідну для біохімічного окиснення органічних речовин, що втримуються у воді, за певний проміжок часу. Нормованим показником є БСК₅ – кількість кисню,

витрачена за п'ять діб в процесі біохімічного окиснення органічних речовин, що містяться в аналізованій воді. Розраховують БСК₅ (мгО/л) як різницю у вмісті кисню в момент взяття проби та через 5 діб.

Тому є всі підстави обрати показники кисню у водоймі, а саме БСК₅ та пов'язаний з ним показник розчиненого кисню як інтегральні показники екологічного стану поверхневих вод.

Для перевірки вірності цього допущення перевіримо наявність зв'язку між показниками комплексного індексу забрудненості води (КІЗВ), розрахованого за методикою [17] та БСК₅.

Проведемо порівняння за даними моніторингу ділянки р. Сіверський Донець поблизу м. Ізюм – за трьома пунктами спостережень – місце скиду міських стічних вод, вище та за нижче місця скиду.

На графіках (рис. 2) зображено сезонну динаміку середньорічних показників БСК та КІЗВ у місці скиду міських стічних вод. Коефіцієнт кореляції між вказаними значеннями складає 0,57.

На графіках (рис. 3) зображено сезонну динаміку середньорічних показників БСК та КІЗВ вище місця скиду міських стічних вод. Коефіцієнт кореляції між вказаними значеннями складає 0,98.

На графіках (рис. 4) зображено сезонну динаміку середньорічних показників БСК та КІЗВ нижче місця скиду міських стічних вод. Коефіцієнт кореляції між вказаними значеннями складає 0,94.

Аналізуючи сезонну динаміку середньорічних показників БПК та КІЗВ та зв'язок цих величин між собою, слід зазначити, що вирішальне значення на формування КІЗВ нижче джерела забруднення – місця скиду стічних вод відіграє саме показник БСК, що і підтверджується коефіцієнтами кореляції. Безпосередньо у місці скиду стічних вод, за умови перевищення значень ГДК декількома забруднювачами формування КІЗВ відбувається за їх рахунок у різній мірі.

Для задач моніторингу водних об'єктів, щодо яких ми обґрунтовуємо інтегральний показник екологічного стану поверхневих вод, більш важливим є виявлення наслідків забруднення не безпосередньо в місці забруднення, а на деякій відстані від нього і через деякий час. Тому використання саме величини БСК, як показника, що характеризує процес окислення уже наявних забруднювачів у воді, є найбільш доцільним для задач оперативного моніторингу водних об'єктів.

Таким чином, кисневі показники відіграють важливу роль в екології водного об'єкта. З ними пов'язана асимілююча здатність вод, тобто здатність вод до розкладання органічної речовини. Тому зміст РК у воді становить великий інтерес не тільки з погляду розвитку життя, але і як інтегральний показник екологічного стану водного середовища. Зв'язок, що існує між величиною КІЗВ і величиною БСК, робить показник БСК важливим для інтегральної оцінки забруднення вод різними органічними речовинами. Тому в якості інтегральних показників для характеристики стану водойми та проведення оперативного моніторингу, обрані показники кисневої характеристики водойми.

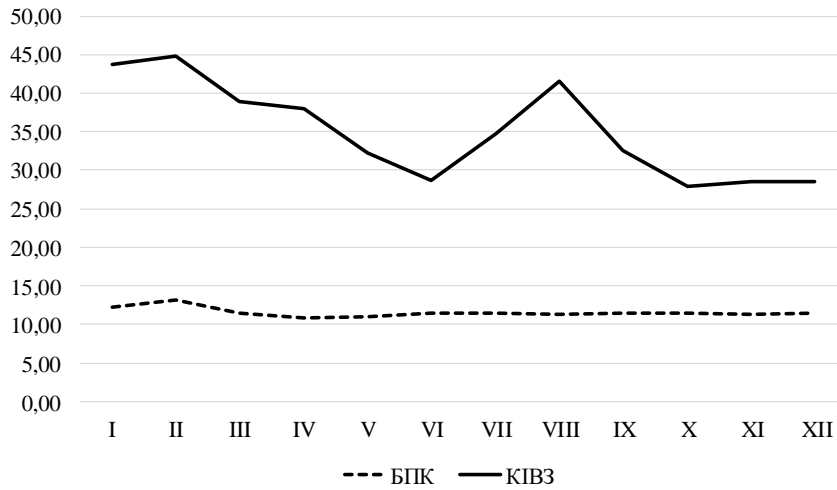


Рисунок 2 – Сезонна динаміка середньорічних показників BPK (мг/дм³) та KIV3 (безрозмірна величина) у місці скиду міських стічних вод.

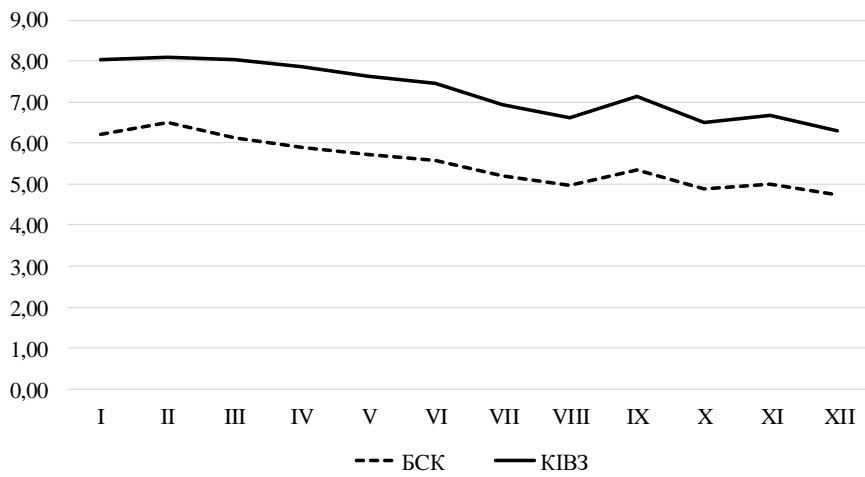


Рисунок 3 – Сезонна динаміка середньорічних показників BSK (мг/дм³) та KIV3 (безрозмірна величина) вище місця скиду міських стічних вод

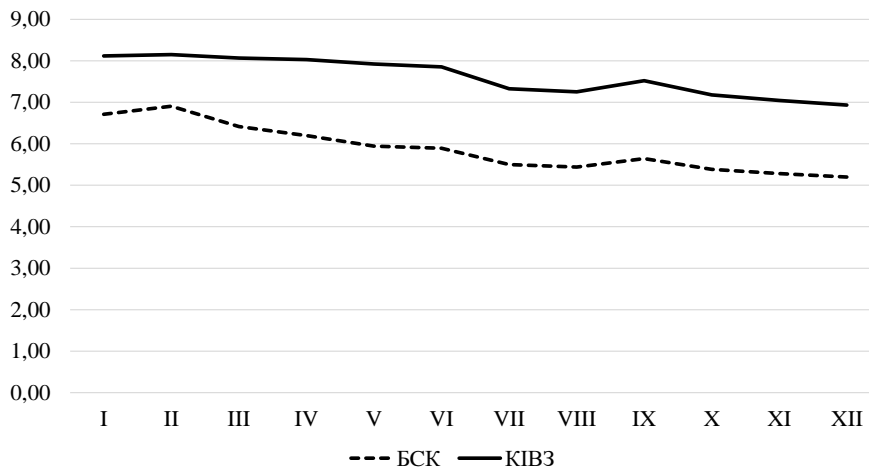


Рисунок 4 – Сезонна динаміка середньорічних показників BSK (мг/дм³) та KIV3 (безрозмірна величина) нижче місця скиду міських стічних вод

Вдосконалення прогнозної моделі динаміки кисневих показників.

Один з більш відомих критеріїв забруднення відходами – біохімічне споживання кисню (БСК) – є основною причиною зменшення РК в річці і, відповідно, погіршення екологічного стану поверхневих вод. В силу важливості взаємодії між РК та БСК стало звичайним вести мову про РК – БСК моделі. Взаємодія між РК і БСК – досить складний процес, що залежить від великої кількості факторів. Якщо не всі вони, то частина з них можуть виявитися істотними для будь-якої заданої річкової системи. На рис. 5 дається досить коротка й разом з тим повна картина тих процесів, які вважаються визначальними в РК – БСК взаємодії. Внутрішня структура моделі взаємодії РК і БСК визначається множиною $\{S_1\}$ функцій споживання РК і множиною $\{S_2\}$ функцій виробництва / споживання БСК. Аргументами кожної функції, що входять до $\{S_1\}$ і $\{S_2\}$ є РК і БСК (що, в свою чергу, є функціями координат і часу), а також їх похідні та фактори зовнішнього середовища – функції сторонніх джерел і стоків РК і БСК.

Неможливо розглянути всі моделі, які були запропоновані для опису РК – БСК взаємодії, оскільки опубліковано занадто багато робіт, присвячених цьому питанню. Однак очевидно, що вирішального впливу на всю еволюцію моделей РК і БСК завдало класичне дослідження Стритера і Фелпса [18]. Ці автори припустили, що баланс між концентраціями РК і БСК залежить тільки від двох процесів: реерації потоку та споживання РК при окисненні (або розпаді) БСК, тобто

$$\begin{cases} \{S_1\} = \{-k_1x_1\} \\ \{S_2\} = \{k_2(C_s - x_2) - k_1x_1\} \end{cases} \quad (2)$$

де x_1 – концентрація БСК (мг/дм³);
 x_2 – концентрація РК (мг/дм³);
 C_s – концентрація насичення РК (мг/дм³);
 k_1 – константа швидкості розпаду БСК (коефіцієнт мінералізації) (1/доба);
 k_2 – константа швидкості реерації для РК (1/добу).

Задля подальшого спрощення моделі Стрітер і Фелпс припустили стаціонарність (незмінність у часі) водного потоку, стаціонарність функцій S_1 і S_2 (потоків БСК і РК) для всіх точок річки та рівномірність розподілу x_1 , x_2 по перерізу потоку. У цьому випадку $x_1 = x_1(z, t)$, $x_2 = x_2(z, t)$, де z – відстань від джерела скиду вздовж русла річки, t – час, а незалежні змінні z і t зв'язані одне з одним простим співвідношенням: $z = ut$ (тут u – швидкість течії). Відповідно, модель Стритера і Фелпса зводиться до системи звичайних диференціальних рівнянь і набуває наступного вигляду:

$$\begin{cases} u \frac{dx_1}{dz} = -k_1x_1; \\ \frac{dx_2}{dt} = u \frac{dx_2}{dz} = k_2(C_s - x_2) - k_2x_2. \end{cases} \quad (3)$$

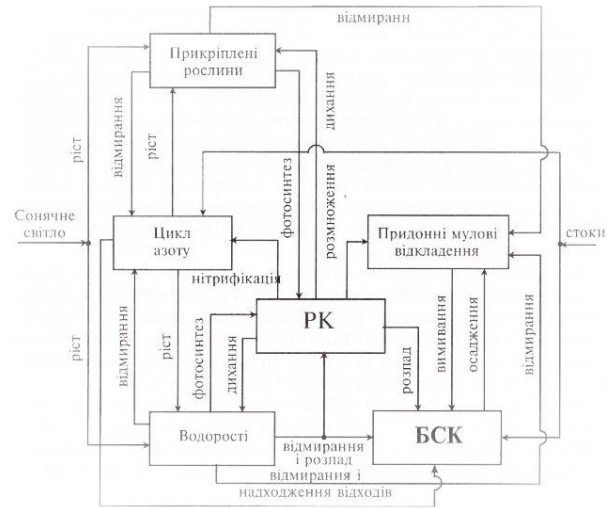


Рисунок 5 – Фактори, що впливають на взаємодію РК та БСК

Розв'язок цієї системи рівнянь має такий вигляд:

$$\begin{cases} x_1 = x_{1,0}e^{-k_1z/u} \pm C_1; \\ x_2 = x_{2,0}e^{-k_2z/u} + C_2(1 - e^{-k_2z/u}) + \frac{k_1}{k_2 - k_1}x_{1,0}(e^{-k_2z/u} - e^{-k_1z/u}) \pm C_2; \end{cases} \quad (4)$$

де $x_{1,0}$, $x_{2,0}$ – концентрації, відповідно, БСК і РК у початковій точці,

C_1 , C_2 – коригувальні коефіцієнти, введені для підвищення точності прогнозу.

$$\begin{aligned} C_1 &= f(GM) & (5) \\ C_2 &= f(COD/BOD) & (6) \end{aligned}$$

де $f(GM)$ – функція загального солемісту;
 $f(COD/BOD)$ – функція, що визначає відношення ХСК до БСК.

Видно, що в цій моделі показники БСК і РК змінюються за експоненціальним законом, причому вдалині від точки скиду $x_1 = 0$, тобто вода самоочищується від активних домішок, а $x_2 = C_s$, тобто вода насичується киснем.

Множники $x_{1,0}$ та $x_{2,0}$ – в рівняннях (4) визначаються експериментально, коефіцієнти k_1 та k_2 невідомі.

З рівнянь (4) коефіцієнти мінералізації k_1 та реерації k_2 можуть бути представленим у вигляді

$$k_1 = t^{-1} \cdot \ln \frac{x_{1,0}}{x_1} \quad (7)$$

$$k_2 = \frac{x_{1,0} \cdot k_1 \cdot e^{-k_1 t}}{x_2} \quad (8)$$

Аналіз багаторічних результатів спостереження за екологічним станом ділянки р. Сіверський Донець поблизу м. Ізюм дозволив встановити, що корегуючий коефіцієнт C_1 (5) залежить виключно від загального солемісту у воді за лінійним характером:

$$y_1 = -0,0002x_1^2 + 0,2685x_1 - 79,681 \quad (9)$$

де y_1 – Δ БСК,

x_1 – загальний солеміст.

Графік функції (9) наведено на рис. 6. З графіку видно, що при збільшенні загального солемісту величина Δ БСК також зростає.

Величина достовірності апроксимації становить $R^2 = 0,76$.

Аналіз багаторічних результатів спостереження за екологічним станом р. Сіверський Донець дозволив встановити, що корегуючий коефіцієнт C_2 залежить виключно від ХСК/БСК у вигляді

$$y_2 = -0,5542x_2^2 - 0,6164x_2 + 2,8915 \quad (10)$$

де y_2 – Δ РК,

x_2 – відношення ХСК/БСК.

Графік функції (10) наведено на рис. 7. З графіку видно, що при збільшенні величини відношення ХСК/БСК зменшується величина Δ РК.

Величина достовірності апроксимації становить $R^2 = 0,91$.

Таким чином, маючи фактичні дані спостережень за екологічним станом водного об'єкту, виникає можливість обрахувати параметри моделі інтегральних показників (РК – БСК) у залежності від значень показників загального солемісту та відношення ХСК/БСК.

Введення корегуючих коефіцієнтів C_1 і C_2 дозволяють суттєво підвищити надійність прогнозу екологічного стану води поверхневого джерела водопостачання за допомогою запропонованої математичної моделі, що гарантує високу адекватність оперативних рішень управління водними ресурсами.

Висновки.

Для цілей моніторингу водних об'єктів обґрунтовано вибір та використання інтегрального показника якості води.

Доведено на підставі співставлення результатів моделювання динаміки змін концентрації розчиненого кисню у воді з показниками

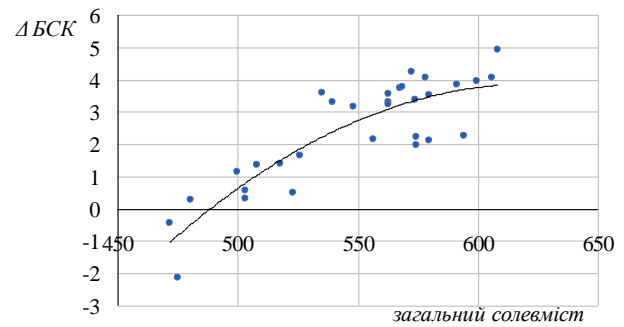


Рисунок 6 – Взаємозалежність між значеннями різниць фактичних та змодельованих значень БСК (Δ БСК) і відповідними значеннями загального солемісту ($\text{мг}/\text{дм}^3$)

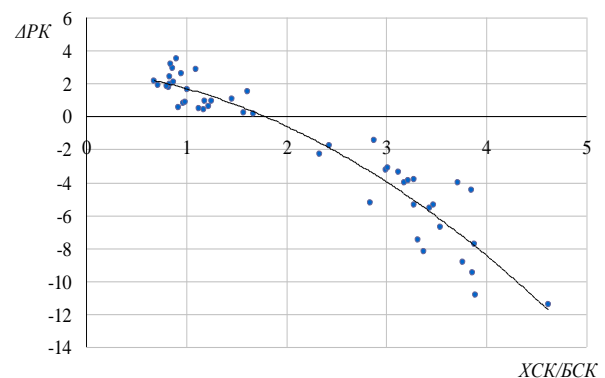


Рисунок 7 – Взаємозалежність між значеннями різниць фактичних та змодельованих значень розчиненого кисню (Δ РК) і відповідними значеннями відношення ХСК/БСК ($\text{мг}/\text{дм}^3$)

комплексної оцінки, що концентрація розчиненого кисню у водоймі з достатньо високою достовірністю може бути застосована як інтегральний показник екологічного стану водного середовища, який можна використовувати в якості оцінки в системі екологічного моніторингу вод.

Удосконалено математичну модель динаміки інтегральних показників якості води (модель Стрітера–Фелпса) шляхом доповнення корегуючими коефіцієнтами, що дозволяє з високою точністю прогнозувати екологічні умови водойми та оцінювати вплив техногенно-небезпечних об'єктів на поверхневі води задля потреб екологічного моніторингу та оптимального управління екологічною безпекою басейну річки.

ЛІТЕРАТУРА

1. Ponomarenko R. Determining the effect of anthropogenic loading on the environmental state of a surface source of water supply / R. Ponomarenko, L. Plyatsuk, L. Hurets, D. Polkovnychenko, N. Grigorenko, M. Sherstiuk, O. Miakaiev // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2020. – Vol. 3. Issue 10(105). – Pp. 54-62. – DOI: 10.15587/1729-4061.2020.206125.
2. Ahmad Z. Spatially distributed water quality monitoring using floating sensors / Z. Ahmad, R. Khalid, A. Muhammad // Proceedings: IECON 2018 – 44th Annual Conference of the IEEE Industrial Electronics Society. – 2018. – Art. no. 8591395. – Pp. 2833-2838. – DOI: 10.1109/IECON.2018.8591395.

3. Рацлав В. В. Моніторинг біоти та донних відкладів вод басейну річки Сіверський Дінець / В. В. Рацлав // Екологічні науки. – 2020. – № 2(29). Т. 2. – С. 40–46. – DOI: 10.32846/2306-9716/2020.eco.2-29.2.6.
4. Hutchins M. G. Successful modelling of river dissolved oxygen dynamics requires knowledge of stream channel environments. / M. G. Hutchins, Y. Qu, M. B. Charlton // *Journal of Hydrology*. – 2021. – Vol. 603. – Art. no. 126991. – DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.126991.
5. Zhang X. Water quality variability affected by landscape patterns and the associated temporal observation scales in the rapidly urbanizing watershed. / X. Zhang, L. Chen, Y. Yu, Z. Shen // *Journal of Environmental Management*. – 2021. – Vol. 298. – Art. no. 113523. – DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113523.
6. Duc N. H. Scenario-based numerical simulation to predict future water quality for developing robust water management plan: a case study from the Hau River, Vietnam. / N. H. Duc, R. Avtar, P. Kumar, P. P. Lan // *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. – 2021. – Vol. 26. Issue 7. – Art. no. 33. – DOI: 10.1007/s11027-021-09969-y.
7. Tay C. K. Integrating water quality indices and multivariate statistical techniques for water pollution assessment of the Volta Lake, Ghana / C. K. Tay // *Sustainable Water Resources Management*. – 2021. – Vol. 7. Issue 5. – Art. no. 71. – DOI: 10.1007/s40899-021-00552-6.
8. Bell V. A. Long term simulations of macronutrients (C, N and P) in UK freshwaters / V. A. , P. S. Naden, E. Tipping, H. N. Davies, E. Carnell, J. A. C. Davies, A. J. Dore, U. Dragosits, D. J. Lapworth, S. E. Muhammed, J. N. Quinton, M. Stuart, S. Tomlinson, L. Wang, A. P. Whitmore, L. Wu // *Science of the Total Environment*. – 2021. – Vol. 776. – Art. no. 145813. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145813.
9. Allafta H. Spatio-temporal variability and pollution sources identification of the surface sediments of Shatt Al-Arab River, Southern Iraq / H. Allafta, C. Opp // *Scientific Reports*. – 2020. – Vol. 10. Issue 1. – Art. no. 6979. – DOI: 10.1038/s41598-020-63893-w.
10. Luijendijk E. Fresh groundwater discharge insignificant for the world's oceans but important for coastal ecosystems / E. Luijendijk, T. Gleeson, N. Moosdorf // *Nature Communications*. – 2020. – Vol. 11. Issue 1. – Art. no. 1260. – DOI: 10.1038/s41467-020-15064-8.
11. Han Q. Anthropogenic influences on the water quality of the Baiyangdian Lake in North China over the last decade. / Q. Han, R. Tong, W. Sun, Y. Zhao, J. Yu, G. Wang, S. Shrestha, Y. Jin // *Science of the Total Environment*. – 2020. – 701. – Art. no. 134929. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134929.
12. Wang S. Enhancement of biological oxygen demand detection with a microbial fuel cell using potassium permanganate as cathodic electron acceptor / S. Wang, S. Tian, P. Zhang, J. Ye, X. Tao, F. Li, Z. Zhou, M. Nabi // *Journal of Environmental Management*. – 2019. – 252. – Art. no. 109682. – DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109682.
13. Rao Q. Water Quality Assessment and Variation Trends Analysis of the Min River Sea-Entry Section, China. / Q. Rao, Y. Qiu, J. Li // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 2019. – 230 (12). – Art. no. 272. – DOI: 10.1007/s11270-019-4328-1.
14. Nakamura C. H. Calibration of mathematical water quality modeling in a river basin under critical conditions. / C. H. Nakamura, M. R. Salla, J. A. Oliveira de Jesus, G. H. Ribeiro da Silva // *Water Environment Research*. – 2019. – Vol. 91. Issue 12. – Pp. 1678–1691. – DOI: 10.1002/wer.1175.
15. Dunca A.-M. Water pollution and water quality assessment of major transboundary rivers from Banat (Romania) / A.-M. Dunca // *Journal of Chemistry*. – 2018. – Art. no. 9073763. – DOI: 10.1155/2018/9073763.
16. Безсонний В. Л. Моніторинг поверхневих джерел водопостачання в умовах впровадження водної рамкової директиви / В. Л. Безсонний // *Комунальне господарство міст*. – 2019. – Т. 3, вип. 149. – С. 69–76. – URL: <https://khg.kname.edu.ua/index.php/khg/article/view/5418>.
17. Штепа В. М. Використання методу домінуючого динамічного забруднювача для управління екологічною безпекою систем очищення промислових стоків / В. М. Штепа, Л. Д. Пляцук // *Енергетика і автоматика*. – 2019. – №6. – С. 214–226. – DOI: 10.31548/energiya2019.06.214.
18. Bezsonnyi V. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of chervonooskil water reservoir. / V. Bezsonnyi, O. Tretyakov, B. Khalmuradov, R. Ponomarenko // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. – 2017. – Vol. 5. Issue 10(89). – Pp. 32–38. – DOI: 10.15587/1729-4061.2017.109477.

Bezsonnyi V., Ponomarenko R., Tretyakov O., Kalda G., Asotskyi V.

MONITORING OF ECOLOGICAL SAFETY OF WATERCOURSES BY MEANS OF OXYGEN INDICATORS

All source information for the tasks of effective management of water resources is based on the results of observations and measurements, ie on the results of monitoring. Despite the apparent advantages of assessing surface water quality using comprehensive indicators, the creation of about 30 of the most well-known comprehensive indicators of water quality since the first attempts in this field of hydrochemistry and to date, the only comprehensive indicator that combines assessment of natural masses of different water bodies objects does not exist. It is proposed to monitor one or two indicators in certain sections of the river, which characterize the ecological state comprehensively, and in case of emergencies and non-stationary situations – to conduct a complete chemical analysis of water. For this purpose it is most expedient to use oxygen indicators - dissolved oxygen and biochemical oxygen consumption.

Key words: ecological safety of surface waters, surface water monitoring, integrated water quality indicator, complex index of water quality of dissolved oxygen, biochemical oxygen consumption.

REFERENCES

1. Ponomarenko R., Plyatsuk L., Hurets L., Polkovnychenko D., Grigorenko N., Sherstiuk M., Miakaiev O. (2020). Determining the effect of anthropogenic loading on the environmental state of a surface source of water supply. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 3(10-105), 54–62. DOI: 10.15587/1729-4061.2020.206125.
2. Ahmad Z., Khalid R., Muhammad A. (2018). Spatially distributed water quality monitoring using floating sensors. *Proceedings: IECON 2018 - 44th Annual Conference of the IEEE Industrial Electronics Society*, 8591395, 2833–2838. DOI: 10.1109/IECON.2018.8591395.
3. Ratslav V. V. (2020). Monitoring of biota and bottom sediments of the Seversky Dinets river basin. *Ecological sciences*, 2(29–2), 40–46. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.2-29.2.6>.
4. Hutchins M. G., Qu Y., Charlton M. B. (2021). Successful modelling of river dissolved oxygen dynamics requires knowledge of stream channel environments. *Journal of Hydrology*, 603, 126991. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.126991.
5. Zhang X., Chen L., Yu Y., Shen Z. (2021). Water quality variability affected by landscape patterns and the associated temporal observation scales in the rapidly urbanizing watershed. *Journal of Environmental Management*, 298, 113523. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113523.

6. Duc N. H., Avtar R., Kumar P., Lan P. P. (2021). Scenario-based numerical simulation to predict future water quality for developing robust water management plan: a case study from the Hau River, Vietnam. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 26(7), 33. DOI: 10.1007/s11027-021-09969-y.
7. Tay C. K. (2021). Integrating water quality indices and multivariate statistical techniques for water pollution assessment of the Volta Lake, Ghana. *Sustainable Water Resources Management*, 7(5), 71. DOI: 10.1007/s40899-021-00552-6.
8. Bell V. A., Naden P. S., Tipping E., Davies H. N., Carnell E., Davies J. A. C., Dore A. J., Dragosits U., Lapworth D. J., Muhammed S. E., Quinton J. N., Stuart M., Tomlinson S., Wang L., Whitmore A. P., Wu L. (2021). Long term simulations of macronutrients (C, N and P) in UK freshwaters. *Science of the Total Environment*, 776, 145813. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145813.
9. Allafta H., Opp C. (2020) Spatio-temporal variability and pollution sources identification of the surface sediments of Shatt Al-Arab River, Southern Iraq. *Scientific Reports*, 10(1), 6979. DOI: 10.1038/s41598-020-63893-w.
10. Luijendijk E., Gleeson T., Moosdorf N. (2020). Fresh groundwater discharge insignificant for the world's oceans but important for coastal ecosystems. *Nature Communications*, 11(1), 1260. DOI: 10.1038/s41467-020-15064-8.
11. Han Q., Tong R., Sun W., Zhao Y., Yu J., Wang G., Shrestha S., Jin Y. (2020). Anthropogenic influences on the water quality of the Baiyangdian Lake in North China over the last decade. *Science of the Total Environment*, 701, 134929. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134929.
12. Wang S., Tian S., Zhang P., Ye J., Tao X., Li F., Zhou Z., Nabi M. (2019) Enhancement of biological oxygen demand detection with a microbial fuel cell using potassium permanganate as cathodic electron acceptor. *Journal of Environmental Management*, 252, 109682. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109682.
13. Rao Q., Qiu Y., Li J. (2019). Water Quality Assessment and Variation Trends Analysis of the Min River Sea-Entry Section, China. *Water, Air, and Soil Pollution*, 230(12), 272. DOI: 10.1007/s11270-019-4328-1.
14. Nakamura C. H., Salla M. R., Oliveira de Jesus J. A., Ribeiro da Silva G. H. (2019). Calibration of mathematical water quality modeling in a river basin under critical conditions. *Water Environment Research*, 91(12), 1678–1691. DOI: 10.1002/wer.1175.
15. Dunca A.-M. (2018). Water pollution and water quality assessment of major transboundary rivers from Banat (Romania). *Journal of Chemistry*, 9073763. DOI: 10.1155/2018/9073763.
16. Bezsonnyi V. (2019). Monitoring of surface resources of water supply in the conditions of implementation of water framework directives of EU. *Municipal Economy of Cities*, 3(149), 69–76. URL <https://khg.kname.edu.ua/index.php/khg/article/view/5418>.
17. Shtepa V. M., Plyatsuk L. D. (2019). The use of the method of the dominant dynamic pollutant to manage the environmental safety of industrial wastewater treatment systems. *Energy and Automation*, 6, 214–226. DOI 10.31548/energiya2019.06.214.
18. Bezsonnyi V., Tretyakov O., Khalmuradov B., Ponomarenko R. (2017) Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of chervonooskil water reservoir. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5(10-89), 32–38. DOI: 10.15587/1729-4061.2017.109477.