

В.Є. Гончарук\*, М.І. Дзюбачик, А.Р. Торський, Є.Я. Чапля, О.Ю. Чернуха  
 Центр математичного моделювання ІППММ ім. Я.С. Підстригача НАН України, Львів, Україна,  
 \*Національний університет “Львівська політехніка”,  
 кафедра ТЕБ

## МОДЕЛЮВАННЯ МІГРАЦІЇ РАДІОАКТИВНИХ ЗАБРУДНЕНЬ У ҐРУНТІ ТА ОЦІНЮВАННЯ ЗАБРУДНЕНОСТІ ҐРУНТОВИХ ВОД

© Гончарук В.Є., Дзюбачик М.І., Торський А.Р., Чапля Є.Я., Чернуха О.Ю., 2008

Досліджуються процеси поширення радіоактивних домішок у ґрунті з урахуванням його складної структури та процесів сорбції-десорбції. Отримано розрахункові моделі визначення кількості радіоактивного забруднення, що досягає водоносні горизонти за певний проміжок часу.

The processes of radioactive admixture spread in soil are studied with allowing for its complex structure and sorption-desorption processes. Design models are obtained for determining quantity of radioactive pollution reaching waterbearing stratum in certain time interval.

Потрапляючи в довкілля, техногенні радіонукліди включаються в природні процеси масоенергообміну і мають комплексний характер та охоплюють усі природні компоненти: водний, повітряний і біогенний перенос.

Радіоактивні речовини потрапляють в оточуюче середовище з різноманітних технічних джерел та внаслідок різних процесів. Зокрема, антропогенні джерела включають ядерні випробовування та ядерний паливний цикл [1]. У таблиці наведено порівняння радіонуклідів під час ядерних вибухів та під час аварій на ядерних реакторах.

### Викиди радіоактивних ізотопів під час ядерних вибухів та аварій на ядерних реакторах [2]

Нуклід	Викид радіоактивності, ГБк (перерахована на третій день після аварії або вибуху)			
	Хіросима	Ядерні випробовування	Чорнобиль	Уіндскейл
<sup>137</sup> Cs	0,1	1 500	89	0,044
<sup>134</sup> Cs*	-	-	48	0,0011
<sup>90</sup> Sr	0,085	1 300	7,4	0,00022
<sup>133</sup> Xe	140	2 100 000	4 400	14
<sup>131</sup> I	52	780 000	1 300	0,59

\* <sup>134</sup>Cs утворився в реакторах внаслідок нейтронної активації.

Внаслідок Чорнобильської катастрофи в атмосферу було викинуто величезну кількість різноманітних радіонуклідів та їхніх сполук, які поверхнево забруднили значні території України та Європи (рис. 1).

За останні роки виявилось, що багато радіонуклідів і сполук ефективно сорбуються ґрунтом і знаходяться у порівняно тонких приповерхневих шарах землі. У той самий час інші проникають на значну глибину і призводять до забруднення ґрунтових вод. Експериментально виявлені особливості процесу поширення радіонуклідів у ґрунті повністю описати не вдалося. Це призводить до того, що і сьогодні ще не існує ефективних методик оцінки захищеності ґрунтових вод від поверхневих забруднень.

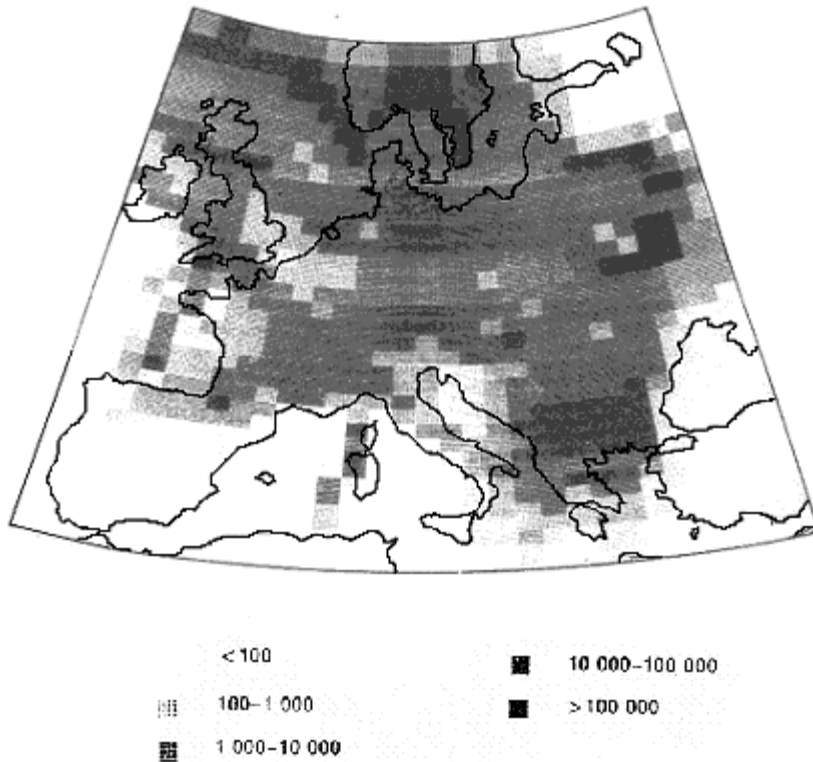


Рис. 1. Сумарне випадання  $^{137}\text{Cs}$  [Бк/м<sup>2</sup>] на території Європи після аварії на Чорнобильській АЕС [3]

Відповідно до наявних в літературі експериментальних даних припускається, що домішкові радіоактивні частинки одного хімічного виду в межах фізично малого елемента середовища знаходяться у трьох фізично різних станах: поровому розчині, адсорбованій на внутрішній поверхні скелета воді та в об'ємі мінеральних монокристалів ґрунту, які становлять його скелет (рис. 2). При цьому ці частинки у поровому розчині дифундують і конвективно переміщуються разом з ним, в адсорбованій на внутрішній поверхні скелета воді – дифундують, а в об'ємі скелета – нерухомі. Також враховується можливість переходу домішкових частинок з одного стану в інший та зв'язування в пастках (об'ємі скелета).

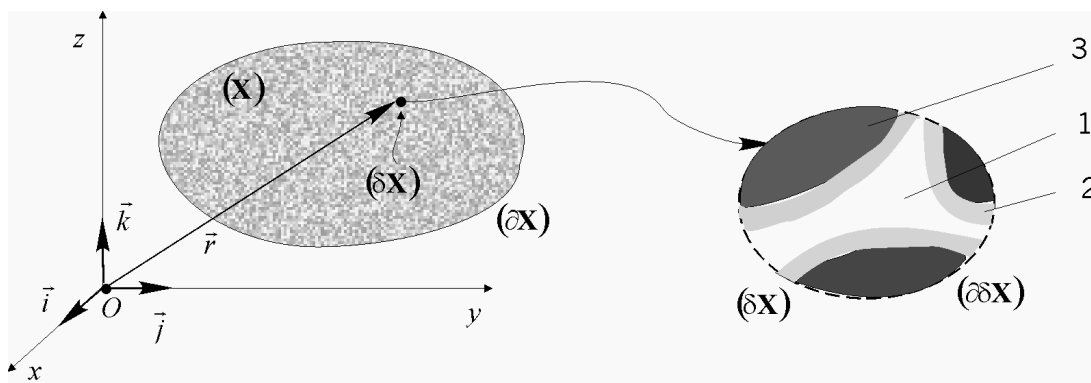


Рис. 2. Характерна структура фізично малого елемента тіла:  
 область 1 займає водний поровий розчин;  
 область 2 – адсорбовані на скелеті ґрунту шари води; 3 – скелет ґрунту

За побудови математичної моделі міграції радіоактивних забруднень за базові процеси вибираються дифузія двома шляхами та наявність пасток для домішкових частинок, теплопровідність, процеси зміни стану домішкової речовини (сорбція-десорбція) та деформації.

Методами термодинаміки нерівноважних процесів побудовано основні співвідношення нелінійної фізико-математичної моделі поширення забруднення типу важких металів у ґрунті. Ключову систему диференціальних рівнянь отримано у вигляді

$$\begin{aligned} \frac{\partial c_1}{\partial \tau} &= \vec{\nabla} \cdot (D_1 \vec{\nabla} c_1 + D_3 \vec{\nabla} c_2) - k_1 c_1 + k_2 c_2; \\ \frac{\partial c_2}{\partial \tau} &= \vec{\nabla} \cdot (D_4 \vec{\nabla} c_1 + D_2 \vec{\nabla} c_2) + k_1 c_1 - (k_2 + k_4) c_2 + k_3 c_3; \\ \frac{\partial c_3}{\partial \tau} &= k_4 c_2 - k_3 c_3, \end{aligned} \quad (1)$$

де  $c_1$  - концентрація радіонуклідів у поровому розчині;  $c_2$  - концентрація частинок на поверхні монокристалів ґрунту;  $c_3$  - концентрація в об'ємі скелета;  $D_1, D_2$  - коефіцієнти дифузії радіонукліда в стані 1 і 2 відповідно;  $D_3$  і  $D_4$  - перехресні коефіцієнти дифузії;  $k_1$  - коефіцієнти інтенсивності переходу частинок між станами;  $k_1, k_2$  - з порового розчину в адсорбовані шари води, і навпаки,  $k_3$  і  $k_4$  - з адсорбованої води в об'єм монокристалів ґрунту;  $\vec{\nabla}$  - набла-оператор Гамільтона;  $\tau$  - час.

Відповідно до можливих природних ситуацій отримано різні варіанти лінеаризації системи рівнянь перенесення радіонуклідів двома шляхами у середовищі з пастками. Розв'язано крайові задачі вертикальної міграції домішки для різних модельних варіантів, а саме – якщо виконується умова локальної термодинамічної рівноваги між станами частинок, що знаходяться в адсорбованих шарах води та в об'ємі скелета, то міграція радіонуклідів описується системою рівнянь гетеродифузії [4]. У разі рівноваги між станами частинок, які дифундують у ґрунтовому розчині та в адсорбованій воді, отримаємо систему рівнянь дифузії в середовищі з пастками. Якщо ж справджується умова рівноваги між трьома станами, то міграція радіоактивних частинок описується рівнянням дифузії в середовищі з ефективними характеристиками.

На рис. 3 показано порівняльні зображення розподілів сумарних концентрацій домішкової речовини у випадках середовища з двома шляхами міграції та пастками для радіоактивних частинок (криві 1), гетеродифузії (криві 2), дифузії в середовищі з пастками (криві 3) та дифузії в ефективному середовищі (криві 4). Числові розрахунки проведені у безрозмірних змінних  $t = k_2 \tau$ ,  $\xi = (k_2/D_1)^{1/2} x$ . Тут прийняті такі значення характеристик середовища: безрозмірна товщина шару ґрунту  $\xi_0 = 10$ ;  $D_2/D_1 = 0,1$ ;  $D_3 = D_4 = 0$ ;  $k_1/k_2 = 10$ ;  $k_3/k_2 = 0,01$ ;  $k_4/k_2 = 0,001$  в момент безрозмірного часу  $t = 10$ .

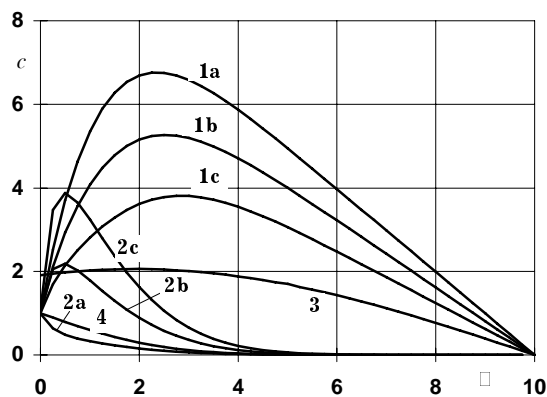


Рис. 3. Порівняльні розподіли концентрацій для різних модельних випадків залежно від коефіцієнта поверхневого розподілу радіонуклідів між розчином та адсорбованою водою  $\alpha$  ( $0 \leq \alpha \leq 1$ ):

криві **a** -  $\alpha = 0$ ; **b** -  $\alpha = 0,5$ ; **c** -  $\alpha = 1$

Отримання точних розв'язків задач дає можливість визначити потоки маси забруднення через задану глибину, а також кількість речовини, що досягла цю глибину за певний проміжок часу. На рис. 4 проілюстровано порівняльні зображення розподілів сумарних потоків  $J(t)$  радіоактивної речовини через глибину  $\xi = 8$ , розраховані для різних модельних наближень для тих самих характеристик середовища.

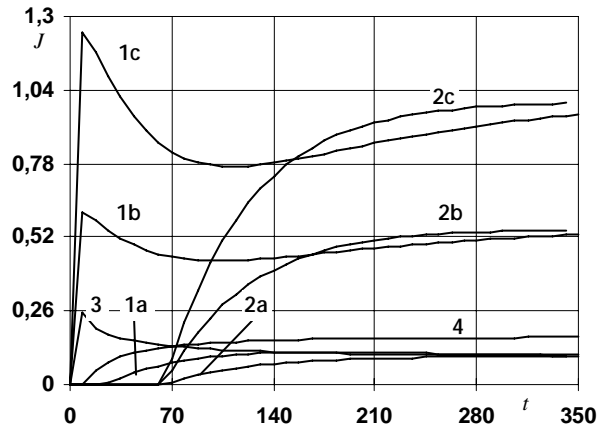


Рис. 4. Порівняльні розподіли потоків маси для різних модельних випадків залежно від коефіцієнта поверхневого розподілу радіонуклідів між розчином та адсорбованою водою  $\alpha$  ( $0 \leq \alpha \leq 1$ ): криві *a* -  $\alpha = 0$ ; *b* -  $\alpha = 0,5$ ; *c* -  $\alpha = 1$

Порівняння отриманих розв'язків дало змогу визначити області застосовності спрощених моделей для описання важких металів у ґрунті. Наприклад, числові розрахунки показують, що якщо наявність пасток для домішкових частинок збільшує концентрацію забруднення по усій глибині шару ґрунту, то можливість міграції забруднення в адсорбованій воді якісно змінює поведінку розподілів його концентрації у приповерхневій області. Зауважимо, що на розподіли концентрацій, потоків та кількості речовини, що досягнула певної глибини, істотно впливає конвективна складова, збільшуючи величину цих функцій біля нижньої границі шару ґрунту. Також відзначимо, що механізм проникнення частинок в об'єм скелета ґрунту (пастки) задіюється з часом [5]. Наприклад, розподіли концентрації радіонуклідів, характерні для середовища з пастками, вперше відзначені в експериментальних даних через 3,5–4 роки після Чорнобильської аварії.

Зазначимо, що врахування частинок домішкової речовини одночасно у поровому розчині і в адсорбованій на внутрішній поверхні скелета ґрунту воді, а також процеси зміни їхнього стану типу сорбції-десорбції, змінює базові положення відомої в літературі методики оцінки захисних властивостей ґрунтів. Зокрема тому, що значна кількість радіоактивного забруднення досягає ґрунтових вод навіть за відсутності гравітаційно рухомого порового розчину, дифузійною в адсорбованій частині води.

Роботу виконано за часткової підтримки Державного фонду фундаментальних досліджень МОН України (ДР № 0107U009406).

1. *Biogeochemical Pathways of Artificial Radionuclides. Radioecology after Chernobyl* / Ed. By F. Warner, R.M. Harrison. John Walley & Sons. – 1999. 2. Gudixsen P.H., Harvey T.F., Lange R. Chernobyl source term, atmospheric dispersion and dose estimation // *Health Phys.* – 1989. – 57 (5). – P. 697–705. 3. ApSimon H.M., Wilson J.J.N. Modelling atmospheric dispersal of the Chernobyl release over Europe // *Boundary Layer Met.* – 1985. – 41. – P. 123–133. 4. Чапля Є.Я., Чернуха О.Ю. Фізико-математичне моделювання гетеродифузного масопереносу. – Львів: СПОЛОМ, 128 с. 5. Гончарук В.Є., Лянце Г.Т., Чапля Є.Я., Чернуха О.Ю. Фізико-математичне моделювання процесів переносу радіоактивних забруднень // *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності.* – 2002. - № 1. – С. 77–82.