УДК 556.18:628.1(043.5) **DOI 10.33042/2522-1809-2022-3-170-26-34**

В.Л. Безсонний

Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця, Україна

ВИБІР ІНДИКАТИВНОГО ПОКАЗНИКАМИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВОГО ДЖЕРЕЛА ВОДОПОСТАЧАННЯ

Біохімічне споживання кисню у воді становить великий інтерес як з погляду розвитку життя, так і як індикативний показник екологічного стану водного середовища. Доведений зв'язок, що існує між комбінаторним індексом забрудненості води і величиною біохімічного споживання кисню, робить показник біохімічного споживання кисню важливим індикативним показником для оцінки забруднення поверхневих вод.

Ключові слова: *екологічний стан поверхневих вод, індикативний показник, комплексний індекс якості води.*

Постановка проблеми

Майже на 80 % питне водопостачання країни забезпечується за рахунок поверхневих джерел. Тому якість і стан води у поверхневих водних об’єктах є суттєвим фактором санітарного та епідемічного благополуччя населення [1].

В останні роки спостерігається загострення проблем у сфері екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання, що спричинено незадовільним станом водних ресурсів. Серед причин цього слід відмітити відсутність дієвих механізмів управління водними ресурсами, контролю та відповідальності. Ця ситуація обумовлена історичним розвитком та розташуванням об’єктів промисловості. Основні забруднювачі поверхневих джерел питного водопостачання знаходяться на одній території (області), а підготовка до виробництва питної води та її споживання здійснюються на іншій території.

Сіверський Донець є найбільшою річкою на найважливішим джерелом прісної води сходу України. Басейн річки розташований на територіях Харківської, Донецької та Луганської областей України і представляє собою урбанізований регіон з високим рівнем розвитку промисловості та сільського господарства. Структура водокористування, що склалася у басейні р. Сіверський Донець, представлена усіма видами водокористування, в тому числі з великим обсягом споживання води та екологічно небезпечними виробництвами.

На теперішній час в Україні та в інших країнах світу розроблена досить велика кількість критеріїв індикативної оцінки екологічного стану водних об’єктів. Деякі 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.

Комплексна оцінка показників екологічної безпеки поверхневих джерел водопостачання 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 кожної речовини. Більшість із запропонованих сьогодні індикативних показників отримано шляхом об’єднання та узагальнення численних комплексних показників у один інтегруючий, який дає змогу характеризувати різні становища водних об’єктів.

Нині існує ряд спроб характеризувати ступінь забрудненості води за допомогою одного узагальненого показника (індексу забрудненості $I_з$), який дорівнює середньому арифметичному відношенню [2]:

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

для речовин зі значенням $C_i/ГДК_i > 1$,

де C_i – фактична концентрація i-го хімічного показника, мг/м^3;

$ГДК_i$ – гранично допустима концентрація i-го хімічного компонента, мг/м^3;

n – кількість речовин.

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). У [3]

 © Безсонний В.Л.

пропонується визначати комплексний екологічний індекс стану річкових екосистем I в залежності від значення різних параметрів:

$$I = \sum_{i=1}^{n} \frac{C_{i_{факт}} / C_{i_{норм}}}{n}, \quad (2)$$

де $C_{i\ фатк}$ – фактична концентрація i-го гідрохімічного або трофосапробіологічного фактора, мг/м^3;

$C_{i\ норм}$ – нормативна концентрація i-го гідрохімічного фактора, мг/м^3.

Крім того, оцінку якісного стану природних вод проводять за комплексними показниками: індексом забрудненості вод (ІЗВ) [4] та коефіцієнтом забрудненості (КЗ) [5]. Порівняння цих двох комплексних показників щодо ранжирування створів показало перевагу КЗ. Для використання в системі Міндовкілля затверджено методику розрахунку КЗ природних вод. КЗ – є узагальненим показником, що характеризує рівень забрудненості сукупно за низкою показників якості вод, які багаторазово виміряно у кількох пунктах (створах) спостережень водних об'єктів. Крім того використовується екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Вона дозволяє провести порівняльну оцінку екологічного стану поверхневих вод різних водних об'єктів (незалежно від вмісту різних забруднюючих речовин), виявити тенденцію її якості за роками, спростити і значно поліпшити форму представлення інформації, в тому числі у картографічному вигляді.

Проблема вибору індикативних показників, що використовуються для оцінки екологічного стану поверхневих вод, докладно освітлена в [6]. Те, що пропонується по цій проблемі, автори ділять на три групи:

– застосування невеликого числа нормованих показників;

– використання всіх показників, для яких встановлені ГДК;

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

Пропозиції першої групи знайшли відбиття в дослідженнях та нормативних документах. У цілому коло обов'язкових показників обмежується в межах від десяти до двадцяти п'яти.

Реалізація показників другої групи була б кращим варіантом, але практично не здійсненна.

Показники третьої групи базуються не тільки на необхідності оцінки, але й на необхідності прогнозування зміни екологічного стану поверхневих вод. При цьому до уваги приймаються такі показники, зміна концентрації яких у силу фізичних, хімічних і біологічних причин автоматично впливає на значення інших показників.

Комбінаторний індекс забрудненості води, що обраховується згідно з [7], та рекомендований в даний час до використання [8], що дозволяє отримати інтегральну оцінку екологічного стану поверхневих вод, ґрунтуючись на кратності перевищень ГДК окремих речовин, буде розглянуто нижче більш докладно.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Проблемі екологічного стану р. Сіверський Донець присвячено ряд досліджень, зокрема, відповідно до результатів дослідження [9] стан води у верхній частині річки в межах Харківської області оцінюється як «добрий» для визначення екологічного стану та «досить чистий» для визначення ступеня чистоти; придатною для використання з метою водозабезпечення для питних потреб є тільки ділянка р. Сіверського Дінця у верхній течії (орієнтовно вище 850 км) за умов застосування інтенсивних методів очищення води.

Дослідження впливу великих міст регіону на формування кисневого режиму води у басейні Сіверського Дінця показали спроможність екосистеми басейну до самоочищення. На окремих ділянках процеси самоочищення уповільнені. Вміст кисню в створі нижче м. Харків менший на 30 % внаслідок потужного техногенного навантаження [10].

В статті [11] в якості підходу для інтегральної оцінки та оперативного прогнозування техногенного навантаження запропоновано застосування орієнтовно необхідного рівня зниження шкідливого впливу на ділянку поверхневого водного об'єкта по надходженню забруднюючих речовин. На основі ретроспективного аналізу даних проведено математичне моделювання інтегральних показників екологічного стану Дніпра.

Дослідниками [12] відзначається, що вода, що виходить із Бєлгородської області (за даними прикордонного створу с. Стара Таволжанка Бєлгородської області) за останні роки незмінно характеризується як помірно забруднена: вміст міді становить 2,83 ГДК, нітритів – 1,75 ГДК, загального заліза – 1,78 ГДК, фосфору – 1,39 ГДК, а значення $БСК_5$ – 1,2 ГДК.

У роботі [13] показано, що для північної частини басейну (р. Сіверський Донець на ділянці від с. Огірцеве до м. Ізюм та річки Уди, Лопань, Вовча, Оскіл) у формуванні хімічного складу поверхневих вод домінують природні чинники. Фізико-географічні умови басейну та гідрологічний режим річок визначають як сезонну, так і багаторічну динаміку загальної мінералізації і окремих елементів хімічного складу поверхневих вод. Встановлено, що у формуванні хімічного складу поверхневих вод

центральної та південної частини басейну (р. Сіверський Донець на ділянці від м. Ізюм до с. Кружилівка, лівобережних приток – річки Червона, Борова та правобережних приток – річки Сухий Торець, Казенний Торець, Лугань, Бахмут, Мокра Плотва, Біленька) значну роль відіграють техногенні чинники.

У роботі [14] на підставі проведених розрахунків розроблено математичні моделі впливу на формування комплексних показників стану водойм важких металів. Встановлено умови міграції та концентрування сполук важких металів, складено рівняння розрахунку концентрації рухомих форм сполук важких металів.

Індикативні оцінки екологічного стану водного середовища можуть базуватися на абсолютних вимірах системи моніторингу, показниках ступеня зміни в просторі та часі якісного стану водних об'єктів, визначенні ступеня впливу на реципієнтів, впливу та антропогенного навантаження на водне середовище, критеріальних показниках стану водної екосистеми. Водним об'єктам призначається клас чи категорія якості відповідно до величин кратності перевищення фактичного рівня концентрацій речовин їхніх гранично-допустимих концентрацій (ГДК) чи екологічних нормативів, відношенням фактичного рівня до фонового, середнього або абсолютною різницею між цими рівнями [15].

Відомі два основних підходи до інтегральної оцінки якості навколишнього середовища, у тому числі водних об'єктів: гігієнічний та екологічний. Принципова відмінність підходів полягає в тому, що метою гігієнічної регламентації є захист здоров'я населення, а мета екологічного нормування – збереження середовища життя з умовою дотримання стійкості природних екосистем. Ця принципова відмінність унеможливлює 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 [16].

Формулювання мети статті

Практика та регулярна діяльність, пов'язані з моніторингом поверхневих вод, вказує необхідність мінімізації ресурсів для отримання комплексної оцінки екологічної безпеки водного об'єкту. Тому виникає необхідність вибору одного-двох показників, які б давали індикативну оцінку екологічного стану водного об'єкту в цілому, без необхідності проведення численних аналізів.

Тому метою цієї роботи є обґрунтування вибору в якості індикативного показника екологічного стану поверхневого джерела питного водопостачання біохімічного споживання кисню. Для цього необхідно охарактеризувати екологічний стан досліджуваної ділянки за допомогою комбінаторного індексу забрудненості води (КІЗВ) та встановити зв'язок між цим індексом та біохімічним споживанням кисню.

Виклад основного матеріалу

Дослідження було проведено на матеріалах багаторічних спостережень за екологічним станом поверхневих вище місця скиду, у місці скиду та нижче місця скиду у р. Сіверський Донець стічних вод з очисних споруд м. Ізюма. В табл. 1 наведені дані щодо різниць.

Таблиця 1

Значення різниць середньорічних значень параметрів екологічного стану р. С. Донець в районі впливу стічних вод

Показники	січень	лютий	березень
Амоній сольовий	0,13575	0,0455	0,026
$БПК_5$	0,505	0,4125	0,3075
Залізо загальне	0,00125	0,00525	0,011
Нафтопродукти	0	0	0
Нітрати	0,97	0,6025	-0,3725
Нітрити	0,00375	0,02	0,00775
АПАВ	0,00775	0,0075	0,01475
Сульфати	-2,835	-10,85	-9,835
Сухий залишок	-10,29	-3,3325	-22,4175
Фосфати	0,185	0,1725	0,145
Хлориди	4,38	5,1925	1,15
ХПК	0,7675	1,5925	0,795
Розчинений кисень	0,0025	0,0175	0,0975

Продовження таблиці 1

Показники	квітень	травень	червень
Амоній сольовий	0,0055	-0,0215	0,0035
$БПК_5$	0,31	0,235	0,3125
Залізо загальне	0,0135	0,01125	0,009
Нафтопродукти	0	0	0

Нітрати	0,7675	0,8475	0,7525
Нітрити	0,006	-0,002	0,00025
АПАВ	0,0065	0,00775	0,0055
Сульфати	9,17	-4,0075	-2,75
Сухий залишок	-13,847	-60,46	-14,002
Фосфати	0,0955	0,1055	0,1325
Хлориди	1,6075	2,9275	2,7075
ХПК	1,4975	1	1,1275
Розчинений кисень	-0,0225	-0,1875	-0,1475

Продовження таблиці 1

Показники	липень	серпень	вересень
Амоній сольовий	0	0,01275	0,0175
$БПК_5$	0,2875	0,48	0,2975
Залізо загальне	0,01	0,009	0,00925
Нафтопродукти	0	0	0
Нітрати	0,4725	0,9375	1,045
Нітрити	0,002	0,0045	0,00325
АПАВ	0,00725	0,006625	0,00475
Сульфати	-3,085	-2,62625	-3,4825
Сухий залишок	-14,275	-10,4275	-11,3425
Фосфати	0,18075	0,185375	0,15
Хлориди	3,3075	3,54875	4,0875
ХПК	1,1675	1,34375	1,235
Розчинений кисень	-0,1575	-0,18375	-0,1725

Продовження таблиці 1

Показники	жовтень	листопад	грудень
Амоній сольовий	0,0115	-0,00425	0,02025
$БПК_5$	0,5025	0,28	0,475
Залізо загальне	0,005	0,011	0,00975
Нафтопродукти	0	0	0
Нітрати	0,7075	0,9525	0,6775
Нітрити	0,00225	0,00175	-0,001
АПАВ	0,007875	0,007	0,00575
Сульфати	-5,3825	-5,04	-3,2475
Сухий залишок	-17,65	-18,875	-11,8775
Фосфати	0,0975	0,115	0,1425
Хлориди	3,7925	3,555	3,725
ХПК	1,08	0,825	0,69
Розчинений кисень	-0,1975	-0,1725	-0,14

Методи комплексної оцінки забруднення поверхневих вод, що існують на сьогодні, принципово розділяються на дві групи: до першої відносять методи, що дозволяють оцінювати якість води за сукупністю гідрохімічних, гідрофізичних, гідробіологічних, мікробіологічних показників; до другої – методи, пов'язані з розрахунком комплексних індексів забрудненості води.

До найбільш поширених відноситься комбінаторний індекс забрудненості води, що обраховується згідно з [8], та рекомендований в даний час до використання [7], який дозволяє отримати інтегральну оцінку екологічного стану поверхневих вод, ґрунтуючись на кратності перевищень ГДК окремих речовин.

За допомогою комбінаторного індексу забрудненості води оцінюється ступінь її забрудненості за комплексом забруднюючих речовин. Індекс може бути розрахований для будь-якого створу або пункту спостереження за станом поверхневих вод, для ділянки або для водного об'єкту в цілому. Інформативність та репрезентативність індексу при наявності достатнього обсягу інформації висока.

До початку розрахунків установлюється період узагальнення інформації, що залежить від цілей оцінки та достатності обсягу вихідних даних. Комбінаторний індекс забрудненості води може бути розрахований для будь-якого періоду часу: доби, декади, місяця, кварталу, півріччя, року, багаторічного періоду за наявності достатнього числа проб.

Розрахунок значення комбінаторного індексу забрудненості та відносна оцінка екологічного стану поверхневих вод проводилися у два етапи: спочатку за кожною окремою досліджуваною речовиною і показником екологічного стану поверхневих вод, потім розглядався одночасно весь комплекс забруднюючих речовин та виводилася результуюча оцінка.

За кожною речовиною за розрахунковий період часу для обраного об'єкту дослідження визначено наступні характеристики:

1) Повторюваність випадків забрудненості α_{ij}, тобто частота виявлення концентрацій, що перевищують ГДК [7]:

$$\alpha_{ij} = \frac{n_{ij}^{'}}{n_{ij}} \cdot 100\%, \qquad (3)$$

де $n`_{ij}$ – кількість результатів хімічного аналізу за *i*-ю речовиною в *j*-му створі за період часу, що розглядається, в яких їх вміст чи значення перевищують відповідні ГДК;

n_{ij} – загальна кількість результатів хімічного аналізу за період часу, що розглядається, за *i*-ю речовиною в *j*-му створі.

За значеннями повторюваності визначають характер забруднення води за стійкістю забруднення у відповідності з табл. 2.

2) Середнє значення кратності перевищення ГДК $\bar{\beta}_{ij}^{'}$, розраховане тільки за результатами аналізу проб, де таке перевищення спостерігається. Результати аналізу проб, у яких концентрація забруднюючої речовини була нижчою за ГДК, до розрахунку не включалися. Розрахунок здійснювався за формулою

$$\bar{\beta}_{ij}^{'} = \frac{\sum_{f=1}^{n_{ij}^{''}} \beta_{ifj}}{n_{ij}^{'}}, \qquad (4)$$

де $\beta_{ifj} = C_{ifj}/ГДК_i$ – кратність перевищення ГДК за *i*-ю речовиною в *f*-му результаті хімічного аналізі для *j*-го створу;

C_{ifj} – концентрація *i*-ї речовини в *f*-му результаті хімічного аналізу для *j*-го створу, мг/дм^3.

Визначення кратності порушення нормативу для розчиненого у води кисню здійснювалося за формулою

$$\beta_{O_2fi} = \frac{ГДК_{O_2}}{C_{O_2fi}}. \quad (5)$$

За значеннями кратності перевищення ГДК визначають рівень забрудненості води відповідно до табл. 2.

За значеннями середньої кратності перевищення ГДК $\bar{\beta}'_{ij}$ та даними табл. 3 розраховувався частинний оціночний бал за кратністю перевищення $S_{\beta'ij}$. Визначення балів проводилося з використанням лінійної інтерполяції.

Таблиця 2

Класифікація води водних об'єктів за значеннями повторюваності випадків забрудненості

Повторюваність, %	Характеристика забрудненості води	Частинний оціночний бал за повторюваністю, $S_{\alpha ij}$	Доля частинного оціночного балу, що приходиться на 1 % повторюваності
[1*; 10)	Одиничне	[1; 2)	0,11
[10; 30)	Нестійке	[2; 3)	0,05
[30; 50)	Характерне	[3; 4)	0,05
[50; 100)	Стійке	4	–

* При значеннях повторюваності менше одиниці приймаємо $S_{\alpha ij} = 0$.

Примітка. Інтервали позначені наступним чином: число справа – початок інтервалу; число зліва – кінець інтервалу; кругла скобка показує, що число, яке стоїть при ній в інтервал не входить; квадратна скобка – значення входить.

Таблиця 3

Класифікація води водних об'єктів за кратністю перевищення ГДК

Кратність перевищення ГДК	Характеристика рівня забрудненості	Частинний оціночний бал за кратністю перевищення ГДК, $S_{\beta ij}$	Доля частинного оціночного балу, що приходиться на одиницю кратності перевищення ГДК
(1; 2)	Низький	[1; 2)	1,00
[2; 10)	Середній	[2; 3)	0,125
[10; 50)	Високий	[3; 4)	0,025
[50; ∞]	Екстремально високий	4	–

Примітка. Інтервали позначені наступним чином: число справа – початок інтервалу; число зліва – кінець інтервалу; кругла скобка показує, що число, яке стоїть при ній в інтервал не входить; квадратна скобка – значення входить. Для розчиненого у воді кисню використовуються наступні умовні градації кратності рівня забрудненості: (1; 1,5] – низький; (1,5; 2] – середній; (2; 3] – високий; (3; ∞] – екстремально високий. Якщо концентрація розчиненого у воді кисню у пробі дорівнює 0, для розрахунку умовно приймаємо її рівною 0,01 мг/дм^3.

3) Узагальнений оціночний бал S_{ij} за кожною речовиною розраховувався як добуток частинних оціночних балів за повторюваністю випадків забруднення та середньої кратності перевищення ГДК:

$$S_{ij} = S_{\alpha ij} \cdot S_{\beta ij}, \quad (6)$$

де $S_{\alpha ij}$ – частинний оціночний бал за повторюваністю випадків забруднення *i*-ї речовиною в *j*-му створі за період часу, що розглядається;

$S_{\beta ij}$ – частинний оціночний бал за кратністю перевищення ГДК *i*-ю речовиною в *j*-му створі за період часу, що розглядається.

Узагальнений оціночний бал дає можливість врахувати одночасно значення досліджуваних концентрацій та частоту виявлення випадків перевищення ГДК за кожною речовиною.

Значення узагальненого оціночного балу за кожною речовиною окремо може коливатися для різних вод від 1 до 16. Більшому його значенню відповідає більш високий ступінь забруднення води.

Далі визначається комбінаторний індекс забрудненості води за наступною формулою:

$$S_j = \sum_{i=1}^{N_i} S_{ij} \cdot w_i, \quad (7)$$

де S_j – комбінаторний індекс забрудненості води в *j*-му створі;

N_j – кількість речовин, що враховуються в оцінці,

w_i – вагові коефіцієнти, що враховують значимість *i*-ї речовини, в даному розрахунку $w_i = 1/N$.

За даними багаторічних спостережень досліджено сезонні зміни КІЗВ для трьох пунктів спостережень: місце скиду стічних вод очисними спорудами, 1000 м вище та 500 м нижче місця скиду. Як видно з наведених графіків, (рис. 1), стічні води очисних споруд погіршують стан води р. Сіверський Донець, оскільки значення КІЗВ за 500 м нижче скиду більші за значення КІЗВ вище місця скиду.

Дослідження щорічної сезонної динаміки різниці значень КІЗВ за 500 м нижче та 1000 вище за місця скиду стічних вод очисними спорудами показує, що спостерігається постійна позитивна

різниця значень, окрім окремих випадків, де, відповідно до вихідної інформацій відбулося розчинення стічними водами очисних споруд більш забрудненої річкової води.

Наведені графіки показують також сезонні коливання різниці значень КІЗВ, що може бути пов'язано зі збільшенням поверхневого стоку за рахунок сніготанення на весні та за рахунок дощів восени, і відповідно збільшення обсягу забруднених стічних вод від очисних споруд.

Встановимо наявність взаємозв'язку між КІЗВ та БПК.

Моніторинг якості вод басейну Сіверського Дінця проводиться за більш ніж тридцятьма гідрохімічним показникам. Результати спостереження дозволяють лише констатувати, що якість води на сьогодні відповідає нормативним вимогам, тобто перевищення ГДК відсутні [1]. У цьому випадку комплексну оцінку екологічного стану поверхневих вод за гідрохімічними показниками виконати неможливо. А також не можливо судити про зміни, що відбуваються в воді під впливом антропогенних факторів. Тому параметри третьої групи, що не одержали в літературі достатнього висвітлення, заслуговують на увагу й вивчення [17– 20].

Оптимальні умови розвитку більшості мікроорганізмів, рослин і тварин залежать не тільки від наявності їжі, але й від комбінації абіотичних факторів водного середовища: температури, pH-середовища, солоності, мутності води, освітленості, аеробних умов.

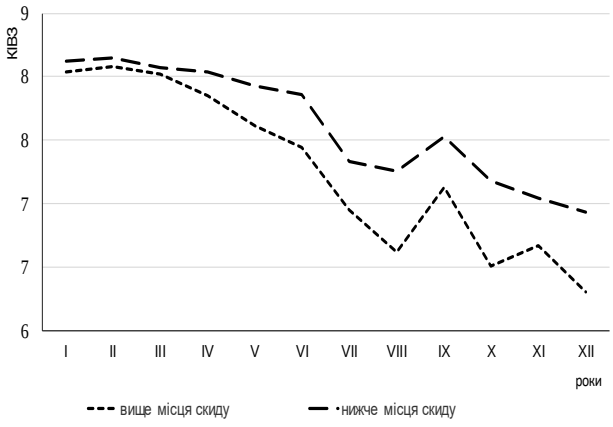


Рис. 1. Сезонна середньорічна динаміка КІЗВ вище та нижче місця скиду стічних вод

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/дм^3. Зниження його до 2 мг/дм^3 викликає масову загибель риб. Несприятливо позначається на їх стані і перенасичення (вище 120 %) води киснем. 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/дм^3 при температурі води 15 °С або 10 мг/дм^3 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 розчиненого кисню 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, що виражає кількість кисню (мг), необхідну для біохімічного окиснення органічних речовин, що втримуються у воді, за певний проміжок часу. Нормованим показником є $БСК_5$ – кількість кисню, витрачена за п'ять діб в процесі біохімічного окиснення органічних речовин, що містяться в аналізованій воді. Розраховують $БСК_5$ (мгО/л) як різницю у вмісті кисню в момент взяття проби та через 5 діб.

Тому є всі підстави обрати показники кисню у водотоці, а саме $БСК_5$ та пов'язаний з ним показник розчиненого кисню як індикативні показники екологічного стану поверхневих вод. Для підтвердження цього допущення перевіримо наявність кореляційного зв'язку між показниками КІЗВ та $БСК_5$.

Проведемо порівняння за трьома пунктами спостережень – місце скиду стічних вод, вище та за нижче місця скиду.

На графіках (рис. 2) зображено сезонну динаміку середньорічних показників $БСК_5$ та КІЗВ у місці

скиду стічних вод. Коефіцієнт кореляції між вказаними значеннями складає 0,57.

На графіках (рис. 3) зображено сезонну динаміку середньорічних показників $БСК_5$ та КІЗВ вище місця скиду стічних вод. Коефіцієнт кореляції між вказаними значеннями складає 0,98.

На графіках (рис. 4) зображено сезонну динаміку середньорічних показників $БСК_5$ та КІЗВ нижче місця скиду стічних вод. Коефіцієнт кореляції між вказаними значеннями складає 0,94.



Рис. 2. Сезонна динаміка середньорічних показників $БСК_5$ та КІЗВ у місці скиду стічних вод

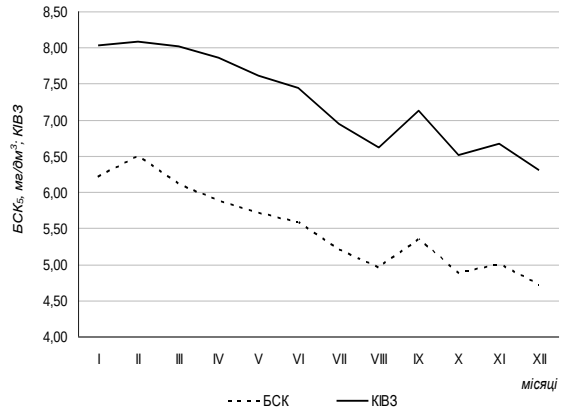


Рис. 3. Сезонна динаміка середньорічних показників БСК5 та КІЗВ вище місця скиду стічних вод

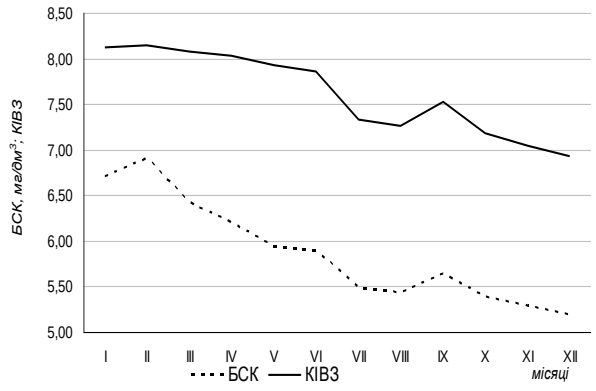


Рис. 4. Сезонна динаміка середньорічних показників БСК5 та КІЗВ нижче місця скиду стічних вод

Аналізуючи сезонну динаміку показників $БСК_5$ та КІЗВ та зв'язок цих величин між собою, слід зазначити, що вирішальне значення на формування КІЗВ нижче джерела забруднення – відіграє саме показник $БСК_5$, що і підтверджується коефіцієнтами кореляції. Безпосередньо у місці скиду стічних вод, за умови перевищення значень ГДК декількома забруднюючими речовинами формування КІЗВ відбувається за їх рахунок у різній мірі.

Висновки

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 вміст розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню у воді становить великий інтерес не тільки з погляду розвитку життя, але і як індикативний показник екологічного стану водного середовища. Зв'язок, що існує між величиною КІЗВ і величиною $БСК_5$, робить показник $БСК_5$ важливим для індикативної оцінки забруднення вод різними органічними речовинами. Тому в якості індикативного показника для характеристики стану водотоку та проведення оперативного моніторингу, обрано показники кисневої характеристики.

Для задач, щодо яких ми обґрунтовуємо вибір індикативного показники 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 розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню, як показників, що характеризують процес окислення уже наявних забруднювачів у воді, є найбільш доцільним для задач оперативного моніторингу водних об'єктів.

Література

1. Bezsonnyi V. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir / Bezsonnyi V., Tretyakov O., Khalmuradov B., Ponomarenko R. // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2017. – Vol. 5/10(89). – P. 32–38. DOI: https://doi.org/10.15587/1729-4061.2017.109477

2. Лосєв М.Ю. Оцінка якості поверхневих вод басейну річки Салгир / Лосєв М.Ю., Мілька І.В. // Системи обробки інформації. – 2011. – № 3(93). – С. 199–202.

3. Гриб Й.В. О периодичности характеристик в экологической классификации качества поверхностных вод // Гидробиологический журнал. – 2003. – № 3. – С. 38–43.

4. Барановський В.А. Україна. Екологічні проблеми природних вод / Барановський В.А., Бардов В.Г., Омельчук С.Т. – К. : Центр екоосвіти та інформації. – 2000. – 16 с.

5. Рекомендации по проведению обобщенного показателя для оцет уровня загрязненности природных вод // Сборник научных трудов ВНИИВО. – Харьков. – 1984. – С. 76−79.

6. Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / Шитиков В.К. Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. – Тольятти : ИЭВБРАН. – 2003. – 463 с.

7. РД 52.24.643-2002: Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://meganorm.ru/Index2/1/4293831/4293831806.htm

8. Жук В.М. Інтегральна оцінка сучасного якісного стану р. Сіверський Донець у межах Харківської області / Жук В.М., Коробкова Г.В. // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. − 2015. − № 1−2. − С. 103−109.

9. Гриценко А.В. Сучасний екологічний стан української частини річки Сіверський Донець (експедиційні дослідження) / Гриценко А.В., Васенко О.Г., Колісник А.В. // Харків : ВПП «Контраст». − 2011. − 340 с.

10. Ухань О.О. Характеристика кисневого режиму поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець / Ухань О.О., Осадча Н.М. // Наукові праці УкрНДГМІ. − 2010. − Вип. 259. − С. 199–216.

11. Ponomarenko R. Determining the effect of anthropogenic loading on the environmental state of a surface source of water supply / Ponomarenko R., Plyatsuk L., Hurets L., Polkovnychenko D., Grigorenko N., Sherstiuk M., Miakaiev O. // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. − 2020. – Vol. 3. − No 10 (105). − P. 54–62. DOI: https://doi.org/10.15587/1729-4061.2020.206125.

12. Задніпровський В.В. Проблеми і динаміка екологічного стану басейну р. Сіверський Донець на Харківщині / Задніпровський В.В., Максименко Н.В. // Наукові праці УкрНДГМІ. − 2003. – Вип. 252. − С. 150–153.

13. Ухань О.О. Особливості формування хімічного складу поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець / Ухань О.О., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Манченко А.П. // Наукові праці УкрНДГМІ. − 2002. − Вип. 250 − С. 262–279.

14. Buts Y. Dynamics of migration property of some heavy metals in soils in Kharkiv region under the influence of the pyrogenic factor / Buts Y., Asotskyi V., Kraynyuk O., Ponomarenko R., Kovalev P. // Journal of Geology, Geography and Geoecology. − 2019. – Vol. 28(3). − P. 409–416. DOI: https://doi.org/10.15421/111938

15. Кузин А.К. Концепция охраны вод. Проблемы охраны окружающей природной среды : сборник научных трудов, УкрНЦОВ. Харьков. − 1996. − С. 23–29.

16. Васенко О.Г. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища : монографія / Васенко О.Г., Рибалова О.В., Артем'єв С.Р., Горбань Н.С., Коробкова Г.В., Полозенцєва В.О., Козловська О.В., Мацак А.О., Савічєв А.А. – Х. : НУГЗУ. − 2015. − 419 с.

17. Безсонний В.Л. Прогнозування кисневого режиму річки Сіверський Донець методами математичного моделювання / Безсонний В.Л., Третьяков О.В., Кравчук А.М., Стаценко Ю.Ф. // Будівництво, матеріалознавство, машинобудування. − 2016. – Вип. 93. – С. 113–119.

18. Calmuc M.A Comparative Approach to a Series of Physico-Chemical Quality Indices Used in Assessing Water Quality in the Lower Danube / Calmuc M., Calmuc V., Arseni M., Topa C., Timofti M., Georgescu L.P., Iticescu C. // Water. – 2020. – Vol. 12. − 3239. DOI: https://doi.org/10.3390/w12113239

19. Cui X. An Integrated Assessment and Factor Analysis of Water Related Environmental Risk to Cities in the Yangtze River Economic Belt / Cui X., Wu J., Li Z., Peng L., Shen Z., Bi J. // Water. – 2021. – Vol. 13. – 2140. DOI: https://doi.org/10.3390/w13162140

20. Quevauviller P. Integration of research advances in modelling and monitoring in support of WFD river basin management planning in the context of climate change / Quevauviller P., Barceló D., Beniston M., Djordjevic S., Harding R.J., Iglesias A., Ludwig R., Navarra A., Navarro Ortega A., Mark O., Roson R., Sempere D., Stoffel M., van Lanen H.A.J., Werner M. // Science of the Total Environment. – 2012. – Vol. 440. − P. 167–177. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.055

References

1. 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: https://doi.org/10.15587/1729-4061.2017.109477

2. Losev, M.Yu., Milka, I.V. (2011). Estimation of surface water quality in the Salgir river basin. *Information processing systems*, 3(93), 199–202. [in Ukrainian]

3. Grib, Y.V. (2003). On the periodicity of characteristics in the ecological classification of surface water quality. *Hydrobiological journal*, 3, 38–43. [in Russian]

4. Baranovskiy, V.A., Bardov, V.G., Omelchuk, S.T. (2000). *Ukraine. Ecological problems of natural waters*. Kyiv, Center for Eco-awareness and Information. [in Ukrainian]

5. Recommendations for the generalized indicator for the oset of the level of pollution of natural waters. (1984). *Collection of scientific works of VNIIVO*, 76−79. [in Russian]

6. Shitikov, V.K., Rosenberg, G.S., Zinchenko, T.D. (2003). *Quantitative Hydroecology: Methods for Systemic Identification*. Togliatti, IEVBRAN. [in Russian]

7. RD 52.24.643-2002. (2002). Method for a comprehensive assessment of the degree of pollution of surface waters by hydrochemical indicators. URL: https://meganorm.ru/Index2/1/4293831/4293831806.htm [in Russian]

8. Zhuk, V.M., Korobkova, G.V. (2015). Integral assessment of the current yakisnogo mill. Siverskiy Donetsk near the border of Kharkiv region. *Lyudina and Dovkilla. Problems of neoecology*. 1–2, 103–109. [in Ukrainian]

9. Gritsenko, A.V., Vasenko, O.G., Kolisnik, A.V. (2011). *The modern ecological camp of the Ukrainian part of the small river Siversky Donets (expedition to the past)*. Kharkiv, Runway "Contrast". [in Ukrainian]

10. Uhan, O.O., Osadcha, N.M. (2010). Characteristics of the acidic regime of surface waters in the basin of the r. Siverskiy Donetsk. *Naukovi pratsi UkrNDGMI*, 259, 199–216. [in Ukrainian]

11. 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: https://doi.org/10.15587/1729-4061.2020.206125

12. Zadniprovsky, V.V., Maksimenko, N.V. (2003). Problems and dynamics of the ecologic camp of the river. Siverskiy Donetsk in Kharkivshchyna. *Naukovi pratsi UkrNDGMI*, 252, 150–153. [in Ukrainian]

13. Uhan, O.O., Osadchiy, V.I., N.M. Osadcha, N.M., Manchenko, A.P. (2002). Features of the formation of a chemical storage of surface waters in the basin of the river Siverskiy Donets. *Naukovi pratsi UkrNDGMI*, 250, 262–279. [in Ukrainian]
14. Buts, Y., Asotskyi, V., Kraynyuk, O., Ponomarenko, R., Kovalev, P. (2019). Dynamics of migration property of some heavy metals in soils in Kharkiv region under the influence of the pyrogenic factor. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 28(3), 409–416. DOI: https://doi.org/10.15421/111938
15. Kuzin, A.K. (1996). The concept of water protection. Problems of environmental protection. *Collection of scientific works*, 23–29. UkrNTSOV. Kharkov. [in Russian]
16. Vasenko, O.G., Ribalova, O.V., Artem′ev, S.R., Gorban, N.S., Korobkova, G.V., Polozentsva, V.O., Kozlovska, O.V., Matsak, A.O., Savichev, A.A. (2015). *Integral and complex assessments of the future of the natural environment*. Monograph. NUGZU. [in Ukrainian]
17. Bezsonnyi, V.L., Tretyakov, O.V., Kravchuk, A.M., Statsenko, Yu.F. (2016). From Forecasting the acidic regime of the river Siverskiy Donets by the methods of mathematical modeling. *Business, material knowledge, machine-building*, 93, 113–119. [in Ukrainian]
18. Calmuc, M., Calmuc, V., Arseni, M., Topa, C., Timofti, M., Georgescu, L.P., Iticescu, C. (2020). A Comparative Approach to a Series of Physico-Chemical Quality Indices Used in Assessing Water Quality in the Lower Danube. *Water*, 12, 3239. DOI: https://doi.org/10.3390/w12113239
19. Cui, X., Wu, J., Li, Z., Peng, L., Shen, Z., Bi, J. (2021). An Integrated Assessment and Factor Analysis of Water Related Environmental Risk to Cities in the Yangtze River Economic Belt. *Water*, 13, 2140. DOI: https://doi.org/10.3390/w13162140
20. Quevauviller, P., Barceló, D., Beniston, M., Djordjevic, S., Harding, R.J., Iglesias, A., Ludwig, R., Navarra, A., Navarro Ortega, A., Mark, O., Roson, R., Sempere, D., Stoffel, M., van Lanen, H.A.J., Werner, M. (2012). Integration of research advances in modelling and monitoring in support of WFD river basin management planning in the context of climate change. *Science of the Total Environment*, 440, 167–177. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.055

Рецензент: д-р технічних наук, професор Ю.В. Буц, Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна, Україна.

Автор: БЕЗСОННИЙ Віталій Леонідович
кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри
Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця
E-mail – bezsonny@gmail.com
ID ORCID: https://orcid.org/0000-0001-8089-7724

SELECTION OF INDICATIVE INDICATORS OF ECOLOGICAL CONDITION OF SURFACE SOURCE OF WATER SUPPLY

V. Bezsonnyi
Simon Kuznets Kharkiv National University of Economics, Ukraine

In recent years, there has been an aggravation of problems in the field of environmental safety of surface water sources, which is caused by the unsatisfactory state of water resources. Among the reasons for this should be noted the lack of effective mechanisms for water management, control and responsibility.

A comprehensive assessment of the environmental safety indicators of surface water sources of supply by chemical indicators is a laborious task. Indicators are obtained by combining and summarizing many complex indicators into one integrating one, which makes it possible to characterize different positions of water bodies.

The practice of monitoring in surface water indicates the need to minimize resources to obtain a comprehensive assessment of the environmental safety of a water object.

Therefore, the purpose of this work is to justify the choice as an indicative indicator of the ecological state of the surface source of drinking water supply of biochemical oxygen consumption. To do this, it is necessary to characterize the ecological state of the studied area using the combinatorial index of water pollution and establish a link between this index and biochemical oxygen consumption.

The calculation of the value of the combinatorial pollution index and the relative assessment of the ecological state of surface water were carried out in two stages: first, for each individual investigated substance and indicator of the ecological state of surface water, then the entire complex of pollutants was considered simultaneously and the resulting assessment was derived.

Baseline indicators play an important role in the ecology of a water object. Therefore, the content of dissolved oxygen and biochemical oxygen consumption in water is of great interest not only in terms of the development of life, but also as an indicative indicator of the ecological state of the aquatic environment, makes the indicator of biochemical oxygen consumption important for indicative assessment of water pollution by various organic substances.

For the tasks for which we justify the choice of indicative indicators of the ecological state of surface water, it is more important to identify the consequences of pollution not directly at the site of pollution, but at some distance from it and after a while. Therefore, the use of the amount of dissolved oxygen and biochemical oxygen consumption as indicators characterizing the oxidation process of existing pollutants in water is the most appropriate for the tasks of operational monitoring of water bodies.

Keywords: *ecological condition of surface waters, indicative indicator, complex water quality index*.