

ЕКОЛОГІЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ

УДК 504.45

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.5-44.9>

ЗАСОБИ МАТЕМАТИЧНОГО ПРОГНОЗУВАННЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

Безсонний В.Л.¹, Пляцук Л.Д.², Третяков О.В.³¹Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця
пр. Науки, 9А, 61166, м. Харків²Сумський державний університет

вул. Римського-Корсакова, 2, м. Суми

³Національний авіаційний університет

пр. Гузара Любомира 1, м. Київ

vitalii.bezsonnyi@hneu.net

Обґрунтовано вибір для математичного прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів модель Стрітера-Фелпса та її модифікації (розчинений кисень-біохімічне споживання кисню). Біохімічне споживання кисню є одним з найважливіших критеріїв рівня забрудненості водойми, визначає кількість легкоокислюваних органічних забруднюючих речовин у воді. В умовах відсутності належної лабораторної бази показники розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню можна використовувати як інтегральні показники забруднення водойми, відповідно і моделі даного типу є найбільш простими та інформативними, оскільки вони можуть враховувати широкий спектр легкоокислюваних органічних сполук, що знаходяться у воді. Простота вимірювання біохімічної потреби в кисні та розчиненого кисню, наочність та доступність даних роблять цей метод одним з найкращих стандартних методів аналізу якості води. Удосконалена шляхом доповнення коригувальними коефіцієнтами прогнозна модель Стрітера-Фелпса 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 поверхневого водного об'єкту. Розраховано параметри k_1 (коефіцієнт біохімічного окислення органічних речовин) та k_2 (коефіцієнт реаерації) моделі Стрітера-Фелпса для водотоку. Враховуючи значення температури на розчинність кисню та на швидкість біохімічних процесів розрахунків параметрів k_1 та k_2 виконано для кожного місяця року. Перевагами проведеного дослідження є можливість оперативної обробки даних моніторингу поверхневих джерел водопостачання. Використана модель дає змогу проводити розрахунки без застосування спеціальних комп'ютерних програм. *Ключові слова:* математичне прогнозування, кисневий режим, біохімічне споживання кисню, розчинений кисень, модель Стрітера-Фелпса.

Means of mathematical forecasting of assessment of ecological condition of surface water objects. Bezsonnyi V., Plyatsuk L., Tretiyakov O.

The choice of Stritter-Phelps model and its modification (dissolved oxygen-biochemical oxygen consumption) for mathematical forecasting of the ecological state of surface water bodies is substantiated. Biochemical oxygen consumption is one of the most important criteria for the level of water pollution, determines the amount of easily oxidizable organic pollutants in water. In the absence of a proper laboratory base indicators of dissolved oxygen and biochemical oxygen consumption can be used and integrated indicators of water pollution, respectively, and models of this type are the simplest and most informative, as they can take into account a wide range of easily oxidizable organic compounds in water. The simplicity of measuring the biochemical oxygen demand and dissolved oxygen, the clarity and the availability of data make this method one of the best standard methods of water quality analysis. The Stritter-Phelps forecast model, improved by adjusting the correction factors, allows to accurately predict the ecological conditions of the reservoir and assess the impact of man-made hazardous objects on surface waters for environmental monitoring and optimal environmental safety management of the surface water body basin. The parameters k_1 (coefficient of biochemical oxidation of organic substances) and k_2 (reactor coefficient) of the Stritter-Phelps model for watercourse were calculated. Taking into account the value of temperature for oxygen solubility and the speed of biochemical processes, the calculation of parameters k_1 and k_2 was performed for each month of the year. The advantages of this study are the ability to quickly process monitoring data of surface water sources. The model used allows calculations to be performed without the use of special computer programs. *Key words:* mathematical forecasting, oxygen regime, biochemical oxygen consumption, dissolved oxygen, Streeter-Phelps model.

Постановка проблеми. Прогнозування є важливою складовою частиною системи планування та управління. В галузі управління водними об'єктами важливе значення мають програма та план роботи, оскільки через них реалізується досягнення прогнозованих результатів. Математичне прогнозування являє собою найбільший науковий інтерес.

Воно полягає в використанні наявної інформації про об'єкт прогнозування, математичної обробки інформації шляхом отримання залежності, що пов'язує характеристики з часом або іншими незалежними змінними, та обрахуванні характеристик об'єкту в заданий момент часу при заданих значеннях інших незалежних змінних. Відмінна якість води є незамін-

ним елементом у забезпеченні сталого розвитку водних ресурсів. Це тісно пов'язано з пунктами 3 (міцне здоров'я та благополуччя), 6 (чиста вода та належні санітарні умови) та 14-го (збереження морських ресурсів) переліку Цілей сталого розвитку ООН [1].

Під дією забруднюючих речовин відбувається порушення природної рівноваги багатоконпонентної системи, якою є природні води. Водний об'єкт «мобілізує сили», що протидіють порушенню природних умов та прагнуть повернути всю систему в початковий стан. Оцінка напрямку та інтенсивності процесу самоочищення вимагає наявності інформації про кількісні характеристики: параметри водного об'єкта, властивості, сполуки і режими надходження забруднюючих воду речовин.

Актуальність дослідження. Сучасний незадовільний стан водних об'єктів показує, що проблеми у сфері охорони вод від забруднення та виснаження не тільки не знайшли вирішення, а й значно загострилися, особливо в останні роки. Відсутність басейнового принципу контролю, управління і відповідальності за стан поверхневих вод призводить до того, що найчастіше основні забруднюючі об'єкти промисловості, що впливають на екологічний стан поверхневих вод, розташовані на території одних областей, а споживання води з цього джерела відбувається на території інших. В цих умовах є актуальним використання математичних інструментів моделювання та прогнозування стану поверхневих вод.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Тема дослідження відповідає основним напрямкам Концепції Загальнодержавної цільової соціальної програми "Питна вода України" на 2022-2026 роки, схваленої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 28 квітня 2021 р. № 388-р.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Питанням побудови математичних моделей для прогнозу та оцінки якості річкових вод присвячені сотні публікацій. Зокрема, досить повні огляди наведені у публікаціях [1 – 3]. Моделі якості вод описують просторові та часові зміни досліджуваних компонентів у водному об'єкті, котрі відбуваються в результаті дії фізичного (адвекційного чи дифузійного) переносу, а також хімічних та біологічних реакцій. Але і в тому і в іншому випадках повинна бути відома картина потоків та швидкості течії. Отже, структура моделей якості води визначається трьома компонентами [2]: рівняннями руху; рівняннями переносу; рівняннями процесів реакцій. Усі відомі моделі можна розбити на два класи – оптимізаційні та імітаційні. Перші призначені для визначення оптимальної стратегії господарювання й для вибору оптимального плану водоохоронних заходів. Відповідні математичні моделі дозволяють обґрунтувати різні види платежів і нормативні документи. Вони сприяють виробленню раціональної стратегії із визначеними пріоритетами водоохоронної діяльно-

сті, з точною адресністю фінансових вкладень, певними нормативами й забезпеченням правових і контролюючих функцій [1]. При цьому розгляд ведеться в масштабах цілого регіону, наприклад, басейну ріки або великої його частини. Обґрунтування регіональної стратегії базується на спрощених моделях зміни якості води й методах оптимізації. При всій ефективності оптимізаційних моделей для відбору й аналізу способів управління якістю води, за їх допомогою не можливо точно прогнозувати усі наслідки, які можуть виникнути в результаті вибору будь-якої політики управління. Прикладом подібного роду моделювання можуть служити такі моделі лінійного програмування, як моделі управління якістю води або міжрегіональні моделі [5].

Імітаційні моделі використовуються для одержання довгострокових (перспективних) прогнозів і для оперативного управління водними ресурсами. При оперативному управлінні імітаційні моделі використовуються для прогнозування безпосереднього впливу на стан водного середовища будь-якої події (аварійного скидання забруднюючих речовин тощо). Отримані результати використовуються для вибору екстрених заходів, що забезпечують зниження або повне запобігання збитку від подібних випадків [1].

При побудові математичних моделей стану водного середовища необхідно оцінювати якість води за допомогою однієї або декількох числових величин, тобто провести формалізацію параметра «якість води». Якість природних вод характеризується сукупністю фізичних, хімічних і біологічних показників, що визначають ступінь придатності води для конкретних видів водокористування й охорони навколишнього середовища, що відповідають вимогам [6 – 9]. Воно характеризується складом і кількістю розчинених і зважених у воді речовин, змістом біомаси й мікроорганізмів, температурою й іншими фізичними характеристиками. Дійсне число компонентів екосистеми може бути нескінченно великим, можна виділяти десятки і сотні різних параметрів [10]. Тому індивідуальний облік у моделі кожної з них неможливий і марний. Залежно від характеру завдання та на основі наявних результатів дослідження екосистеми більшою частиною компонентів зневажають. Як правило, реальні методи використовують кілька найпростіших параметрів: розчинений кисень, біологічне споживання кисню, концентрація домішок тощо.

На сьогодні існує досить великий клас моделей якості поверхневих вод, починаючи з перших класичних моделей Фелпса та Стритера [1, 2, 4], що запропонували формули для розрахунку динаміки біохімічної потреби кисню (БПК) і розчиненого кисню (РК), і закінчуючи сучасними програмними розрахунковими комплексами, що детально моделюють основні гідрологічні й гідрохімічні процеси [10 – 12]. Найбільш відомі в цей час наступні моделі якості води: імовірнісна модель для стохастичних

навантажень консервативних забруднювачів; Модель Стритера-Фелпса для потоку РК і БПК; спрощені моделі зважених речовин; моделі мікрозабруднювачів, що враховують абсорбцію й інші процеси [2].

Отримали поширення двокомпонентні моделі якості води, в яких процеси, що формують якість води, оцінюються споживанням кисню (процеси біохімічного окислення органічних сполук) та його надходженням (процес атмосферної аерації).

Модель якості води [2], що описує процеси хімічних реакцій в багатокомпонентних системах, являє собою систему пов'язаних диференціальних рівнянь та містить шість рівнів деталізації взаємодії БСК та РК: а) БСК-РК; б) БСК-РК, включаючи донні відклади органіки; в) БСК-РК, включаючи нітрифікацію; г) БСК-РК, включаючи донні відклади, нітрифікацію та денітрифікацію; д) БСК-РК, включаючи невідкладену та відкладену потребу кисню та донні відклади; е) усі перераховані вище процеси.

В моделюванні якості води відмічаються нові тенденції [2]: повернення до класичних моделей (рівень а), в яких концентрація РК є функцією природних процесів (атмосферна аерація) та розпаду розчиненої органіки. Співвідношення «БСК-РК» на цьому рівні описується класичною моделлю Стритера-Фелпса. Рівняння процесів у моделі Стритера-Фелпса базуються на допущеннях кінетики першого порядку [2, 13], були аналітично розв'язані Фелпсом і Стритером для ділянки ріки, і на сьогодні широко використовуються в розрахунках [2, 13 – 15].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Практично усі відомі методи математичного моделювання присвячені розгляду певної окремої задачі, що характеризує один із аспектів водокористування та управління якістю вод, а математичної моделі, яка б могла бути покладена в основу управління водними ресурсами басейну в цілому, на сьогодні не створено, тому є актуальним вибір та вдосконалення прогностичної математичної моделі, що може бути використана при розробці методів оперативного управління якістю водних ресурсів.

Новизна. Удосконалено двокомпонентну математичну модель динаміки кисневих показників екологічного стану поверхневих вод (модель Стритера – Фелпса), шляхом доповнення її коригувальними коефіцієнтами.

Виклад основного матеріалу. Розглянемо застосування моделі Стритера-Фелпса для прогнозування екологічного стану р. Сіверський Донець на ділянці, розташованій в Ізюмському районі Харківської області. Екологічний стан басейну р. Сіверський Донець, вплив на нього стічних вод та кисневий режим аналізується в роботах [14 – 15].

Рівняння, що характеризують комплекс процесів, реально впливаючих на якість води, очевидно, досить складні, оскільки зміна концентрації однієї складової буде автоматично впливати на інші, що

обумовлено законом збереження мас. При використанні класичних рівнянь Стритера-Фелпса [2] весь комплекс забруднюючих речовин, що скидаються до річки, оцінюється споживанням кисню та компенсаторним впливом атмосферної аерації.

Концентрація розчиненого у воді кисню є інтегральною величиною, що визначається співвідношенням різноспрямованих фізико-хімічних, гідробіологічних і гідродинамічних процесів, які відбуваються у водному середовищі та на межі розділення «вода-атмосфера» [2].

Рівняння Стритера-Фелпса визначає співвідношення між концентрацією розчиненого кисню і біохімічним споживанням кисню на протязі певного інтервалу часу. При цьому вводяться дві фазові змінні: $C_1 = \text{БСК}$, мг/л; та $C_2 = DO_S - DO$. Тут C_2 – дефіцит кисню, DO_S – гранична концентрація РК у воді (при відсутності відходів), мг/л, DO – концентрація РК у воді в довільний момент часу, мг/л. Рівняння процесів у за схемою Стритера-Фелпса описуються системою рівнянь

$$\frac{dC_1}{dt} = -k_1 \cdot C_1 \quad (1)$$

$$\frac{dC_2}{dt} = k_1 \cdot C_1 - k_2 \cdot C_2, \quad (2)$$

де k_1 – коефіцієнт мінералізації (коефіцієнт біохімічного окислення органічних речовин, 1/добу); k_2 – коефіцієнт реаерації, 1/добу).

Розв'язок цієї системи рівнянь має такий вигляд:

$$\begin{cases} x_1 = x_{1,0} e^{-k_1 z/u} + C_1; \\ x_2 = x_{2,0} e^{-k_2 z/u} + C_S (1 - e^{-k_2 z/u}) + \frac{k_1}{k_2 - k_1} x_{1,0} (e^{-k_2 z/u} - e^{-k_1 z/u}) + C_2; \end{cases} \quad (3)$$

де $x_{1,0}$, $x_{2,0}$ – концентрації, відповідно, БСК₅ і РК у початковій точці, мг/м³;

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

$$C_1 = f(GM) \quad (4)$$

$$C_2 = f(COD/BOD) \quad (5)$$

де $f(GM)$ – функція загального солесмісту;

$f(COD/BOD)$ – функція, що визначає відношення ХСК до БСК₅.

Видно, вдалині від точки скиду $\lim_{t \rightarrow \infty} x_1 = 0$, тобто вода самоочищується від активних домішок, а $\lim_{t \rightarrow \infty} x_2 = C_S$, тобто вода насичується киснем.

Множники $x_{1,0}$ та $x_{2,0}$ – в рівняннях (3) визначаються експериментально, коефіцієнти k_1 та k_2 невідомі.

Коефіцієнти мінералізації k_1 та реаерації k_2 можуть бути знайдені експериментально за формулами

$$k_1 = t^{-1} \cdot \ln \frac{x_{1,0}}{x_1}. \quad (6)$$

$$k_2 = \frac{x_{1,0} \cdot k_1 \cdot e^{-k_1 t}}{x_2} \quad (7)$$

Аналіз багаторічних результатів спостереження за екологічним станом р. Сіверський Донець дозволив встановити, що коригувальний коефіцієнт C_1 (4) залежить від загального солемісту у воді за законом:

$$C_1 = -0,0002c_1^2 + 0,2719c_1 - 81,922 \quad (8)$$

де C_1 – $\Delta\text{БСК}_5$ (різниця БСК_5 вище та нижче місця скиду стічних вод), мг/м^3 ;

c_1 – загальний солеміст, мг/м^3 .

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

Аналіз багаторічних результатів спостереження за екологічним станом р. Сіверський Донець дозволив встановити, що коригувальний коефіцієнт C_2 (5) залежить від ХСК/БСК_5 у вигляді

$$C_2 = -0,5542c_2^2 - 0,561c_2 + 2,871 \quad (9)$$

де C_2 – $\Delta\text{РК}$ (різниця РК вище та нижче місця скиду стічних вод), мг/м^3 .

c_2 – відношення ХСК/БСК_5 .

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 показників РК – БСК у залежності від значень показників загального солемісту та відношення ХСК/БСК_5 .

Введення коригуючих 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.

Для визначення параметрів моделі динаміки кисневого режиму р. Сіверський Донець, тобто значення коефіцієнтів k_1 (коефіцієнт біохімічного окис-

лення органічних речовин) та k_2 (коефіцієнт реаерації), були використані емпіричні дані та проведено розрахунки за формулами (6) та (7). Для розрахунків можна використовувати як спеціальне програмне забезпечення, так і звичайні офісні програми для обробки даних.

Температура навколишнього середовища – один з найважливіших факторів, що впливає на розчинність кисню у воді та на швидкість біохімічних процесів, тому розрахунок параметрів k_1 та k_2 було виконати для кожного місяця. Таким чином, вихідними даними для розрахунку коефіцієнтів k_1 та k_2 є усереднені середньомісячні багаторічні значення відповідних показників кисневого режиму.

Головні висновки. Обґрунтовано вибір для математичного прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів модель Стрітера – Фелпса та її модифікації (РК-БПК). БПК є одним з найважливіших критеріїв рівня забрудненості водойми, визначає кількість легкоокислюваних органічних забруднюючих речовин у воді. В умовах відсутності належної лабораторної бази показники РК-БПК можна використовувати як інтегральні показники забруднення водойми, відповідно і моделі даного типу є найбільш простими та інформативними, оскільки вони можуть враховувати широкий спектр легкоокислюваних органічних сполук, що знаходяться у воді. Простота вимірювання біохімічної потреби в кисні та розчинного кисню, наочність та доступність даних роблять цей метод одним з найкращих стандартних методів аналізу якості води.

Перспективи використання результатів дослідження. Удосконалена шляхом доповнення коригувальними коефіцієнтами прогнозна модель Стрітера – Фелпса 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 поверхневого водного об'єкту.

Література

1. Wai K. P., Chia M. Y., Koo C. H., Huang Y. F., Chong W. C. Applications of deep learning in water quality management: A state-of-the-art review. *Journal of Hydrology. Journal of Hydrology*. Volume 613. Part A. 2022. 128332. doi:10.1016/j.jhydrol.2022.128332
2. Третяков О. В., Безсонний В. Л. Основні методи математичного моделювання для методичного забезпечення басейнового підходу в управлінні якістю водних ресурсів. *Системи обробки інформації*. 2016. № 8(145). С. 194–199. <https://www.hups.mil.gov.ua/periodic-app/article/16995>
3. Yan Tao, Shen Shui-Long, Zhou Annan. Indices and models of surface water quality assessment: Review and perspectives. *Environmental Pollution*. Volume 308. 2022. 119611. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119611>.
4. Пряхинская В. Г. Компьютерное моделирование в управлении водными ресурсами. М. ФИЗМАТЛИТ, 2002. 496 с.
5. Теория систем в приложении к проблемам защиты окружающей среды. Под ред. Серджио Ренальди. Киев: Высшая школа, 1981.
6. ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання».
7. ДСанПіН2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною».
8. Санітарні правила і норми охорони поверхневих вод від забруднення. СанПіН № 4630-88 від 04.07.1988 р.
9. Системный подход к управлению водными ресурсами. Под ред. А. Бисваса, англ.пер. под ред. Моисеева Н.Н. М.: Наука, 1985.
10. Chapra S.C. Surface Water Quality Modelling. McGraw-Hill, New York, NY, 1997.

11. Chapra S.C. and Pelletier, G.J. QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality: Documentation and Users Manual, 2000.
12. Fedra K. Water Resources Simulation and Optimization: a web based approach. IASTED/SMO 2005, Oranjestad, Aruba, August 2005.
13. Mendivil-García K, Amabilis-Sosa LE, Salinas-Juárez MG, Pat-Espadas A, Rodríguez-Mata AE, Figueroa-Pérez MG, Roé-Sosa A. Climate change impact assessment on a tropical river resilience using the Streeter-Phelps dissolved oxygen model. *Frontiers in Environmental Science*. Volume 1026. July 2022. Article number 903046 doi: 10.3389/fenvs.2022.903046
14. Bezsonnyi V., Tretyakov O., Khalmuradov B., Ponomarenko R. Examining the dynamics and modeling of oxygen regime of Chervonooskil water reservoir. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. № 5/10(89). P. 32–38. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2017.109477>
15. Третьяков О. В., Безсонний В.Л., Пономаренко Р.В., Бородич П.Ю. Підвищення ефективності прогнозування впливу техногенного забруднення на поверхневі водойми. Проблеми надзвичайних ситуацій. 2019. № 1(29) С. 61–78. DOI: 10.5281/zenodo.2602648