

ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ЕНЕРГЕТИКИ ТА ЗАХИСТ ДОВКІЛЛЯ

УДК 504.064.2.001.18+504.45

В.П. СИЗОНЕНКО¹, канд. техн. наук, **О.Л. ШЕВЧЕНКО**², канд. техн. наук,
О.Г. ЛИСЮК³,

¹ Інститут загальної енергетики НАН України, ² Київський національний університет ім. Т.Г. Шевченка, ³ Державний комітет України по водному господарству

ПРОГНОЗУВАННЯ ВПЛИВУ ПІДПРИЄМСТВ ЯДЕРНО-ПАЛИВНОГО ЦИКЛУ НА ПОВЕРХНЕВІ ВОДОЙМИЩА НА ПРИКЛАДІ СКИДІВ ШАХТИ “НОВА”

Відображено побудову та результати роботи програмного комплексу для прогнозування стану радіаційного забруднення річок Жовта, Інгулець та Карачунівського водосховища в результаті надходження шахтних вод з уранової шахти “Нова”. Наведено результати обстеження водної системи, використано гідрологічну модель та модель масопереносу. Надано рекомендації щодо можливого використання розробки з метою поліпшення екологічної ситуації.

Ключові слова: прогнозування, радіоактивні викиди, камерна модель, програмний комплекс

Робота багатьох підприємств ядерно-паливного циклу (всіх атомних електростанцій, шахт, уранових гірничо-збагачувальних комбінатів) технологічно пов'язана з використанням великої кількості води та передбачає їхнє розміщення біля річок, озер і водосховищ. Поблизу водосховищ р. Дніпро знаходяться хвостосховища, в яких десятки років накопичувались відпрацьовані води з високим умістом радіонуклідів. Тому при можливих аваріях, вірогідність яких для України зростає в зв'язку зі збільшенням зносу основних фондів, надходження забруднень у водне середовище неминуче.

За оцінками Держводгоспу України великої небезпеки станом на 2006 р. набула ситуація, пов'язана із загрозою забруднення Криворізького питного водозабору, який розміщено на Карачунівському водосховищі (р. Інгулець). Ризик виникнення екологічної кризи зумовлений безконтрольним затопленням вироблених горизонтів на шахті “Нова” в м. Жовті Води, де видобувають уранову та залізну руди. Процес затоплення розпочався ще в червні 2003 року (призупинився в лютому 2006 р.). Було встановлено, що у випадку повного затоплення шахти

відбуватиметься радіохімічне забруднення р. Жовта, що в свою чергу, призведе до забруднення Карачунівського водосховища, розташованого нижче за течією. Держводгосп розробив відповідні заходи і встановив контроль якості поверхневих вод за гідрохімічними та радіологічними показниками в додаткових пунктах спостережень, що дозволило одержувати інформацію про поточний якісний стан вод річок Жовта та Інгулець. Але своєчасно з'ясувати, наскільки вміст токсичних речовин наблизиться чи перевищить їхні гранично допустимі концентрації на ділянці водозабору без досконалого прогнозу було неможливо. Від цього залежали життєво важливі рішення щодо експлуатації водозабору або переходу на альтернативні джерела водопостачання. Таким чином, постала необхідність розробки постійно діючої математичної моделі для визначення змін якості води в місцях водозабору з врахуванням можливості верифікації та перебудови моделі за умови надходження нових даних.

Для забезпечення моделі вхідними даними було виконано комплекс польових гідрометричних робіт з використанням ехолота, системи глобального позиціонування GPS-72, батометра, доного пробовідбірника, гідрометричного млинка та інших засобів. Це дало змогу

© В.П. СИЗОНЕНКО, О.Л. ШЕВЧЕНКО, О.Г. ЛИСЮК, 2010

побудувати профілі поверхні дна у заздалегідь вибраних створах [1]. Крім того, використано гідрометричні параметри річок Жовта, Інгулець і Карачунівського водосховища, одержані в результаті тривалих спостережень Держкомгідромету (пост Іскрівка, з 1957 р.), поодиноких вимірів витрат, що виконувались Інститутом геологічних наук НАНУ [2], місцевими контролюючими органами та іншими організаціями [3, 4] (табл. 1).

У роботі [4] наведено також витрати дренажного стоку з балки Розбері до р. Жовтої – 50,4 м³/год та витрати шахтних вод, що відкачуються з шахти “Нова” до балки Розбері – 690,6 м³/год. Автори вважають, що ці дані дещо занижені, оскільки виконані в меженній період 2006 р. (кінець серпня) вимірювання показали, що найменші витрати струмка з балки Розбері сягають 82,6 м³/год, а в періоди планових скидів – 160 м³/год і вище.

Результати виконаних польових робіт 2006 р. [1], а також дані попередніх досліджень [2] переконливо засвідчили, що основним радіоактивним забруднювачем поверхневих вод р. Інгулець є ²³⁸U. З досвіду екологічних оцінок на відпрацьованих родовищах урану в подібних умовах (Девладівське родовище в Дніпропетровській області) відомо, що уран є рухливішим у системі ґрунт-розчин [5]. Згідно досліджень на водних об'єктах системи р. Інгулець, встановлено, що вміст урану на кілька порядків вищий, ніж радію в дренажних водах з накопичувача шахтних вод (балка “Розбері”), а в самому накопичувачі – на три порядки [4]. Уран у природних водах знаходиться у вигляді іонів уранілу UO₂²⁺ та U⁴⁺, їх гідратованих форм та ураноорганічних сполук. Уран сильно токсичний, має виражену канцерогенну дію.

Існуючі методи прогнозування концентра-

цій забруднень в поверхневих водах або складні і мають високі вимоги до початкових даних, а також необхідного для обчислень комп'ютерного часу, або не забезпечують необхідної точності моделювання, оскільки спрощені моделі спотворюють процеси, що мають місце під час переносу забруднень.

З огляду на обмеженість можливостей проведення регулярних гідрологічних та радіологічних досліджень, а також зважаючи на вимоги до роботи моделі в режимі реального часу, як прогнозну модель було запропоновано використати камерну модель неповного перемішування із запізнілим аргументом (UNDBE) [6]. Модель забезпечує точність прогнозування з невеликою кількістю початкових даних; дозволяє оцінювати стан поверхневих водойм та водотоків при надходженні в них забруднень, які утворюються як при роботі гірничо-рудного підприємства (або АЕС) у штатному режимі, так і при аварійних скидах; дозволяє врахувати час транспортування забруднення, перемішування та молекулярну дифузію в процесі транспортування за незначного ускладнення математичного апарата (порівняно з камерною моделлю повного перемішування) та без збільшення часу, потрібного для обчислень на ЕОМ. Малий час реалізації запропонованої моделі на ЕОМ забезпечує принципову можливість розв'язання задач параметричної ідентифікації і, як наслідок, можливість адаптації моделі до конкретного водотоку та підвищення точності прогнозування.

Гідрологічна модель. Під час проведення моделювання за допомогою камерної моделі водоток розділяють на систему камер, для яких потрібно розрахувати поточні об'єми та швидкості течії залежно від гідрометричних характеристик. Як гідрологічні моделі річок Жовта,

Таблиця 1

Місце розташування створу	Витрати води, м ³ /год		
	Серпень 2006 р.	Середні багаторічні	Мінімальні, 95% забезпеченості
Річка Жовта вище м. Жовті Води	не вим.	1256,4	104,4
Річка Жовта нижче м. Жовті Води	478,8	1422,0	115,2
Річка Жовта перед впадінням у р. Інгулець	645,0	1904,3	154,8
Річка Інгулець після впадіння р. Жовтої	4072	15300,0	1800,0
Річка Інгулець перед Карачунівським водосховищем	підпір	20520,0	2600,0

Інгулець, Карачунівське водосховище прийнято одновимірну стаціонарну модель [7], яка за наявних даних забезпечує визначення об'ємів окремих камер та швидкостей течії з необхідною точністю:

$$\frac{dz}{dx} = \frac{Q^2}{c^2 h F^2} \left[1 - \frac{c^2 h}{g F} \cdot \frac{dF}{dx} \right], \quad (1)$$

де dz/dx – ухил вільної поверхні потоку; Q – витрати води, m^3/c ; $c = \frac{1}{M} h^{\frac{1}{6}}$ – коефіцієнт Шезі, $m^{1/2}/c$; M – коефіцієнт шорсткості, $c/m^{1/3}$; $g = 9,81, m/c^2$; B – ширина потоку, m ; F – площа поперечного перерізу, m^2 ; $h = \frac{F}{B}$ – середня глибина, m .

Для гідрологічної моделі використовують наступні файли початкових даних:

- файл "Опис гідрологічного об'єкта", який містить дані про кількість камер, товщу шару донних відкладів у камері, кількість приток, що втікають до камери, дані про сполучення камер між собою і довжину кожної камери;
- файл "Опис батиметрії гідрологічного об'єкта", який містить дані про кількість поперечних перетинів, координати перетинів вздовж русла, кількість сегментів в описанні перетину, дані про глибини в кожному сегменті;
- файл "Опис гідрології", який містить дані про кількість інтервалів сталості даних, довжину інтервалу сталості даних, поточні витрати води для кожного притоку водної системи для кожного інтервалу сталості даних, дані про початкову концентрацію завислих намулів у камерах, необхідну кількість розрахункових точок, які формують результуючий файл.

За підсумками роботи модель формує наступні файли:

- файл "Поточні об'єми камер";
- файл "Поточні швидкості течій";
- файл "Маси донних відкладів".

У розрахунках використовують середній ухил дна русел, який за топографічними даними становить 0,00015 [3].

Враховуючи практичні можливості проведення гідрометричних і радіологічних вимірів (не частіше ніж раз на добу), за інтервал сталості даних і розрахунковий інтервал обрано одну добу.

Кількість розрахункових інтервалів – 240 днів обрано виходячи з того, що цей термін перевищує час транспортування водних мас від м. Жовті Води до кінцевого створу в Карачунівському водосховищі і достатній для аналізу проходження можливого викиду забруднення.

Модель масоперенесення. У запропонованій камерній моделі (UNDBE) [6, 8] передбачено, що кожна порція води, яка надходить в камеру разом із забрудненням, лише переміщується від входу до витоку камери (відсутні дифузія, трансформації забруднення та взаємодія з намулами). Це означає, що концентрація забруднення біля витоку камери може бути визначена як

$$\bar{C}(t, L) = \bar{C}_{inf} \left(t - \frac{F}{Q} L \right) = \bar{C}_{inf} \left(t - \frac{L}{u} \right), \quad (2)$$

де \bar{C} – вектор концентрацій (концентрація у розчині та на завислих намулах) біля витоку з камери, Bk/m^3 ; \bar{C}_{inf} – вектор концентрацій забруднення (у розчині та на завислих намулах), що надходить до камери, Bk/m^3 ; $Q/F = u$ – середня швидкість течії, m^3/c ; L – довжина лінії току в камері, m ; L/u – час транспортування водних мас у камері, c .

Після закінчення транспортування, досягнувши витоку з камери, водні маси повністю миттєво і рівномірно перемішуються в частині об'єму камери, трансформуються і взаємодіють із завислими і донними наносами (рис. 1).

З урахуванням формули (2) для об'єму перемішування V/n , розташованого біля витоку камери, можна записати:

$$\frac{d(V\bar{C}^*)}{ndt} = Q_{inf} \bar{C}_{inf} \left(t - \frac{L}{u} \right) - Q\bar{C}^* + V\bar{R}^*(\bar{C}^*, P^*), \quad (3)$$

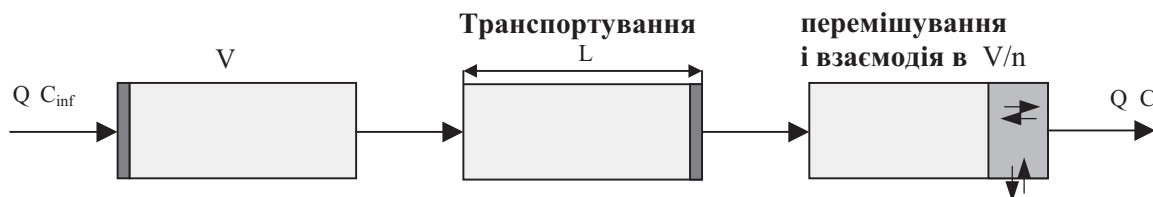


Рис. 1. Припущення камерної моделі із запізнілим аргументом

де \bar{C}^* – вектор концентрацій середніх не за об'ємом всієї камери V , а лише за об'ємом її прикінцевої частини V/n ; $\bar{R}^*(\bar{C}^*, \bar{P}^*)$ – вектор трансформацій забруднення в результаті хімічних біологічних та інших перетворень, Бк/см³; P^* – параметри процесів трансформації.

За підсумком модель транспортування, яка описується системою звичайних диференціальних рівнянь із запізнілим аргументом ($T_R = L/u$), що дорівнює часу транспортування водних мас, дає можливість врахувати той факт, що концентрацію на виході з камери визначають ті водні маси, які знаходилися на вході в неї на момент часу $(t - T_R)$.

У моделі передбачається опис поведінки забруднення у водотоках у розчині, на завислих намулах і в шарі донних відкладів з урахуванням обміну вода-дно і вода-завислі намули, чим забезпечується можливість моделювання широкого спектра забруднень.

У моделі масоперенесення забруднюючої речовини використовують наступні файли початкових даних:

- файли, сформовані гідрологічною моделлю;
- файл “Опис надходження забруднення”, який містить дані про початкові концентрації забруднювача у розчині, на завислих намулах і в шарі донних відкладів для кожної камери, значення параметрів обміну для систем вода-дно і вода-завислі намули у кожній камері, поточні дані про інтенсивність надходження забруднення з кожним притоком, Бк/с.

За підсумком роботи модель формує наступні файли:

- файл “Концентрації забруднення у розчині”;
- файл “Концентрації забруднення на завислих намулах”;
- файл “Концентрації забруднення у шарі донних відкладів”.

Програмна реалізація моделі. Програма була реалізована на мові “FORTRAN”. Загальна кількість операторів – 2900. Розмір завантажувального модуля програми – 830 кВ.

Організація програмного комплексу має відкритий характер – передбачає можливість нарощування кількості токсикологічних модулів для моделювання різних типів забруднень. Програмний комплекс може працювати в середовищі WINDOWS – 2000 і вище. Для розробки інтерфейсу моделі використано спеціальне програмне забезпечення – пакет програм “Visual Studio 2003 S#”.

У програмній реалізації моделі UNDBE для чисельного розв'язання диференціальних рівнянь із запізнілим аргументом використана модифікована програма RETARD [9]. У програмі використовують чисельний метод рішення диференціальних рівнянь Дорманда-Прінса – модифікація методу Рунге-Кутта четвертого порядку з мінімізацією похибки і об'єму обчислень, визначенням похибки на кожному кроці, а також з автоматичним управлінням довжиною кроку [9].

Програмна реалізація моделі забезпечує розв'язання систем диференціальних рівнянь з відносною похибкою 10^{-5} . Таке обмеження похибки обчислень призводить до прискорення моделювання за збереження достатньої точності результатів обчислень в умовах значної похибки вимірювань початкових даних.

Загальну уяву про гідрографію об'єкту, для якого виконано модель, можна одержати з інтерфейсу користувача, який забезпечує завдання початкових даних та одержання результатів розрахунків у зручному для користувача графічно-формалізованому вигляді (рис. 2).

Результати тестових розрахунків. Попередньо було проведено адаптацію програмного комплексу до умов водної системи річок Жовта, Інгулець – Карачунівське водосховище, тобто здійснено підбір:

- коефіцієнта Маннінга за камерами таким чином, щоб рівні води в камерах відповідали даним вимірів за відповідних витрат води;
- параметрів обміну в системі вода-дно таким чином, щоб концентрації у розчині і шарі донних відкладів відповідали виміряним для ²³⁸U.

Сформовані тестові приклади передбачали завдання в якості гідрологічних даних середніх для річок Жовта та Інгулець значень витрат води 0,46 та 6 м³/с відповідно з фоновією концентрацією 0,4 Бк/л. Передбачався також сталий приток забруднення в першу камеру (дренажні води балки Розбері) 0,014 м³/с з концентрацією 3,12 Бк/л, що відповідає даним натурних вимірів [1, 4].

Перший тестовий приклад передбачав скид забруднених (54 Бк/л) шахтних вод у р. Жовту з інтенсивністю 0,11 м³/с протягом п'яти діб.

Другий тестовий приклад за зазначених вище значеннях витрат і концентрацій передбачав скид забруднених шахтних вод протягом 20 діб.

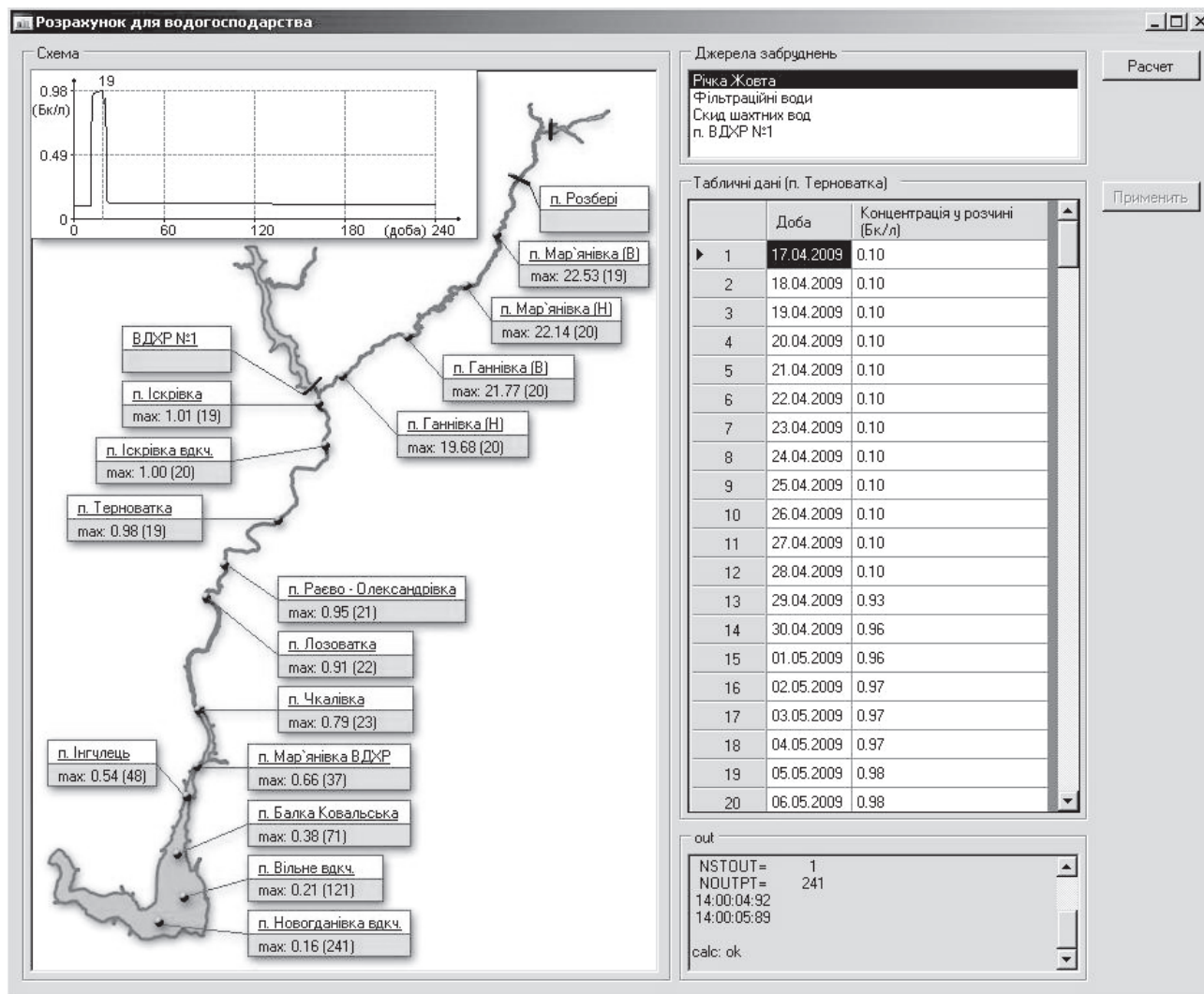


Рис. 2. Інтерфейс користувача

Результати моделювання розповсюдження радіоактивного забруднення відображено на рис. 3–6.

При скиді шахтних вод протягом 5 діб концентрація забруднення в межах р. Жовтої до злиття з р. Інгулець швидко зростає, значно перевищуючи допустимі рівні (1 Бк/л) і так само швидко спадає, що пояснюється великою інтенсивністю викиду і відносно малою (завдяки малій площі дна) масою донних наносів, що не можуть сорбувати значну кількість забруднювача. За 1–2 доби викид досягає місця злиття вод річок Жовта та Інгулець.

Концентрація різко зменшується після розбавлення вод р. Жовтої великою кількістю води р. Інгулець, і після с. Лозоватка знижується до гранично допустимої. Фронт поширення забруднення досягає с. Лозоватка за тиждень після початку викиду.

Максимальні концентрації утримуються протягом 1–2 діб. У подальшому концентрація продовжує зменшуватись завдяки дифузії, розбавленню та сорбції донними відкладами. Викид забруднення практично не викликає зростання концентрації у створі Новогданівки.

При скиді шахтних вод протягом 20 діб динаміка концентрацій забруднення в межах р. Жовтої до злиття з р. Інгулець практично не змінюється; лише тривалість підйому концентрації зростає до 20 діб.

Концентрація також різко зменшується після розбавлення вод р. Жовтої великою кількістю води р. Інгулець, і нижче с. Лозоватка знижується до гранично допустимої, але спостерігається тривале перевищення гранично допустимої концентрації від с. Іскрівка до с. Лозоватка (17 діб). У подальшому, після значного спаду концентрації спостерігається

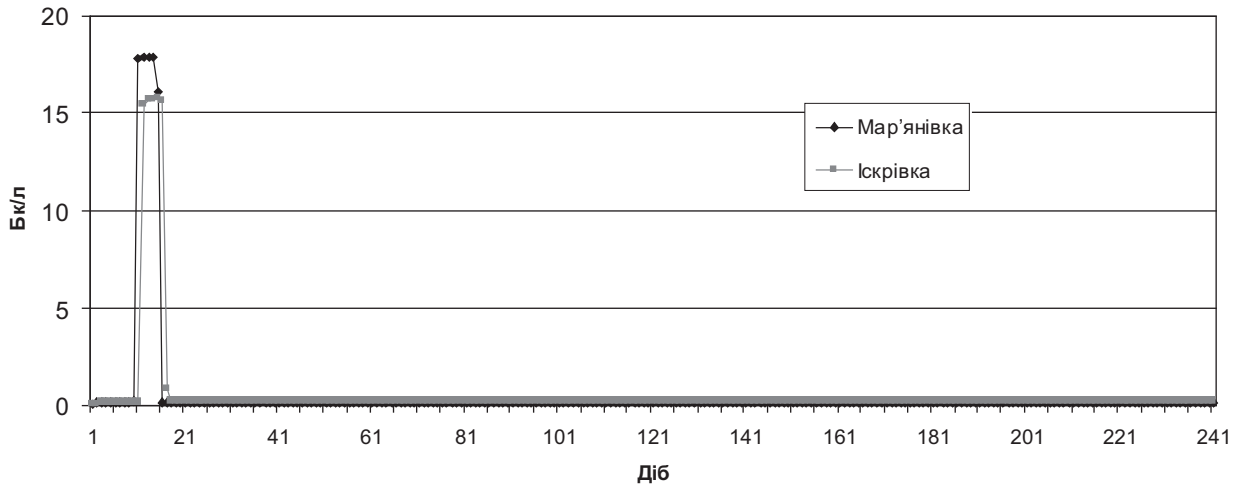


Рис. 3. Концентрація ^{238}U у розчині в межах р. Жовтої (викид забруднення протягом 5 діб)

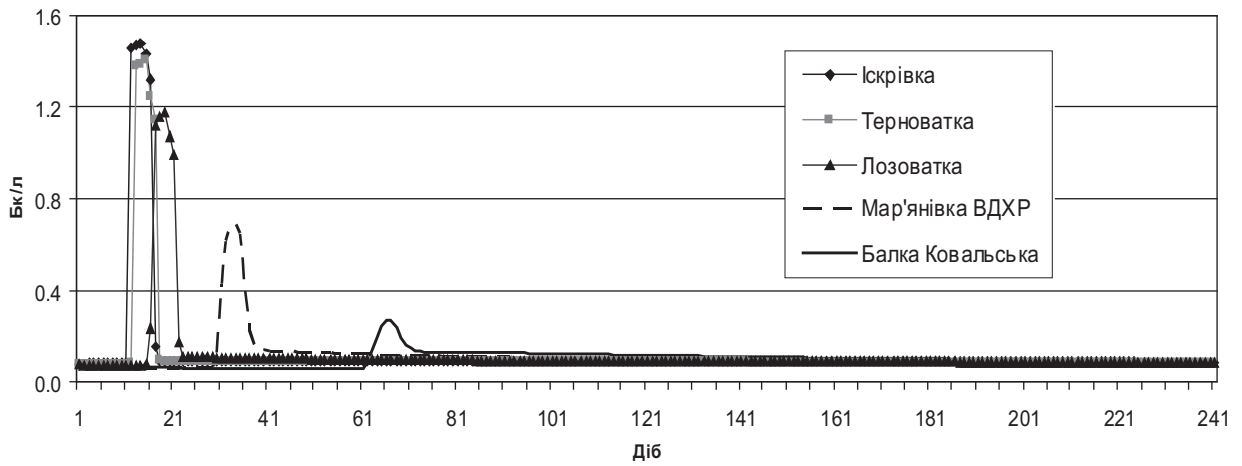


Рис. 4. Концентрація ^{238}U у розчині в межах р. Інгулець – Карачунівське водосховище (викид забруднення протягом 5 діб)

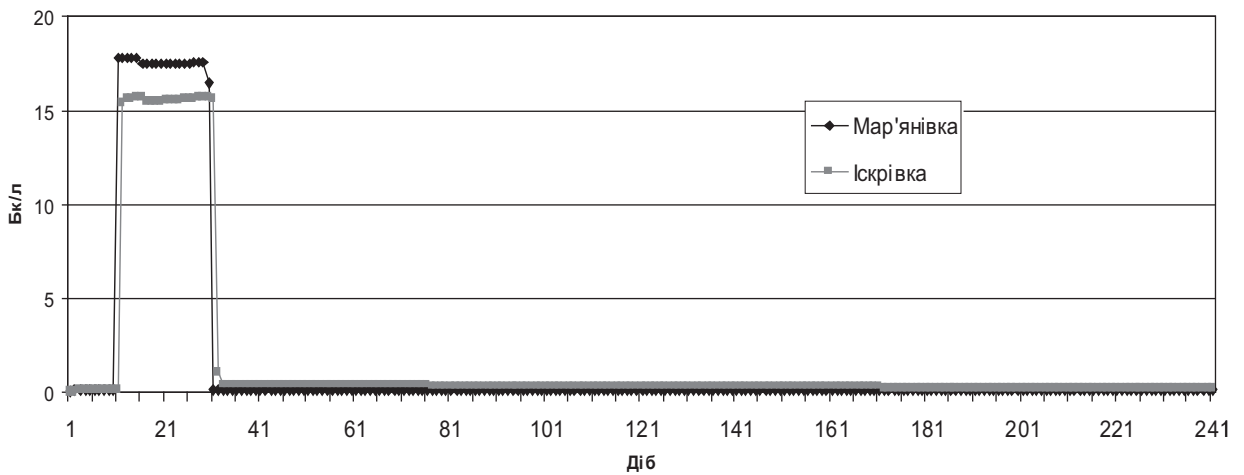


Рис. 5. Концентрація ^{238}U у розчині в межах р. Жовтої (викид забруднення протягом 20 діб)

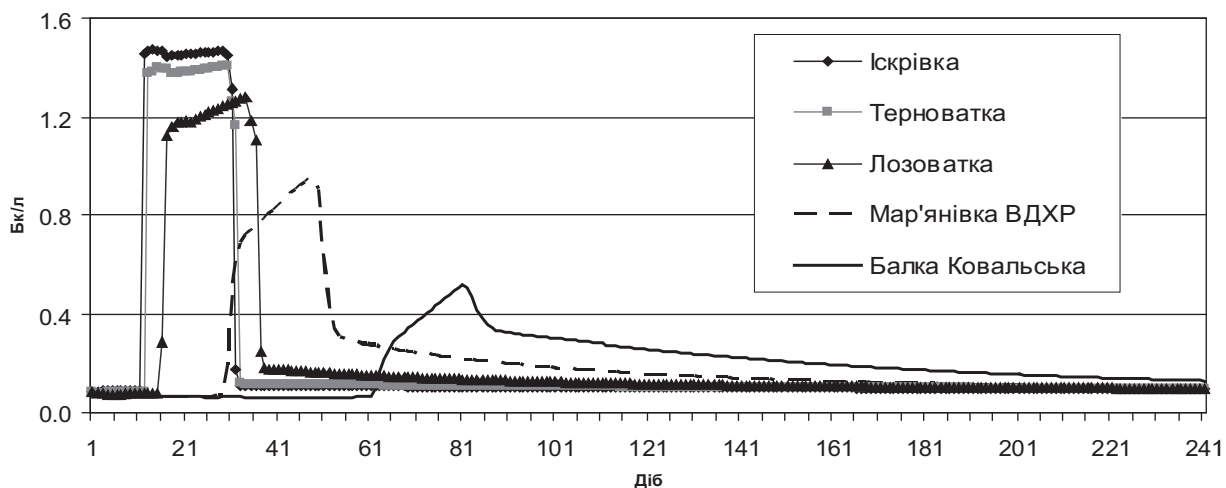


Рис. 6. Розрахована концентрація ^{238}U у розчині в межах р. Інгулець – Карачунівське водосховище (викид забруднення протягом 20 діб)

тривале зростання фонових концентрацій, зумовлене десорбцією накопиченого забруднення з донних відкладів, що відображається у незначному підвищенні фонові концентрації у створі Новобогданівки.

ВИСНОВКИ

Застосування камерної моделі із запізнілим аргументом (UNDBE) дозволяє за наявних даних провести її адаптацію до водної системи річок Жовта, Інгулець – Карачунівське водосховище та забезпечити необхідну точність та оперативність прогнозування розповсюдження радіоактивного забруднення.

Встановлено, що за наявної концентрації ^{238}U у шахтних водах, яка вища за гранично допустиму концентрацію у 15–18 разів, р. Жовта через малі витрати води не зможе виконати розбавлюючу функцію навіть за нетривалих викидів шахтних вод.

Води річки Інгулець значно розбавляють забруднення і за нетривалого викиду забезпечують лише короточасне перевищення гранично допустимих концентрацій у 1,5 рази, але за тривалих викидів таке перевищення може утримуватись довгий час.

Карачунівське водосховище завдяки значній масі накопиченої води знижує концентрацію забруднювача до менш ніж гранично допустимих концентрацій навіть за довготривалого викиду шахтних вод у водну систему.

Актуальним є моделювання можливого збільшення скиду води з водосховища № 1 під

час проходження викиду забруднення з метою зниження рівня концентрації, а також моделювання сценарію повного скиду накопичених шахтних вод з метою визначення меж самоочищувальної здібності (буферності) Карачунівського водосховища.

Розроблений програмний апарат передбачає можливість моделювання процесів розповсюдження забруднень в проточних поверхневих водоймах (річки, водосховища, лимани) та оцінки ефективності водоохоронних і водорегулюючих заходів. Принципово можливе розширення моделі для потреб прогнозування розповсюдження хімічних забруднень.

1. *Екологічний стан річок Жовта та Інгулець нижче уранової шахти "Нова" / Шевченко О.Л., Козицький О.М., Письменний Б.В. та ін. // Меліорація і водне господарство. – 2007. – Вип. 95. – С. 185–196.*
2. *Гідроекосистема Криворізького басейну – стан і напрями поліпшення / Багрій І.Д., Гожик П.Ф., Самоткал Е.В. та ін. – К.: Фенікс, 2005. – 216 с.*
3. *Вишневецький В.І., Косовець О.О. Гідрологічні характеристики річок України. – К.: Ніка-Центр, 2003. – 323 с.*
4. *Buzinny M., Soroka Y., Molchanov A. Substantiation and control of natural radionuclide discharges produced by mine "Novaja" Into River Ingulets / 5th International Symposium on naturally occurring radioactive material. Seville, Spain, 19th-22nd March 2007. (NORM V). Seville, 19-22 March 2007. CD version of all presentation. Poster 1.6. 5 pages.*

5. *Моніторинг* природного середовища після добування урану способом підземного вилуговування / Шумлянський В.О., Макаренко М.М., Колябіна І.Л. та ін. – К.: Логос, 2007. – 211 с.
6. *Сизоненко В.П.* Метод та засоби прогнозування розповсюдження радіоактивних забруднень у проточних поверхневих водоймищах з урахуванням режимів роботи АЕС і ГЕС: автореф. дис... канд. техн. наук: спец. 21.06.01. – К., 2008. – 20 с.
7. *Караушев А.В.* Речная гидравлика. – Л.: Гидрометеиздат, 1969. – 416 с.
8. *Sizonenko V.P.* A case study for a numerical box model with lagging argument in order to simulate transportation of pollution in Dnieper reservoirs and Loire River // International Conference on Radioactivity in the Environment, 2008, Jun 15–20, Bergen, Norway, Abstract Volume part 2, Bergen. – PP. 298–302.
9. *Хайпер Э., Нерсетт С., Ваннер Г.* Решение обыкновенных дифференциальных уравнений. Нежесткие задачи / Пер. с англ. – М.: Мир, 1990. – 593 с.

Надійшла до редколегії: 08.02.2010