

УДК 532.465

МОДЕЛЬ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ДОННОМУ ШАРІ НАМУЛІВ

І. О. БРОВЧЕНКО

Інститут проблем математичних машин і систем НАН України, Київ
03187, просп. академіка Глушкова, 42
e-mail: kterletska@gmail.com

Отримано 20.03.2016

Представлена нова тривимірна чисельна модель дисперсії радіонуклідів у морях і внутрішніх водоймах. Модель враховує взаємодію з багатofракційними зваженими і донними намулами. Багатошарове представлення донних відкладень дозволяє описувати міграцію радіонуклідів у донних намулах за рахунок змучування, осідання зважених намулів, а також за рахунок молекулярної дифузії в поровій воді і механічному перемішуванню донними організмами. Результати чисельних розрахунків зіставлені з лабораторним експериментом по міграції ^{134}Cs в донних відкладеннях.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: донні відкладення, радіонукліди, намули

Представлена новая трехмерная численная модель дисперсии радионуклидов в морях и внутренних водоемах. Модель учитывает взаимодействие с многофракционными взвешенными и донными наносами. Многослойное представление донных отложений позволяет описывать миграцию радионуклидов в донных отложениях за счет взмучивания, оседания взвешенных наносов, а также за счет молекулярной диффузии в поровой воде и механическому перемешиванию донными организмами. Результаты численных расчетов сопоставлены с лабораторным экспериментом по миграции ^{134}Cs в донных отложениях.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: донные отложения, радионуклиды, наносы

A new three-dimensional numerical model of radionuclides dispersion in the seas and inland waters is presented. The model takes into account the interaction with multifractional suspended and bottom sediments. Multilayer description of bed sediments allows to describe radionuclide migration in inshore sediments due to erosion, deposition of suspended sediment, as well as due to molecular diffusion in the pore water and mechanical mixing by benthic organisms. The results of numerical calculations are compared with experimental laboratory experiment for migration of ^{134}Cs in bed sediments.

KEY WORDS: bottom sediments, radionuclides

ВСТУП

Головним джерелом антропогенних радіонуклідів у водоймах та намулах є атмосферне випадіння внаслідок випробовувань ядерної зброї, які почалися в 40-х роках минулого сторіччя та досягли максимуму в 60-х роках. Техногенні аварії, найвідомішими з яких є аварії на Чорнобильській та Фукусімській АЕС, є причиною високого локального забруднення атмосфери та водного середовища. Радіонукліди, що потрапили до водного середовища, розчиняються у воді, адсорбуються на часточках зважених та донних намулів. Потрапляючи у верхній донний шар ґрунту забруднення поширюються вглиб завдяки випадінню завислих намулів, через молекулярну дифузію в поровій воді та за рахунок біотурбації - механічному перемішуванню намулів живими організмами. В стоячих водоймах, таких як озера та ставки, за допомогою аналізу забруднення донних відкладень можна досліджувати історію забруднення водойми, якщо відомі механізми міграції радіонуклідів у ґрунті. Пошарове датування донних відкладень дозволяє ре-

конструювати динаміку забруднення водного середовища за весь період антропогенного впливу. Для датування донних відкладень використовують радіоізотопні методи, основані на вимірах складу антропогенних радіонуклідів з урахуванням їх розпаду, аналізу хронології та джерела їхніх походжень. Існують одновимірні моделі міграції радіонуклідів у донних намулах (див. напр. [1-3]), які засновані на одновимірних рівняннях дифузії, та тривимірні моделі транспорту радіонуклідів у водному шарі і одному шарі донних намулів [4- 9]. В цій роботі представлено чисельну математичну тривимірну модель, що описує транспорт радіонуклідів у водному середовищі з багатofракційним складом намулів та міграцію забруднення у донних намулах.

1. ОПИС МОДЕЛІ

Модель переносу радіонуклідів описує основні обмінні процеси в системі вода-багатofракційні намули. У товщі води радіонукліди в розчиненій формі та адсорбовані на твердих частинках пере-



Рис. 1. Схема двоступеневої реакції

носяться течіями (адвекційні процеси) з одночасним впливом турбулентних процесів дифузії. Радіонукліди в розчиненій фазі взаємодіють з фазою радіонуклідів на завислих намулах та донних відкладеннях. Передача активності між розчиненими і адсорбованими нуклідами описується процесами адсорбції-десорбції. Осідання забруднених завислих наносів і розмив дна є важливими шляхами обміну радіонуклідів між дном і завислими намулами. Передача активності між водою та поровою водою у верхньому шарі донних відкладень регулюється дифузійними процесами.

Розглядається двоступенева послідовна кінетична реакція адсорбції радіонуклідів намулами. Первинна адсорбція радіонукліду частинкою намулу відбувається через поверхню частинки, цей процес описується кінетичним коефіцієнтом $k_1 (c^{-1})$, який є пропорційним площі поверхні частинки. Швидкість десорбції є постійною і описується коефіцієнтом $k_2 (c^{-1})$. Схему двоступеневої реакції показано на рис. 1. Після поверхневої адсорбції починається друга “повільна” фаза реакції, повільна дифузія іонів всередину частинки ([10]). Швидкість адсорбції та десорбції для другої ступені кінетичної реакції контролюється емпіричними параметрами a_{fs}, a_{sf} (рис. 1).

Рівняння для просторово-часової зміни концентрації розчинної фази радіонуклідів у воді C_d^w (Бк·м⁻³) та для концентрації “швидкої” реверсивної та “повільної” фази $C_{p,i}^w$ та $\tilde{C}_{p,i}^w$, відповідно, (Бк·м⁻³) в адсорбованій фазі для кожного класу розмірів намулів i у воді запишемо в декартових координатах (x, y, z) :

$$\frac{\partial C_d^w}{\partial t} + \vec{U} \nabla C_d^w = -a_{ds} \left(C_d^w \sum_{i=1}^n S_{p,i} K_{d,i} - C_p^w \right) - \lambda C_d^w + DIF F(C_d^w), \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_{p,i}^w}{\partial t} + \vec{U} \nabla C_{p,i}^w = & W_{p,i} \frac{\partial C_{p,i}^w}{\partial z} + \\ & + a_{ds} (C_d^w S_{p,i} K_{d,i} - C_{p,i}^w) - a_{fs} C_{p,i}^w + a_{sf} \tilde{C}_{p,i}^w - \\ & - \lambda C_{p,i}^w + DIF F(C_{p,i}^w), \end{aligned} \quad (2)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial \tilde{C}_{p,i}^w}{\partial t} + \vec{U} \nabla \tilde{C}_{p,i}^w = & W_{p,i} \frac{\partial \tilde{C}_{p,i}^w}{\partial z} + \\ & + a_{fs} C_{p,i}^w - a_{sf} \tilde{C}_{p,i}^w - \lambda \tilde{C}_{p,i}^w + DIF F(\tilde{C}_{p,i}^w), \end{aligned} \quad (3)$$

де \vec{U} – швидкість течії; $W_{p,i}$ – швидкість осідання частинки завислого намулу; λ – параметр розпаду радіонукліду; $S_{p,i}$ – концентрація завислих намулів кг/м³; $DIF F()$ описує молекулярну та турбулентну дифузію; a_{fs} та $a_{sf} (c^{-1})$ – пряма та обернена швидкості обміну між швидкою та повільною реверсивними фазами. Зауважимо, що для отримання одноступеневої кінетичної реакції в моделі достатньо покласти a_{fs} та a_{sf} рівними нулеві. Фазовий обмін між розчиненими та швидкими реверсивними радіонуклідами записаний у вигляді швидкості десорбції $a_{ds} (c^{-1})$ та коефіцієнту розподілу для одноступеневої реакції $K_{d,i} (m^3 kg^{-1})$, де

$$K_{d,i} = \frac{k_{1i}}{k_{2i} S_{p,i}}, \quad a_{ds} = k_2. \quad (4)$$

Зауважимо, що коефіцієнт розподілу зазвичай визначається як відношення концентрації адсорбованого радіонукліду до концентрації розчиненого в стані рівноваги, тобто:

$$K_{d,i} = \lim_{t \rightarrow \infty} \frac{C_{p,i}}{S_{p,i} C_w}, \quad (5)$$

де $C_{p,i}$ – загальна концентрація адсорбованого радіонукліду. В нашій моделі ми розуміємо коефіцієнт розподілу $K_{d,i}$ як відношення тільки концентрації швидкої реверсивної фази в рівнянні (5). При розгляді лише одноступеневої реакції $K_{d,i}$ має звичайний класичний зміст. Загальна концентрація швидкої реверсивної фракції радіонуклідів в адсорбованому вигляді C_p^w у товщі води має вигляд:

$$C_p^w = \sum_{i=1}^n C_{p,i}^w. \quad (6)$$

Неперервний вертикальний розподіл намулів та радіоактивності в донних відкладеннях апроксимується в моделі як послідовність добре перемішаних m шарів, починаючи з верхнього шару ($j=1$) у відповідності з моделлю переносу намулів. Міграція радіоактивності через ці шари відбувається за рахунок дифузії порової води та біотурбації. Рівняння для осередненою за верхнім шаром концентрації в поровій воді $C_{d,1}^b$ (Бк м⁻³) та для концентрації в швидкій та повільній реверсивній фракції радіонуклідів $C_{s,i,1}^b$ та $\tilde{C}_{s,i,1}^b$, відповідно (Бк·кг⁻¹),

в адсорбованій фазі для кожного класу намулів i записані у вигляді:

$$\begin{aligned} \frac{\partial Z_1 \varepsilon_1 C_{d,1}^b}{\partial t} &= \varepsilon_1 W_{pw}^{(0,1)} (C_d^w (-H) - C_{d,1}^b) - \\ &- W_{pw}^{(1,2)} (\varepsilon_1 C_{d,1}^b - \varepsilon_2 C_{d,2}^b) - a_{ds} \theta Z_1 (1 - \varepsilon_1) \times \\ &\times (C_{d,1}^b \sum_{i=0}^n \rho_{s,i} \phi_{i,1} K_{d,i} - C_{s,1}^b) - \lambda \varepsilon_1 Z_1 C_{d,1}^b, \end{aligned} \quad (7)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial Z_1 \phi_{i,1} C_{s,i,1}^b}{\partial t} &= -W_{bt}^{(1,2)} (\phi_{i,1} C_{s,i,1}^b - \phi_{i,2} C_{s,i,2}^b) + \\ &+ a_{ds} \theta \phi_{i,1} Z_1 (K_{d,i} C_{d,1}^b - C_{s,i,1}^b) - \\ &- a_{fs} \phi_{i,1} Z_1 C_{s,i,1}^b + a_{sf} \phi_{i,1} Z_1 \tilde{C}_{s,i,1}^b + \\ &+ \frac{\phi_{i,1} D_i C_{s,i}^w}{S_i \rho_{s,i} (1 - \varepsilon_1)} - \frac{E_i C_{s,i,1}^b}{\rho_{s,i} (1 - \varepsilon_1)} - \lambda \phi_{i,1} Z_1 C_{s,i,1}^b, \end{aligned} \quad (8)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial Z_1 \phi_{i,1} \tilde{C}_{s,i,1}^b}{\partial t} &= -W_{bt}^{(1,2)} (\phi_{i,1} \tilde{C}_{s,i,1}^b - \phi_{i,2} \tilde{C}_{s,i,2}^b) + \\ &+ a_{fs} \phi_{i,1} Z_1 C_{s,i,1}^b - a_{sf} \phi_{i,1} Z_1 \tilde{C}_{s,i,1}^b + \\ &+ \frac{\phi_{i,1} D_i \tilde{C}_{s,i}^w}{S_i \rho_{s,i} (1 - \varepsilon_1)} - \frac{E_i \tilde{C}_{s,i,1}^b}{\rho_{s,i} (1 - \varepsilon_1)} - \lambda \phi_{i,1} Z_1 \tilde{C}_{s,i,1}^b. \end{aligned} \quad (9)$$

Тут Z_i – товщина i -го шару донних відкладень; $W_{pw}^{(i,i+1)}$ $W_{bt}^{(i,i+1)}$ – швидкість обміну між шарами i та $i+1$ за рахунок молекулярної дифузії та біотурбації, відповідно; $\rho_{s,i}$ – густина намулу класу i ; $\phi_{i,j}$ – фракційний склад намулу класу i в донному шарі j ; ε_j – пористість у шарі j . Рівняння для осереднених по шару концентрацій в поровій воді та концентрацій швидкої та повільної фракції радіонуклідів $C_{d,j}^b, C_{s,i,j}^b, \tilde{C}_{s,i,j}^b$, відповідно, для решти донних шарів ($1 < j \leq m$):

$$\begin{aligned} \frac{\partial Z_j \varepsilon_j C_{d,j}^b}{\partial t} &= W_{pw}^{(j-1,j)} (\varepsilon_{j-1} C_{d,j-1}^b - \varepsilon_j C_{d,j}^b) - \\ &- W_{pw}^{(j,j+1)} (\varepsilon_j C_{d,j}^b - \varepsilon_{j+1} C_{d,j+1}^b) - a_{ds} \theta Z_j (1 - \varepsilon_j) \times \\ &\times (C_{d,j}^b \sum_{i=0}^n \rho_{s,i} \phi_{i,j} K_{d,i} - C_{s,j}^b) - \lambda \varepsilon_j Z_j C_{d,j}^b, \end{aligned} \quad (10)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial Z_j \phi_{i,j} C_{s,i,j}^b}{\partial t} &= W_{bt}^{(j-1,j)} (\phi_{i,j-1} C_{s,i,j-1}^b - \phi_{i,j} C_{s,i,j}^b) - \\ &- W_{bt}^{(j,j+1)} (\phi_{i,j} C_{s,i,j}^b - \phi_{i,j+1} C_{s,i,j+1}^b) + \\ &+ a_{ds} \theta \phi_{i,j} Z_j (K_{d,i,j} C_{d,j}^b - C_{s,i,j}^b) - \\ &- a_{fs} \phi_{i,j} Z_j C_{s,i,j}^b + a_{sf} \phi_{i,j} Z_j \tilde{C}_{s,i,j}^b - \lambda \phi_{i,j} Z_j C_{s,i,j}^b, \end{aligned} \quad (11)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial Z_j \phi_{i,j} \tilde{C}_{s,i,j}^b}{\partial t} &= W_{bt}^{(j-1,j)} (\phi_{i,j-1} \tilde{C}_{s,i,j-1}^b - \phi_{i,j} \tilde{C}_{s,i,j}^b) - \\ &- W_{bt}^{(j,j+1)} (\phi_{i,j} \tilde{C}_{s,i,j}^b - \phi_{i,j+1} \tilde{C}_{s,i,j+1}^b) + \\ &+ a_{fs} \phi_{i,j} Z_j C_{s,i,j}^b - a_{sf} \phi_{i,j} Z_j \tilde{C}_{s,i,j}^b - \lambda \phi_{i,j} Z_j \tilde{C}_{s,i,j}^b, \end{aligned} \quad (12)$$

де θ – корекційний множник для десорпції, що враховує те, що в донних шарах частина піщинок може бути недоступна для інших частинок намулів завдяки щільному розташуванню частинок [10]. Загальна концентрація швидкої реверсивної фракції C_s^b в донних намулах:

$$C_{s,j}^b = \sum_{i=1}^n \phi_{i,j} C_{s,i,j}^b. \quad (13)$$

Залежність $K_{d,i}$ від діаметру частинки намулу d_i записана за [8] як

$$K_{d,i} = \frac{\chi}{a_{ds} \rho_{s,i}} \frac{6}{d_i}, \quad (14)$$

де χ – швидкість обміну ($\text{м} \cdot \text{с}^{-1}$). Значення швидкості десорпції згідно [10] приблизно стало для різних типів радіонуклідів: $a_{ds} = 1.16 \cdot 10^{-5} \text{с}^{-1}$, в той час як χ залежить від типу радіонукліду [10] та солоності S :

$$\chi = \chi_0 \frac{S_0}{S_0 + S}. \quad (15)$$

де χ_0 це швидкість обміну в прісній воді; $S_0 = 45$ ([11]).

На вільній поверхні $z = \eta$ граничні умови:

$$\nu_T \frac{\partial C_d^w}{\partial z} - W C_d^w = -q_d, \quad (16)$$

$$\nu_T \frac{\partial C_{p,i}^w}{\partial z} - (W - W_{p,i}) C_{p,i}^w = -q_{p,i}, \quad (17)$$

де η – рівень вільної поверхні; q_d та $q_{p,i}$ – потоки випадіння з атмосфери (Бк $\cdot \text{м}^{-1} \cdot \text{с}^{-1}$) розчинених та адсорбованих радіонуклідів відповідно. Потоки в дно на рівні $z = -H + z_0$:

$$\nu_T \frac{\partial C_d^w}{\partial z} - W C_d^w = \varepsilon_1 W_{pw}^{(0,1)} (C_d^w - C_{d,1}^b), \quad (18)$$

$$\nu_T \frac{\partial C_{p,i}^w}{\partial z} - (W - W_{p,i}) C_{p,i}^w = -\frac{C_{p,i}^w D_i}{S_i} + C_{s,i}^b E_i, \quad (19)$$

де z_0 – висота шорсткості. Швидкість обміну $W_{pw}^{(0,1)}$ може бути оцінена за виразом [12], що скориговане для шорсткого дна [13]:

$$W_{pw}^{(0,1)} = 0.01778 u_* \text{Re}^{-0.2} \text{Sc}^{-0.604}, \quad (20)$$

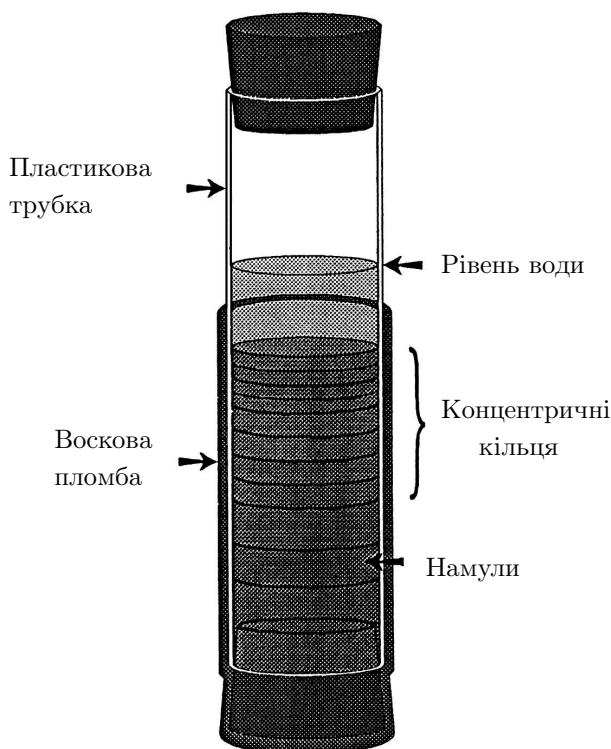


Рис. 2. Схема лабораторного експерименту [1]

де u_* – швидкість тертя; $Re = u_* \delta_* \nu_M^{-1}$ – число Рейнольдса; δ_* – середня висота шорсткості елементів; $Sc = \nu_M / \nu_D$ – число Шмідта; ν_M – кінематична в'язкість; ν_D – коефіцієнт вільної дифузії в розчині.

Швидкість обміну $W_{pw}^{(j,j+1)}$ між шарами донних намулів при $j > 0$ записується як

$$W_{pw}^{(j,j+1)} = \frac{2\nu'_{D,j}\nu'_{D,j+1}}{\nu'_{D,j}Z_{j+1} + \nu'_{D,j+1}Z_j}, \quad (21)$$

де $\nu'_{D,j}$ – ефективний коефіцієнт дифузії. Цей коефіцієнт включає коефіцієнт дифузії ν_D , що скоригований на звивистість ψ^2 в намулах та коефіцієнт біотурбації ν_B , бо біотурбація підсилює дифузію в порів'язній воді через перемішування частинок:

$$\nu'_{D,j} = \frac{\nu_{D,j}}{\psi_j^2} + \nu_B. \quad (22)$$

Параметр звивистості пов'язаний з пористістю згідно [13] як $\psi_j^2 = 1 - 2 \ln \varepsilon_j$.

1.1. Метод розв'язку

Математична модель, що описана в попередньому розділі, реалізована як розширення чисельних моделей [14] та [15], комп'ютерний код яких є у

відкритому доступі. Модель [14] є тривимірної гідродинамічною моделлю з вільною поверхнею, що розраховує поля швидкостей та коефіцієнти турбулентної дифузії. Модель [15] доповнює гідродинамічну модель та розраховує дисперсію зважених та донних намулів. Модель враховує змучування та осідання багатофракційних намулів, морфологічні зміни та еволюцію фракційного складу донних намулів. Модель морфодинаміки використовує представлення дна у вигляді скінченної кількості шарів ґрунту. Причому товщини та характеристики шарів можуть змінюватися в часі, але загальна кількість шарів залишається незмінною. При наміві ґрунту, коли товщина верхнього шару перевищує критичну, на поверхні створюється новий шар, а два донних шари при цьому об'єднуються в один. При розмиві дна, якщо товщина верхнього шару падає до нуля, то верхній шар знищується, а останній нижній шар ділиться навпіл. У такий спосіб підтримується постійна загальна кількість шарів. Представлена в даній роботі модель дисперсії радіонуклідів інтегрована в один програмний код з моделями [14] та [15], та використовує однакові чисельні алгоритми для розв'язання рівнянь задачі. Для чисельного розв'язання рівнянь (1-3) використовується модуль переносу пасивних домішок з моделі [14], а для розв'язання рівнянь (1)–(3) використовується морфологічний модуль з моделі [15].

1.2. Опис експерименту

Для перевірки роботи моделі був вибраний лабораторний експеримент [1], в якому проводився

Табл. 1. Параметри для чисельного моделювання

Параметр	Значення
Вид радіонукліду	^{134}Cs
Параметр розпаду λ	$1.06 \cdot 10^{-8} \text{c}^{-1}$
Початкова концентрація у воді	$1.337 \cdot 10^7 \text{Бк/м}^3$
К-сть донних шарів	100
Товщина донних шарів	1мм
Пористість	0.93
Густина намулів	1420кг/м^3
Коефіцієнт молекулярної дифузії	$1.45 \cdot 10^{-9} \text{м}^2 \text{с}$
Коефіцієнт біотурбації	$0 \text{м}^2 \text{с}$
K_d	$2 \text{м}^3 / \text{кг}$
a_{fs}, a_{sf}	$0.25 \cdot 10^{-7}, 0.25 \cdot 10^{-8} \text{c}^{-1}$

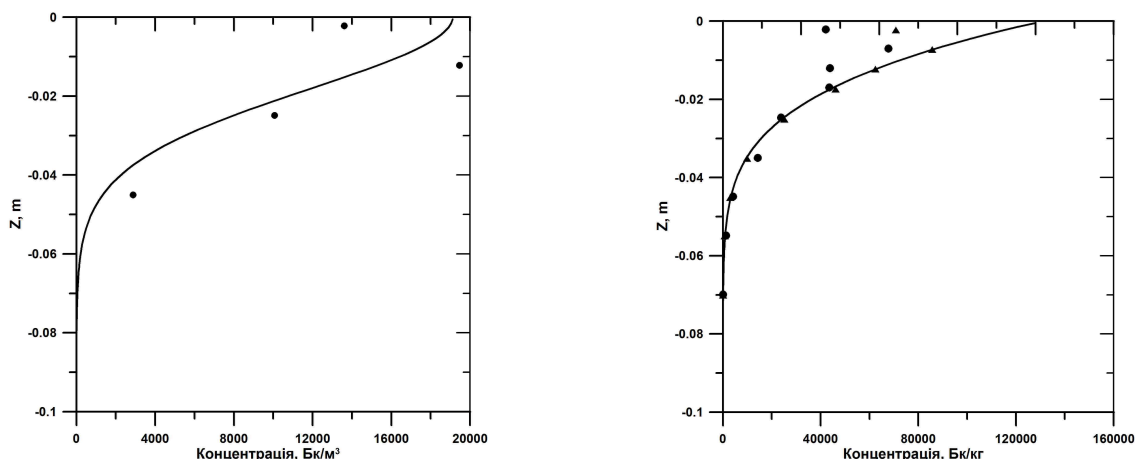


Рис. 3. Профілі концентрації радіонуклідів після одного року моделювання у порівнянні з лабораторним дослідом [1]: зліва – концентрація у поровій воді; справа – загальна концентрація в намулах

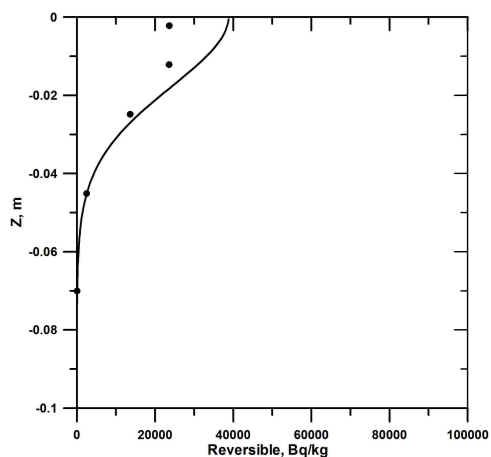


Рис. 4. Профілі концентрації радіонуклідів у швидкій фазі намулів після одного року моделювання у порівнянні з лабораторним дослідом [1]

дослід по розповсюдженню радіонуклідів у донних намулах тільки за рахунок молекулярної дифузії у поровій воді. Такий лабораторний дослід дозволяє дослідити окремо процеси обміну з дном, розповсюдження радіоактивності в шарі намулів та очищення забрудненої води. Такі дослідження є корисними для розуміння та оцінки процесів, що відбуваються у водоймах зі стоячою водою (озерах, ставках) після радіоактивного випадіння з атмосфери.

Для проведення лабораторного експерименту [1] було зібрано 14 однакових зразків намулів з озера Іствейт, Великобританія, та поміщені в пластикові трубки діаметром 6.9 см. На рис. 2 показана схема лабораторного дослідження. Кожна трубка була сконструйована з набору відокремлюваних концентри-

чних кілець, які були ущільнені водонепроникливою стрічкою та додатково вкриті воском. Глибина води понад намулами була 2 см, в цей об'єм води було впроркнута 1000 Бк ^{134}Cs . Дослідні трубки були закорковані та залишені в холодній кімнаті при температурі 4°C.

Через певні періоди часу (15 хв., 3 год., 24 год., 3 д., 10 д., 61 д., 1 рік) дві трубки розпаковувались, зривались воскові пломби та відокремлювались концентричні кільця, починаючи з верхнього. Концентричні кільця відповідали глибинам: 0-0.5, 0.5-1.0, 1.0-1.5, 1.5-2.0, 2-3, 3-4, 4-5, 5-6, 6-8 та 8-10 см. Після цього проводились виміри концентрацій ^{134}Cs у поровій воді (Бк/м³) та у намулах (Бк/кг).

2. РЕЗУЛЬТАТИ РОЗРАХУНКІВ

Для чисельного моделювання використовувались параметри, що наведені в табл. 1. Густина намулів, пористість та коефіцієнт K_d наведені в роботі [1].

Окрім концентрації ^{134}Cs у поровій воді, експериментально вимірювалась загальна концентрація у намулах та концентрація у повільній “незворотній” фазі намулів. Чисельна модель дозволяє відокремлювати “швидку” та “повільну” фази забруднення намулів та дає змогу порівняти розрахунки з експериментальними даними. Експериментально було показано, що в досліді [1] через 1 рік проведення експерименту близько 65% становило забруднення на швидкій обмінній фазі намулів, та лише 35% на повільній фазі. Щоб досягти таких же результатів при чисельному моделюванні були обрані параметри a_{fs} , a_{sf} , що наведені в табл. 1. Так

як не було жодної згадки про наявність живих організмів у намулах, при чисельному моделюванні було припущено, що протягом року в холодній воді без джерела кисню живі організми активності не проявляли. Тому коефіцієнт біотурбації був покладений рівним нулеві.

На рис. 3-4 наведено порівняння результатів моделювання через рік розрахунків з результатами дослідів. Показані розраховані та виміряні профілі концентрації радіонуклідів у поровій воді, на швидкій фазі намулів та загальна концентрація у намулах. Порівняння показує, що модель достатньо точно описує розповсюдження радіонуклідів у шарі намулів. Хоча не був відтворений локальний максимум концентрації, що спостерігався у досліді біля поверхні дна.

ВИСНОВКИ

Представлена нова чисельна тривимірна модель переносу радіонуклідів у водному середовищі. Модель описує транспорт у водному шарі розчиненого радіонукліду, а також забруднення у багатofракційних завислих намулах. Розглядається окремо перерозподіл забруднення всередині часток намулів між швидкою фазою, яка взаємодіє з розчиненим у воді радіонуклідом, та повільною фазою, яка взаємодіє тільки з швидкою. Для опису міграції забруднення в донних намулах розглядається багат шарове дно, в якому радіонукліди розповсюджуються вглиб дна за рахунок молекулярної дифузії в поровій воді та біотурбації живими донними організмами. За допомогою чисельної моделі був відтворений лабораторний експеримент по міграції ^{134}Cs вглиб шарів ґрунту завдяки молекулярній дифузії.

1. *Smith J.T., Comans R.N.J., Ireland D.G., Nolan L., Hilton J.* Experimental and in situ study of radiocaesium transfer across the sediment-water interface and mobility in lake sediments // *Applied Geochemistry*.– 2000.– **15**.– P. 833-848.
2. *Putyrskaya V., Klemt E.* Modeling ^{137}Cs migration processes in lake sediments // *Journal of Environmental Radioactivity*.– 2007.– **96(1-3)**.– P. 54-62.
3. *Putyrskaya V., Klemt E., Rollin S.* Migration of ^{137}Cs in tributaries, lake water and sediment of Lago Maggiore (Italy, Switzerland) – analysis and comparison with Lago di Lugano and other lakes // *Journal of Environmental Radioactivity*.– 2009.– **100(1)**.– P. 35-48.
4. *Monte L., Brittain J.E., Håkanson L., Heling R., Smith J.T., Zheleznyak M.* Review and assessment of models used to predict the fate of radionuclides in lakes // *Journal of Environmental Radioactivity*.– 2003.– **69**.– P. 177-205.
5. *Monte L., Periañez R., Boyer P, Smith J.T., Brittain J. E.* The role of physical processes controlling the behaviour of radionuclide contaminants in the aquatic environment: a review of state-of-the-art modelling approaches // *Journal of Environmental Radioactivity*.– 2009.– **100(9)**.– P. 779-784.
6. *Koziy L., Maderich V., Margvelashvili N., Zheleznyak M.* Three-dimensional model of radionuclide dispersion in the estuaries and shelf seas // *J. Environmental Modeling and Software*.– 1998.– **13(5-6)**.– P. 413-420.
7. *Margvelashvili N., Maderich V., and Zheleznyak M.* THREETOX - a computer code to simulate three-dimensional dispersion of radionuclides in stratified water bodies // *Radiation Protection Dosimetry*.– 1997.– **73(1-4)**.– P. 177-180.
8. *Periañez R. Abril J.M., Garcia-Leon M.* Modelling the dispersion of non-conservative radionuclides in tidal waters—Part 1: conceptual and mathematical model // *Journal of Environmental Radioactivity*.– 1996.– **31(2)**.– P. 127-141.
9. *Periañez R., Brovchenko I., Duffa C., Jung K.T., Kobayashi T., Lamego F., Maderich V., Min, B.-I., Nies H., Ösvath I., Psaltaki M., Suh K.* A new comparison of marine dispersion model performances for Fukushima releases in the frame of IAEA MODARIA program // *Journal of Environmental Radioactivity*.– 2015.– **150**.– P. 247-269.
10. *Periañez R.* Testing the behaviour of different kinetic models for uptake/release of radionuclides between water and sediments when implemented in a marine dispersion model // *Journal of Environmental Radioactivity*.– 2004.– **71**.– P. 243-259.
11. *Laissaoui A., Abril J.M., Periañez R., Garcia-Leon M., Garcia-Montano E.* Determining kinetic transfer coefficients for radionuclides in estuarine waters: reference values for ^{133}Ba and effects of salinity and suspended load concentrations // *Radioanalytical Nuclear Chemistry*.– 1998.– **237**.– P. 55-61.
12. *Shaw D.A. and Hanratty T.J.* Turbulent mass transfer rates to a wall for large Schmidt numbers // *Amer. Inst. Chem. Eng. J.*– 1977.– **23**.– P. 28-37.
13. *Boudreau B. P.* Diagenetic models and their implementation: Modelling transport and reactions in aquatic sediments.– : Springer, 1997.– 414 p.
14. *Zhang Y., Baptista A.M.* SELFE: A semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite-element model for cross-scale ocean circulation // *Ocean Modelling*.– 2008.– **21(3-4)**.– P. 71-96.
15. *Pinto L., Fortunato A.B., Zhang Y., Oliveira A., Sancho, F.E.P.* Development and validation of a three-dimensional morphodynamic modelling system // *Ocean Modelling*.– 2012.– **57-58**.– P. 1-14.