

УДК 504.4.054

О.В. Третьяков, В.Л. Безсонний

Харківський національний університет міського господарства ім. О.М. Бекетова, Харків

ОСНОВНІ МЕТОДИ МАТЕМАТИЧНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ДЛЯ МЕТОДИЧНОГО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ БАСЕЙНОВОГО ПІДХОДУ В УПРАВЛІННІ ЯКІСТЮ ВОДНИХ РЕСУРСІВ

Проводиться огляд основних методів математичного моделювання поширення забруднень у поверхневих джерелах питного водопостачання. Наводяться моделі Фелпса і Стрітера, модель конвективної дифузії, гідродинамічна модель, експрес метод Державного гідрологічного інституту та метод Таллінського політехнічного інституту. Найбільш доцільним методом для методичного забезпечення басейнового підходу в управлінні якістю водних ресурсів визначається модель РК-БПК.

Ключові слова: математична модель, якість води, розчинений кисень, біохімічне споживання кисню.

Вступ

Постановка проблеми. Вдосконалення управління водокористуванням на рівні басейнів рік набуло на сьогодні особливої актуальності у зв'язку з умовами перехідного періоду та перманентної екологічної кризи. Здійснюється перехід від повністю невиправданої технократичної концепції водокористування до тієї загальнодержавної політики водокористування, за якої воно повинно стати частиною соціально-економічної політики держави, спрямованої на конкретний результат. Тому країни Європейського Союзу розробили Водну рамкову директиву, метою якої є досягнення природного відтворення річок та передбачає реалізацію інтегрованого підходу, тобто управління не частинами річки, яка розділена кордонами районів, областей, країн, а всім її басейном. Об'єктом управління при цьому виступає басейн річки з приналежною до нього гідрографічною мережею та оточуючою його екосистемою.

В Україні в пріоритетних напрямках реформування управління та охорони водних ресурсів передбачено необхідність переходу до басейнового принципу у три етапи:

I – розробка і апробація пілотного проекту з організаційно-економічного і практичного опрацювання моделі управління, використання і охорони вод на основі басейнового принципу;

II – підготовка повного пакету законодавчих, нормативно-правових, інструктивних та методичних документів з управління, використання і охорони вод на основі результатів організаційно-економічного експерименту, набутого в процесі запровадження пілотних проектів;

III – завершення створення системи державного управління водними ресурсами у річкових басейнах України [1].

Для успішного вирішення задач, пов'язаних з управлінням водним середовищем, необхідне ком-

плексне описання гідрохімічних, гідродинамічних та гідробіологічних процесів у водоймах. Подібне описання здійснюється останнім часом з використанням методів системного аналізу та математичного моделювання, що, використовуючи сучасні інформаційні технології, дозволяє збільшити обсяги моніторингової інформації, дати кількісну оцінку значимості різноманітних процесів та виділити найбільш значимі фактори [2]. В результаті є можливість прогнозувати результати різноманітних заходів, відбирати варіанти дієвого управління якістю води у водоймах.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Теоретичні обґрунтування і практичні підходи до вирішення завдань управління якістю природних вод досить детально описані в науковій літературі, розробці та застосуванню методів системного аналізу та математичного моделювання стосовно водних об'єктів присвячено низку збірок та монографій як у нашій країні, так і за її межами.

Зокрема в [3] наводиться математичний опис процесу конвективно-дифузійного переносу та перетворення речовини, а також типізація та схематизація водних об'єктів та побудова моделей, визначено основні види детермінованих та імовірнісних моделей якості води водних об'єктів.

В [4] розглядається застосування деяких уявлень та методів системного аналізу в системах управління якістю води, наводяться математичні та обчислювальні методи моделювання технічних систем; застосування статистичних методів в задачах контролю забруднення води.

Математичні моделі дозволяють спланувати стратегію управління якістю води в джерелі та оцінити наслідки її реалізації [5].

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.

Мета роботи – огляд методів математичного моделювання, що можуть бути використані при розробці методичного забезпечення басейнового підходу в управлінні якістю водних ресурсів.

Виклад основного матеріалу

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 діяльності, з точною адресністю фінансових вкладень, певними нормативами й забезпеченням правових і контролюючих функцій [5]. 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 неможливо 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 [6, 7].

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 [8].

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 [9 – 11]. Воно характеризується складом і кількістю розчинених і зважених у воді речовин, змістом біомаси й мікроорганізмів, температурою й іншими фізичними характеристиками. Дійсне число компо-

нентів екосистеми може бути нескінченно великим, можна виділяти десятки і сотні різних параметрів [12]. 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.

Вибір базових моделей якості води визначається потребами розв'язуваних завдань аналізу фактичного стану і прогнозування тенденцій зміни стану водних ресурсів при зміні водогосподарчої політики та при аварійних ситуаціях. Розроблені моделі якості водних ресурсів є прийнятними для використання в завданнях з управління якістю води у водних об'єктах, оскільки прогноз якості води в остаточному підсумку призначений для оцінки впливу водоохоронних заходів. На сьогодні існує досить великий клас моделей якості поверхневих вод, починаючи з перших класичних моделей Фелпса та Стритера [5, 6, 8], що запропонували формули для розрахунку динаміки біохімічної потреби кисню (БПК) і розчиненого кисню (РК) [13], і закінчуючи сучасними програмними розрахунковими комплексами, що детально моделюють основні гідрологічні й гідрохімічні процеси [14, 15, 16, 17, 18, 19, 20]. 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 [5].

Однією з найважливіших характеристик якості води є концентрація розчиненого в ній кисню, необхідного елементу для забезпечення життєдіяльності водойми. В класичній *моделі Стритера – Фелпса* розглядається система, що складається з води та розчинених у ній кисню та органічних речовин. У цій моделі концентрація розчиненого кисню та органічних відходів взаємопов'язані [21]. Розкладання відходів відбувається під впливом бактерій, що викликають хімічну реакцію з використанням розчиненого у воді кисню.

Швидкість розкладання органічних речовин описується рівнянням

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L, \quad (1)$$

де $L(t)$ – концентрація органічної речовини, t – час, k_1 – коефіцієнт розкладання органічної речовини, $1/\text{добу}$.

Позначимо D – дефіцит кисню, тобто $D = q - q_0$, де q – реальна концентрація кисню у воді, q_0 – рів-

новісна концентрація кисню, що має місце при відсутності забруднення.

Динаміка дефіциту кисню описується звичайним диференціальним рівнянням виду

$$\frac{dD}{dt} = k_1 L - k_2 D, \quad (2)$$

де k_1 – коефіцієнт аерації, 1/добу.

Рівняння (1) та (2) були аналітично розв’язані Фелпсом і Стритером для ділянки ріки, і на сьогодні широко використовуються в розрахунках [5, 8, 22, 23].

В роботі [22] запропоновано в процес самоочищення, що описаний за допомогою рівнянь (1) та (2), включати самоочищення за допомогою біофільтра шляхом додавання складової $-kL$ в (1):

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L - kL, \quad (3)$$

де k – константа швидкості вилучення органічних забруднень, 1/добу, обраховується за допомогою формули

$$k = k_{20} \cdot 1,047^{T-20}. \quad (4)$$

Тут k_{20} – константа швидкості біохімічних процесів у стічній воді при температурі 20°C , T – температура стічної води, $^\circ\text{C}$. Для визначення коефіцієнта k_1 використовують формули

$$k_1 = 10\alpha F_2 + \beta, \quad (5)$$

$$F_2 = \frac{H^x B_y^y \partial^k c_t}{qz}, \quad (6)$$

де α , β – постійні коефіцієнти що визначаються з табл. 25 [24, С. 80]. Таким чином, модифікація моделі самоочищення Стритера-Фелпса з додаванням біофільтра, описується системою звичайних диференціальних рівнянь (3), (2) з відповідними початковими умовами:

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L, -kL, \quad (7)$$

$$\frac{dD}{dt} = k_1 L, -k_2 D,$$

$$L(0) = L^0, \quad D(0) = D^0. \quad (8)$$

Модифікація побудованої моделі (7), (8) для двомірного випадку полягає у додаванні в систему

(7) оператора дифузії $\Delta = \lambda \left(\frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2} \right)$ і конвективного

члена $\left(U \frac{\partial}{\partial x} + V \frac{\partial}{\partial y} \right)$, в результаті чого модель набуває виду системи диференціальних рівнянь у часткових похідних

$$\frac{\partial L}{\partial t} + \left(U \frac{\partial L}{\partial x} + V \frac{\partial L}{\partial y} \right) = \lambda_L \left(\frac{\partial^2 L}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 L}{\partial y^2} \right) - k_1 L - kL, \quad (9)$$

$$\frac{\partial D}{\partial t} + \left(U \frac{\partial D}{\partial x} + V \frac{\partial D}{\partial y} \right) = \lambda_D \left(\frac{\partial^2 D}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 D}{\partial y^2} \right) - k_1 L - kD,$$

з відповідними початковими

$$L(x, y, 0) = L^H(x, y), \quad D(x, y, 0) = D^H(x, y) \quad (10)$$

та граничними умовами

$$\frac{\partial L}{\partial x} \Big|_{x=0} = \frac{\partial L}{\partial x} \Big|_{x=L_x} = 0, \quad \frac{\partial L}{\partial y} \Big|_{y=0} = \frac{\partial L}{\partial y} \Big|_{y=L_y} = 0, \quad (11)$$

$$\frac{\partial D}{\partial x} \Big|_{x=0} = \frac{\partial D}{\partial x} \Big|_{x=D_x} = 0, \quad \frac{\partial D}{\partial y} \Big|_{y=0} = \frac{\partial D}{\partial y} \Big|_{y=D_y} = 0, \quad (11)$$

де $U > 0$, $V = 0$ – компоненти вектора швидкості течії річки, км/добу; λ_L , λ_D – коефіцієнти дифузії. Розв’язок задачі (9) – (12) шукається в області

$$\bar{Q} = \bar{G} \times [0, T], \quad \bar{G} = \{(x, y) \mid 0 \leq x \leq L_x, \quad 0 \leq y \leq L_y\}.$$

В роботі [23] використовується модифікація моделі розчиненого кисню – біологічної потреби кисню в наближенні кінетики першого порядку.

При нехтуванні повздовжньою дисперсією домішки для випадку неусталеного руху води та нестационарних кінетичних процесів рівняння моделі РК-БПК виглядає наступним чином

$$\frac{\partial(C \cdot w)}{\partial t} = \frac{\partial(C \cdot Q)}{\partial x} - (K_1 + K_3) \cdot C \cdot w + G, \quad (12)$$

$$\frac{\partial(D \cdot w)}{\partial t} = \frac{\partial(D \cdot Q)}{\partial x} - K_2 \cdot D \cdot w + K_1 \cdot C \cdot w + J \cdot B,$$

де t – час, с; $C(x, t)$ – концентрація біохімічної потреби в кисні, $\text{г}/\text{м}^3$; $D(x, t)$ – дефіцит кисню, $\text{г}/\text{м}^3$; x – повздовжня координата вздовж русла, м; Q – витрата води, $\text{м}^3/\text{с}$; B – ширина вільної поверхні водотоку, м; w – площа поперечного січення водотоку, м^2 ; u – середня по січенню швидкість водотоку, $\text{м}/\text{с}$; G_j – шляхове навантаження на одиницю довжини водотоку, $\text{г}/\text{м} \cdot \text{с}$; J – щільність кисневого потоку, обумовленого фотосинтезом та поглинанням донними відкладами, $\text{г}/\text{м}^2 \cdot \text{с}$; K_1 – коефіцієнт біохімічного розпаду біохімічної потреби в кисні, с^{-1} ; K_2 – коефіцієнт реаерації, с^{-1} ; K_3 – коефіцієнт фізичного видалення біохімічної потреби в кисні, с^{-1} .

Дефіцит кисню $D(x, t)$ визначається як

$$D = O_{2s} - O_z, \quad (13)$$

де O_2 – вміст кисню у воді, $\text{г}/\text{м}^3$; O_{2s} – гранична рівноважна концентрація кисню у воді, $\text{г}/\text{м}^3$.

Динамічні моделі якості води дозволяють виявити та оцінити особливості просторово-часової динаміки поля концентрації забруднюючих речовин залежно від гідрометеоумов, морфометричних характеристик водотоків, розташування та інтенсивності стаціонарних й аварійних джерел забруднень річкової системи, інтенсивності процесу біохімічної деградації.

Математичне моделювання масопереносу забруднюючих речовин у річкових системах часто супроводжується труднощами, обумовленими просторово-часовою неоднорідністю досліджуваного процесу. Для моделювання якості води на окремі

ділянці річки найбільш широко використовується система рівнянь турбулентної дифузії, що дозволяє розрахувати концентрацію домішок з будь-якою точністю [5, 14, 25, 26].

Гідродинамічна модель базується на рівняннях нестационарної течії Сен-Венана, для опису річкової системи і течій, що мають вид:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = q \quad (14)$$

(рівняння нерозривності),

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial (aQ^2/A)}{\partial x} + gA \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{gQ|Q|}{K_C^2 AR} = 0 \quad (15)$$

(рівняння кількості руху).

У цих рівняннях: Q – витрата потоку, q – бічний приплив, h – глибина потоку, A – площа поперечного перерізу потоку, R – гідравлічний радіус, K_C – коефіцієнт Шезі, a – коефіцієнт Буссинеска, g – прискорення вільного падіння, x – протяжність водотоком, t – час.

Модель конвективної дифузії і пов'язаних наносів базується на рішенні одновимірного рівняння збереження маси розчиненої або зваженої речовини. Рівняння адвекції-дисперсії вирішується з використанням неявної кінцево-різнісної схеми [8]. Рівняння має вигляд:

$$\frac{\partial AC}{\partial t} + \frac{\partial QC}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(AD \frac{\partial C}{\partial x} \right) = -AkC + C_2q, \quad (16)$$

де C – концентрація, D – коефіцієнт дисперсії, A – площа поперечного перерізу, k – лінійний коефіцієнт розпаду, C_2 – концентрація притоку, q – бічний приток, x – просторова координата, t – час.

Рівняння описує два механізми переносу – адвективний з усередненим потоком і дисперсійний – обумовлений наявністю градієнта концентрації.

Задача розв'язується при наступних допущеннях:

- речовина рівномірно розподілена по поперечному перерізу потоку, приток негайно поширюється по площі перерізу;
- речовина консервативна або підпорядковується закону реакцій першого порядку;
- діє лінійний закон дифузії;
- на зовнішніх границях можуть бути задані відкриті та закриті граничні умови:

$$\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = 0; \quad \frac{\partial C}{\partial x} = 0.$$

Коефіцієнт дисперсії визначається як функція швидкості потоку $D = fV^d$, де D – коефіцієнт дисперсії, V – швидкість потоку, f – фактор дисперсії, d – безрозмірний показник. Одиниця виміру f залежить від вибору показника d .

Наведений апарат моделювання масопереносу є найбільш широко використовуваним і дозволяє з будь-якою точністю розраховувати концентрації

домішок. Однак у ряді випадків це не завжди доречно.

У випадку наближеного прогнозу може бути використана досить проста дискретна за часом і простором модель.

У випадку неповноти вихідних даних, вона зводить нанівець переваги моделі з рівняннями в часткових похідних.

Серед **спрощених методів розрахунку** поширення забруднюючих речовин переважають аналітичні та евристичні. Аналітичні методи базуються на теоретичних залежностях поширення речовин для випадку разового скидання стічних вод [8]. Спрощені методи розрахунку застосовуються у тих випадках, коли застосування чисельних методів рішення рівняння турбулентної дифузії стикається з труднощами, наприклад, у зв'язку з терміновістю поставленої задачі. Методи дозволяють обчислювати відстань до створу із заданим ступенем розведення або значення максимальної концентрації забруднюючої речовини на заданій відстані від місця випуску стічних вод.

Експрес метод Державного гідрологічного інституту (ДГІ) запропоновано М.А. Бесцінною [27, 28]. Кратність розведення залежно від відстані до місця стоку визначається як:

$$\frac{1}{n(x)} = \frac{C_\phi}{C_{st}} + \eta(x), \quad (17)$$

де C_ϕ – фонові концентрації, C_{st} – концентрації стічних вод, Q_ϕ й Q_{st} – витрати води вище скидання та витрати стічних вод відповідно, $\eta(x)$ – емпіричний коефіцієнт нерівномірності розподілу домішок в розрахунковому створі:

$$\eta(x) = \frac{0,14 \cdot Q_{st} \cdot \sqrt{\frac{N}{H}} \cdot B}{x \cdot (Q_\phi - Q_{st}) \cdot \phi}, \quad (18)$$

де ϕ – коефіцієнт звивистості русла, $\phi = l_f/l_0$, l_f – довжина ділянки, виміряна за фарватером, l_0 – довжина тієї ж ділянки по прямій, $\tilde{N} = N/B$, де N і B , відповідно, глибина й ширина русла, N – характеристичне число, $N = MK_c/g$, K – коефіцієнт Шезі, g – прискорення вільного падіння, M – параметр залежний від величини K_c :

$$M = \begin{cases} 0.7 K_c, & K_c < 60, \\ 48, & K_c \geq 60. \end{cases}$$

Тоді виходячи з вище наведених формул

$$C_{kj} = \frac{C_{0i} \cdot q_0}{Q + q_0}, \quad (19)$$

C_{0i} , C_{ki} – середні концентрації речовини відповідно на початку та кінці ділянки.

Оцінка зниження концентрації забруднюючих речовин при їх поширенні річкою базується на здат-

ності річки до самоочищення (природне зниження по довжині річки загальної маси забруднюючих речовин, що містяться у ній).

$$m_i = Q \cdot (C_{i0} - C_{ik}) \cdot T,$$

де m_i – самоочищення річкової води від i -ї речовини на ділянці за період T , Q – середня витрата води на ділянці.

Метод Таллінського політехнічного інституту (ТПІ), розроблений Л.Л. Паалем і В. А. Сууркаском [26, 27] ґрунтується на аналітичному розв'язку рівняння турбулентної дифузії стосовно найпростішого випадку. Отримані наступні розрахункові формули для обчислення максимальної концентрації забруднюючих неконсервативних (у загальному випадку) речовин у будь-якому заданому створі, якщо випуск стічних вод перебуває на відстані b від берега

$$C_{\max} = C_{\phi} + \frac{C_{st} \cdot Q_{st}}{H \cdot \sqrt{\pi} \cdot v \cdot D_y^* \cdot x} \times \frac{1}{\Phi \cdot (\xi_1 \cdot \sqrt{2}) - \Phi \cdot (\xi_2 \cdot \sqrt{2})} e^{-k \frac{x}{v}}, \quad (20)$$

де

$$\xi_1 = \frac{-b \cdot \sqrt{v}}{2 \cdot \sqrt{D_y^* \cdot x}}; \quad (21)$$

$$\xi_2 = \frac{(b - B) \cdot \sqrt{v}}{2 \cdot \sqrt{D_y^* \cdot x}}.$$

У наведених формулах D_y^* – коефіцієнт дисперсії в поперечному напрямку; k – коефіцієнт розпаду. В умовах невеликих рік D_y^* пропонується визначати по формулі

$$D_y^* = \frac{41.6 \cdot R \cdot u_*}{\sqrt{Re}}, \quad (22)$$

де R – гідравлічний радіус, i – динамічна швидкість потоку

$$u_* = \frac{v \cdot \sqrt{g}}{K_c}, \quad (23)$$

Re – число Рейнольдса, обумовлене як

$$Re = R \cdot v / K_v, \quad (24)$$

де K_v – кінематичний коефіцієнт в'язкості потоку. Для рік з великою шириною ($B > 100$) коефіцієнт поперечної дисперсії рекомендується обчислювати за формулою:

$$D_y^* = \frac{H \cdot v}{3524} \left(\frac{B}{H} \right)^{1.378}.$$

Слід зазначити, що результати розрахунків по кожному з методів можуть дати задовільний збіг з натурними даними, якщо вхідні в них емпіричні коефіцієнти уточнити шляхом проведення попередніх експериментальних досліджень на розглянутій водоймі.

Висновки

Проаналізовані методи мають свої переваги та недоліки. Зокрема, в моделі Стрітера-Фелпса використовуються тільки показники, що характеризують кисневий режим водойми, не беручи до уваги повний хімічний склад забруднень. Гідродинамічну модель на базі рівнянь Сен-Венана доцільно використовувати для розрахунку поширення забруднюючої речовини (ЗР) течією, але модель не включає в себе характеристики хімічного складу води. Модель конвективної дифузії описує адвентивний та дисперсійний механізми переносу ЗР у водоймі. Недоліком такого методу можна вважати жорсткі допущення для розв'язку та необхідність наявності аналізу ЗР, що не завжди можна виконати оперативно. За допомогою спрощених методів розрахунку поширення ЗР (методи ДГТ та ТПІ) можна досить швидко обрахувати концентрацію ЗР на певному створі і моделі цього типу будуються з урахуванням допущень, що залежать від конкретних умов розташування створу та місця скиду ЗР і не можуть бути поширені на усі умов річкового басейну.

Виходячи з наведеного аналізу, найбільш доцільним методом для цілей методичного забезпечення басейнового підходу в управлінні якістю водних ресурсів можна вважати 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 розчиненого кисню, наочність та доступність даних роблять цей метод одним за найкращих стандартних методів аналізу якості води.

Список літератури

1. Безсонний В.Л. Необхідність методичного забезпечення басейнового підходу в управлінні якістю водних ресурсів / В.Л. Безсонний, О.В. Третьяков // Збірка тез доповідей всеукраїнської конференції «Якість та безпека життя і діяльності людини: стандарти, орієнтири та перспективи» 15-20.05.2015 р. – Миколаїв, 2015. С. 44-45.
2. Вавилин В.А. Математическое моделирование и управление качеством водной среды / В.А. Вавилин, А.И. Циткин // Водные ресурсы. – 1977. – №5. – С. 114-133.
3. Дружинин Н.И. Математическое моделирование и прогнозирование загрязнения вод суши / Н.И. Дружинин, А.И. Шишкин. – Л.: Гидрометеоиздат, 1989. – 390 с.
4. Математические модели контроля загрязнения воды: Пер. с англ. – М.: Мир, 1981. – 472 с.
5. Пряжинская В.Г. Современные методы управления качеством речных вод урбанизированных территорий /

В.Г. Пряжинская // Водные ресурсы. – 1996. – №2. – С. 168-175.

6. Рациональное использование водных ресурсов бассейна Азовского моря / Под ред. И.И. Ворovichа. – М.: Наука, 1981. – С. 52-57, С. 197-207.

7. Теория систем в приложении к проблемам защиты окружающей среды / под ред. Серджио Ренальди. – Киев: Высшая школа, 1981.

8. Пряжинская В.Г. Компьютерное моделирование в управлении водными ресурсами / В.Г. Пряжинская, Д.М. Ярошевский, Л.К. Левит-Гуревич. – М.: Физматлит, 2002. – С. 289-323.

9. ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання».

10. ДСанПіН2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною».

11. Санітарні правила і норми охорони поверхневих вод від забруднення. СанПіН № 4630-88 від 04.07.1988 р.

12. Системный подход к управлению водными ресурсами / под ред А. Бисваса, англ.пер. под ред. Н.Н. Моисеева. – М.: Наука, 1985.

13. Справочник инженера по охране окружающей среды (эколога) / под ред. В.П. Перхуткина. – М.: Инфра-Инженерия, 2006. – С. 404-420.

14. Chapra S.C. Surface Water Quality Modelling / S.C. Chapra. – McGraw-Hill, New York, NY, 1997.

15. Chapra S.C. QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality. Documentation and Users Manual / S.C. Chapra, G.J. Pelletier. 2000.

16. Fedra K. Water Resources Simulation and Optimization: a web based approach / K. Fedra. IASTED/SMO 2005, Oranjestad, Aruba, August 2005.

17. Marsili-Libelli S. A Georeferenced Water Quality Model / S. Marsili-Libelli, E. Caporali, S. Arrighi, C. Becatelli // Water Sci. Tech. – 2001. – 43 (7). – P. 223-230.

18. Marsili-Libelli S. Parameter estimation of ecological systems / S. Marsili-Libelli // Ecological Modelling. – 1998. – 62. – P. 233-258.

19. River Water Quality Model No. 1 I: Modelling approach / P. Shanahan, D. Borchart, M. Henze, L. Koncsos, W. Rauch, P.J Reichert, L. Somlyody, P. Vanrolleghem // IWA Series of Scientific and Technical Reports. – 2001. – N. 11.

20. Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) Version 6.0 DRAFT: User's Manual By Tim A. Wool Robert B.

Ambrose James L. Martin Edward A. Comer US Environmental Protection Agency - Region Atlanta, GA Environmental Research Laboratory Athens, GAUSACE - Waterways Experiment Station Vicksburg, MS 3Tetra Tech, Inc. Atlanta, GA.

21. Вавилин В.А. Нелинейные модели биологической очистки и процессов самоочищения в реках / В.А. Вавилин. – М.: Наука, 1981. – 160 с.

22. Михайлов М.Д. Об одной модификации модели Стритера – Фелпса и ее численной реализации с помощью многопроцессорных вычислительных систем / М.Д. Михайлов // Вестник Томского государственного университета. Серия: Математика и механика. – 2010. – №1(9). – С. 39-46.

23. Цхай А.А. Математическое моделирование качества воды в проектируемом водохранилище на основе РК-БПК / А.А. Цхай // Известия Алтайского государственного университета. – 2012. – Выпуск № 1(73), том 2. – С. 123-126.

24. Яковлев С.В. Биологические фильтры / С.В. Яковлев, Ю.П. Воронов. – М.: Стройиздат, 1982. – 120 с.

25. Brown L.C. The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual / L.C. Brown, T.O. Barnwell. – US-EPA Environmental Research Laboratory, EPA/600/3 - 87/007, Athens, GA, 1987.

26. Jorgensen S.E. Fundamentals of Ecological Modelling, 3rd ed. / S.E. Jorgensen, G. Bendoricchio. – Elsevier, Amsterdam, 2001.

27. Сборник методических документов по охране водных ресурсов. – СПб., 2005.

28. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч.3. Методы биологического анализа вод. – М.: Изд-во СЭВ, 1977.

29. Пааль Л.Л. Расчет разбавления сточных вод в реках / Л.Л. Пааль // Качество воды и рыбное хозяйство рек и внутренних водоемов. – М., 1972. – С. 35-50.

30. Пааль Л.Л. Инженерные методы расчета формирования качества воды водотоков / Л.Л. Пааль. – Таллин, ТПИ, 1976. Ч. 1. – 44 с. – Ч.2. – 101 с.

Надійшла до редколегії 3.06.2016

Рецензент: д-р техн. наук, проф. М.І. Адаменко, Харківський національний університет ім. В.Н. Каразіна, Харків.

ОСНОВНЫЕ МЕТОДЫ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ ДЛЯ МЕТОДИЧЕСКОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ БАСЕЙНОВОГО ПОДХОДА В УПРАВЛЕНИИ КАЧЕСТВОМ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ

О.В. Третьяков, В.Л. Бессонный

Проводится обзор основных методов математического моделирования загрязнений в поверхностных источниках питьевого водоснабжения. Приводятся модели Фелпса и Стритера, модель конвективной диффузии, гидродинамическая модель, экспресс метод Государственного гидрологического института и метод Таллиннского политехнического института. Наиболее целесообразным методом для математического обеспечения бассейнового подхода в управлении водными ресурсами определяется модель РК-БПК.

Ключевые слова: математическая модель, качество воды, растворенный кислород, биохимическое потребление кислорода.

BASIC METHODS OF MATHEMATICAL MODELLING FOR METHODOLOGICAL MAINTENANCE OF THE BASIN APPROACH IN QUALITY MANAGEMENT WATER RESOURCES

O.V. Tretyakov, V.L. Bezsonnyi

The review of the main methods of mathematical modeling of contaminants in surface sources of drinking water. We give a model of Phelps and Streeter, convective diffusion model, a hydrodynamic, method of the State Hydrological Institute and the method of Tallinn Polytechnic Institute. The most appropriate method for the purpose of software Basin hike in water management is determined model DO-BOD.

Keywords: mathematical model, water quality, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand.