

УДК [550.378:621.039.74]504.064.2(477.41)

І. В. Ярмош

ДУ “Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України”, м. Київ

ПОРІВНЯЛЬНА ОЦІНКА ЗНАЧЕНЬ КОЕФІЦІЄНТІВ РОЗПОДІЛЕННЯ ^{90}Sr НА ПРИКЛАДІ ҐРУНТІВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Представлено огляд літературних даних щодо міграційної поведінки ^{90}Sr у ґрунтах зони аерації та водоносних горизонтів Чорнобильської зони відчуження (ЗВ). Встановлено, що значення коефіцієнтів розподілення ^{90}Sr для ґрунтів території Чорнобильської ЗВ зазнають змін з часом, відрізняються в залежності від методу проведення вимірювань та типів ґрунтів. Показано, що для побудови адекватних математичних моделей міграції радіонуклідів із приповерхневих сховищ радіоактивних відходів (РАВ) комплексу “Вектор” існує необхідність проведення додаткових комплексних досліджень саме для ґрунтів майданчика комплексу виробництв “Вектор” з метою визначення достовірних коефіцієнтів розподілення ^{90}Sr у ґрунтах.

Ключові слова: коефіцієнт розподілення ^{90}Sr , радіоактивні відходи, міграція, ґрунтові води, зона відчуження, майданчик комплексу виробництв “Вектор”.

Розвиток та використання ядерних технологій супроводжується утворенням і накопиченням РАВ. Ключовою науково-технічною проблемою розміщення РАВ у приповерхневих сховищах є обґрунтування довгострокової (до 300 років) безпеки системи захоронення для людини та довкілля [1, 2].

Згідно Закону України “Про загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з РАВ” [3] та “Стратегії поводження з РАВ в Україні” [4] у ЗВ Чорнобильської АЕС (ЧАЕС) на майданчику комплексу виробництв “Вектор” (КВ “Вектор”) передбачено будівництво установок з переробки РАВ, сховищ для довгострокового зберігання РАВ і відпрацьованих джерел іонізуючого випромінювання (ВДВ) та приповерхневих сховищ для захоронення короткоіснуючих низько- та середньоактивних твердих РАВ, що утворилися внаслідок Чорнобильської катастрофи. На майданчик КВ “Вектор” планується передати практично всі РАВ України, зокрема з державних міжобласних спеціалізованих комбінатів УкрДО “Радон”, діючих АЕС України, ЧАЕС та ЗВ [5].

Серед РАВ, передбачених для зберігання та захоронення в сховищах КВ “Вектор”, переважну частку складатимуть відходи чорнобильського походження, основний вклад в загальну активність яких вносять радіонукліди ^{137}Cs та ^{90}Sr (в сумі більше ніж 90 % станом на 01.01.2006) [6].

Дослідження гідрогеологічної міграції ^{90}Sr є особливо важливими, оскільки він є більш мобільним радіонуклідом у системі “ґрунт—ґрунтові води” за ^{137}Cs через менш міцне зв'язування мінеральною фазою ґрунтів [7—9].

Для розробки обґрунтованої стратегії поводження з РАВ, що плануються до захоронення на майданчику КВ “Вектор”, необхідно побудувати математичні моделі для довгострокових радіоекологічних прогнозів радіаційних впливів РАВ, що зберігаються в приповерхневих сховищах, а також оцінити радіаційні ризики від міграції радіонуклідів

у випадку розвитку найбільш критичного сценарію [10]. Для вирішення останньої задачі необхідні об'єктивні дані щодо гідрологічних умов та параметрів міграції радіонуклідів [11].

Коефіцієнт розподілення радіонуклідів. До важливих параметрів міграції відноситься коефіцієнт розподілення (K_d), що характеризує сорбцію (міцність утримання) радіонуклідів породами водоносного горизонту та дозволяє оцінити їх мобільність у ґрунті [11—13].

Коефіцієнт розподілення відображає розподіл радіонуклідів у двофазних природних системах — “ґрунт і ґрунтова волога”, “суспензія і вода”, “донні відклади і поровий розчин” — і дорівнює відношенню рівноважної концентрації радіонукліда у твердій фазі до його рівноважної концентрації у водній фазі [14]. Чим більше значення K_d , тим менша швидкість міграції радіонуклідів у водноносному горизонті за рівнозначних умов.

Значення K_d залежать від численних геохімічних параметрів і процесів: рН розчину; мінерального складу; наявності органічних речовин, оксидів заліза; умов окислення / відновлення; хімічної форми радіонукліда тощо [15].

Очевидно, що значення коефіцієнтів розподілення не є універсальними, тому що область їх застосування не може бути поширена на райони з іншими показниками компонентного складу ґрунтів та / або природних вод. Окрім того, внаслідок мінливості мінерального складу ґрунтів величини K_d нерідко значно змінюються навіть у межах невеликих ділянок досліджуваної території [16].

Огляд даних із різних літературних джерел свідчить, що різні дослідники під час розрахунків використовують такі одиниці вимірювання коефіцієнта K_d : л/кг [11, 14, 17, 18]; мл/г [8, 19—21]; см³/г [22]; м³/кг [23].

Коефіцієнти розподілення визначаються в результаті лабораторного модельного експерименту

або польових досліджень [16]. Експериментальні умови цих методів можуть впливати на кінцевий результат. Зокрема, в [19] підкреслено, що в натуральних умовах значення коефіцієнтів розподілення можуть відрізнятися від значень, отриманих при використанні модельного розчину, що пов'язано з особливостями аніонного складу природної води.

В залежності від методу визначення коефіцієнт розподілення (K_d , л/кг) розраховується за різними формулами:

а) виходячи з визначення коефіцієнта розподілення:

$$K_d = \frac{C_T}{C_p},$$

де C_T — рівноважна сумарна концентрація радіонукліда у твердій фазі, г/кг; C_p — рівноважна концентрація радіонукліда у рідкій фазі, г/л;

б) оцінка в натурних умовах (*in-situ*) сорбційних властивостей порід водоносного горизонту по відношенню до радіонуклідів [18]:

$$K_d = \frac{A_T \cdot \rho - A_p \cdot W}{A_p \cdot \rho},$$

де A_T — питома активність твердої фази (грунт), Бк/кг; ρ — щільність скелету ґрунту, кг/дм³; A_p — об'ємна активність ґрунтової води, Бк/л; W — вагова вологість водовміщуючої породи, частки;

в) вимірювання на основі натурних спостережень в системі “вода—вміщуючі породи” [18]:

$$K_d = \frac{A_T \cdot \rho}{A_p \cdot W_0} - \frac{W_1}{W_0},$$

де W_1 та W_0 — кінцева та вихідна вологість водовміщуючих пісків, відповідно, частки.

Гідрогеологічні особливості та характеристика ґрунтів об'єктів досліджень. Для порівняльного аналізу коефіцієнтів розподілення ⁹⁰Sr з [8, 10, 11, 17, 19—21] було обрано дані щодо K_d ⁹⁰Sr для ґрунтів ділянок, розташованих в межах Чорнобильської зони відчуження: КВ “Вектор”; пункту тимчасової локалізації радіоактивних відходів (ПТЛРВ) “Рудий Ліс”; Чорнобильського пілотного майданчику, що охоплює територію ПТЛРВ “Рудий Ліс”(рис. 1).

Комплекс виробництв “Вектор”. Особливості гідрогеологічних умов території КВ “Вектор” визначаються її геоморфологічною приуроченістю до вододілу долин річок Прип'яті та Ужа. Ґрунтові води зафіксовано на різних глибинах від поверхні — 10,9...24,5 м, переважно 18...21 м. Води безнапірні [6].

На глибині 20 м зафіксований водоносний комплекс четвертинних відкладів вододільних просторів, приурочений до товщі середньочетвертинних флювіогляціальних відкладів, а також підстиляючих їх нижньосередньочетвертинних алювіально-флювіогляціальних порід. Потужність товщі — 20,6...37,7 м, в середньому — 25...30 м [6].

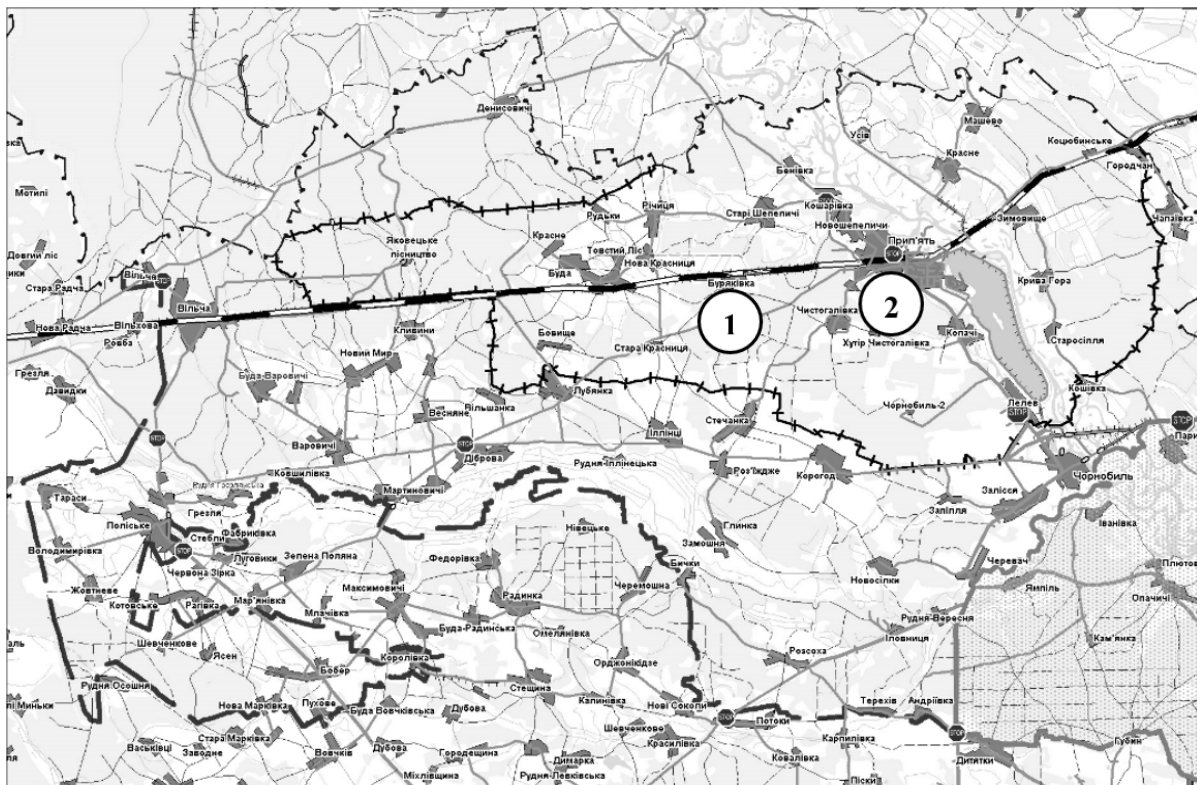


Рис. 1. Карта Чорнобильської зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення (1 — Комплекс виробництв “Вектор”; 2 — ПТЛРВ “Рудий Ліс”, Чорнобильський пілотний майданчик)

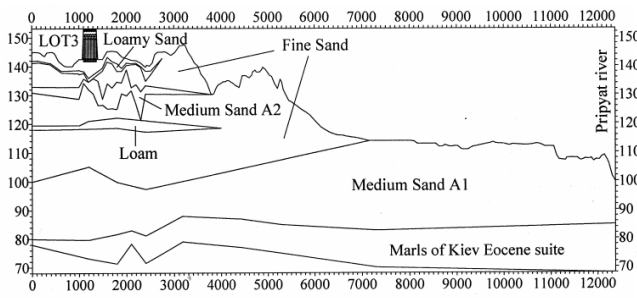


Рис. 2. Літологічна будова ґрунтів в районі розташування СОПСТРВ КВ "Вектор" (*Loamy Sand* — супіски; *Fine Sand* — дрібнозернистий пісок; *Medium Sand A1* — середньозернистий пісок А1; *Medium Sand A2* — середньозернистий пісок А2; *Loam* — суглинок; *Marls of Kiev Eocene suite* — мергельні глини кийвської свити еоцену)

Водовміщуючими є піски різного гранулометричного складу (від пилоподібних до середньої крупності), водонасичені, з включеннями великоуламкового матеріалу з тонкими прошарками глинистих ґрунтів. Водопором є мергельні глини Київської свити еоцену. Літологічний розріз ґрунтів у зоні розташування "Спеціально обладнаного приповерхневого сховища твердих РАВ" (СОПСТРВ, так званий Лот 3), спорудженого в складі КВ "Вектор", представлено на рис. 2 [17]. У верхній частині розрізу спостерігаються дрібніші піски, нижче — середньої зернистості, далі — пилюваті або суглинки [6].

ПТЛРВ "Рудий Ліс". ПТЛРВ "Рудий Ліс" розташований на південь від р. Прип'ять і на захід

від ЧАЕС. Загальна площа ПТЛРВ перевищує 2000 тис. м². У захороненнях розміщений забруднений радіонуклідами ґрунт, загиблі дерева, конструкції дачних будівель з сумарною активністю РАВ 1012 Бк [24].

Для визначення K_d для ґрунтів ПТЛРВ "Рудий Ліс" були проведені дослідження в районі захоронень (траншей) Т-22. Встановлено, що на цій ділянці захоронення забруднення водоносного горизонту зумовлено двома факторами: вертикальною міграцією через зону аерації та латеральною міграцією радіонуклідів, що потрапляють у ґрунтові води через відносно малопотужний шар ненасичених порід між дном траншеї та дзеркалом ґрунтових вод (рис. 3).

Покривні відклади представлені верхньочетвертинними однорідними дрібно-, середньозернистими алювіальними відкладами (головним чином суглинистими пісками) та еоловими пісками [11, 19]. Суглинки зустрічаються серед пісків у вигляді лінз та прошарків незначної потужності, глиниста речовина представлена каолінітом та монтморилонітом і сконцентрована у дрібнодисперсній фракції (0,06 мм).

Характерний гранулометричний склад ґрунту території розташування ПТЛРВ "Рудий Ліс" має такий вигляд: фракція більше 0,5 мм — (4,6±2) %; 0,25...0,5 мм — (26±2) %; 0,1...0,25 мм — (47±5) %; 0,01...0,05 мм — (21±3) %; 0,05...0,01 мм — (0,8±0,4) %; менше 0,01 мм — як правило, не більше 1...2 % [4].

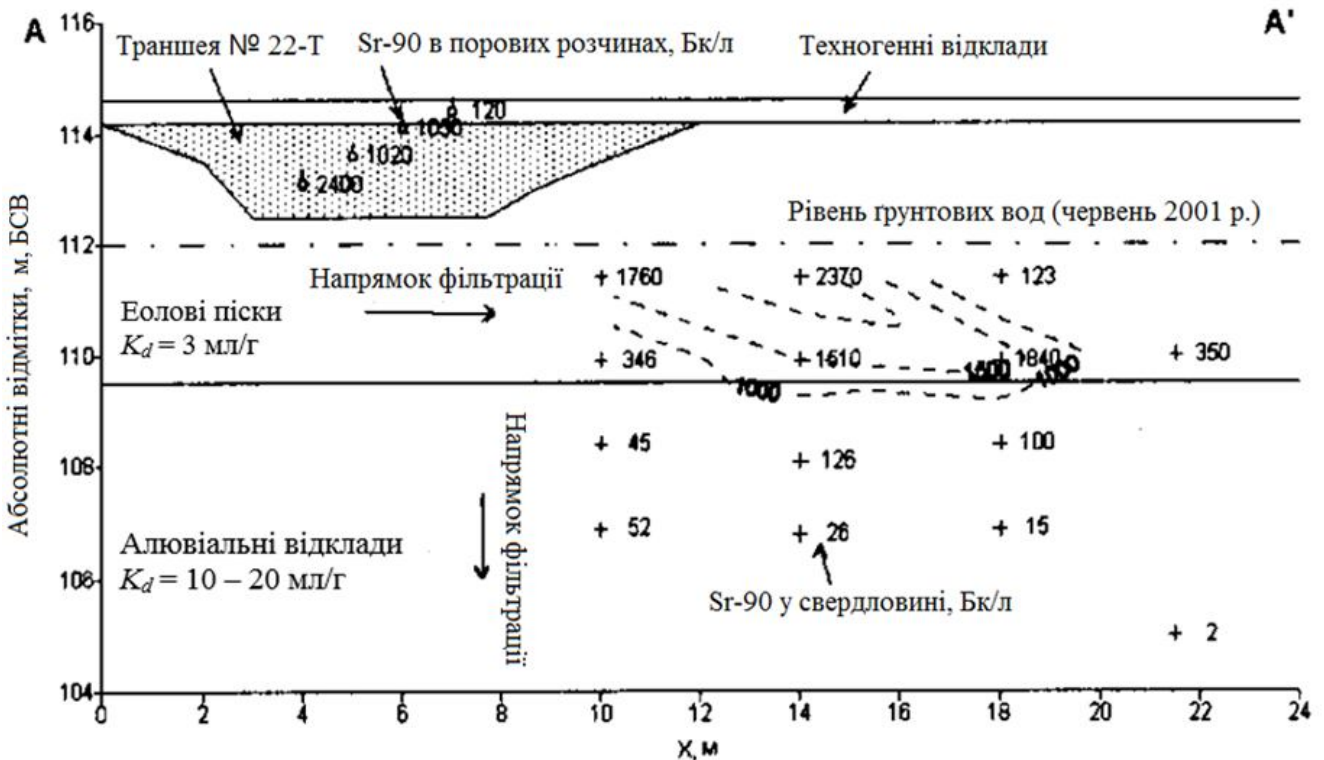


Рис. 3. Розподіл ⁹⁰Sr в зоні аерації та водоносному горизонті Чорнобильського пілотного майданчику в червні 2001 року (БСВ — Балтійська система висот) [10]

Шар еолових відкладів характеризуються низьким вмістом дрібних частинок (1...2 % частинок — менше 0,05 мм) і високим значенням гідралічної провідності (3...5 м/день). Алювіальні відклади мають більш високий вміст дрібних частинок (8...25 % частинок — менше 0,05 мм), і є більш різномірними [25]. Піски складаються переважно з кварцу (84...89 %), а також польового шпату (11...16 %). Окремі прошарки часто мають жовто-руде забарвлення внаслідок озалізнення.

Хімічний склад ґрунтових вод наступний, мг/л: Na^+ — 0,5...1,2; K^+ — 2...8,1; Ca^{2+} — 5...19; Mg^{2+} — 1,5...4,3; Fe^{2+} — 0,1...0,4; Fe^{3+} — 0,1...0,3; NH_4^+ — 0,3...0,5; Cl^- — 2,8...4,3; SO_4^{2-} — 13,2...45,3; NO_3^- — 0,8...1,9; NO_2^- — 0...0,01; HCO_3^- — 2,4...7,9; сумарна мінералізація — 36...101. Зафіксовано низькі значення рН ґрунтових вод (4,4...5,4), що може бути наслідком процесів контакту органічних речовин у захороненнях з підземними водами [11].

Чорнобильський пілотний майданчик (Chernobyl Pilot Site). Чорнобильський пілотний майданчик являє собою ділянку-полігон міжнародних радіоекологічних досліджень, яка розташована на відстані 2,5 км в південно-західному напрямку від ЧАЕС поблизу траншеї № 22-Т ПТЛРВ “Рудий Ліс” у межах “західного” сліду Чорнобильського радіоактивного викиду. Досліджувана траншея має довжину близько 70 м, ширину 5...6 м і глибину 2...3 м. Питома активність захоронених у траншеї РАВ по стронцію-90 і цезію-137 у середньому складає $n \cdot 10^5 \dots 10^6$ Бк/кг [26].

Зміна значень коефіцієнтів розподілення стронцію-90 в залежності від типів ґрунтів. У [17] наведено значення коефіцієнтів розподілення ^{90}Sr для різних типів ґрунтів території розміщення сховищ РАВ майданчика КВ “Вектор”: для супіску, дрібнозернистого й середньозернистого пісків та суглинку $K_d=1$ л/кг, а для глини $K_d=10$ л/кг. Для визначення коефіцієнтів розподілення використано

Таблиця 1. Гранулометричний склад та значення коефіцієнтів розподілення ^{90}Sr для ґрунтів ПТЛРВ “Рудий Ліс” (дата відбору проби — 05.11.1990 р.)

| Зразок | Глибина, м | Дисперсний склад, % | | | | | K_d , мг/л |
|-------------------------------------|-------------|---------------------|----------------|----------------|-------|------|--------------|
| | | +0,16 | -0,16 +0,10 | -0,10 +0,06 | -0,06 | | |
| Пісок дрібнодисперсний | 0...1,3 | 71,4 | 18,6 | 7,9 | 1,9 | 2,3 | |
| | 1,3...2,7 | 72,2 | 22,1 | 4,8 | 0,8 | 2,1 | |
| Пісок дрібнозернистий, глинистий | 2,7...4,2 | 70,5 | 11,0 | 7,7 | 1,7 | 6,3 | |
| Пісок світло-сірий | 4,2...5,8 | 68,5 | 15,3 | 7,3 | 8,9 | 4,5 | |
| Пісок дрібнозернистий, світло-сірий | 5,8...7,3 | 81,1 | 10,4 | 3,6 | 4,9 | 4,4 | |
| | 7,3...8,8 | 85,6 | 10,4 | 2,4 | 1,6 | 1,9 | |
| Пісок дрібнозернистий, глинистий | 8,8...10,3 | 59,8 | 20,0 | 11,3 | 8,9 | 10,1 | |
| Пісок дрібнозернистий | 10,3...11,8 | 97,3 | 8,2 | 2,5 | 2,0 | 3,0 | |
| | 11,8...13,3 | 92,9 | 5,4 | 1,2 | 0,5 | 1,1 | |
| | 13,3...14,8 | 65,3 | 22,7 | 8,6 | 3,4 | 4,0 | |
| | 14,8...16,3 | — | — | — | — | 4,1 | |

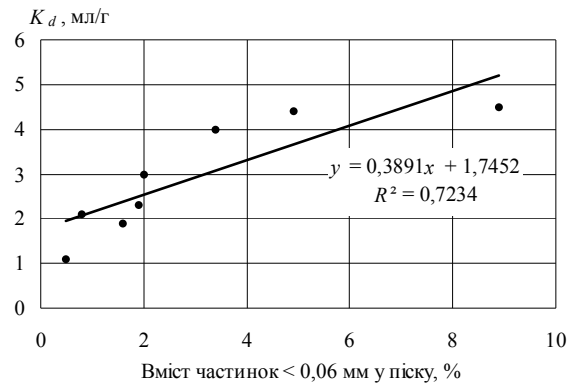


Рис. 4. Кореляція між коефіцієнтом розподілення ^{90}Sr та вмістом дрібнодисперсної фази дрібнозернистого піску

матеріали дослідно-фільтраційних досліджень [27, 28]. При цьому у [17] відсутні дані щодо методів визначення параметрів K_d , а наведені значення K_d носять індикативний характер.

У [19] представлено значення коефіцієнтів розподілення стронцію-90 для ґрунтів району розташування ПТЛРВ “Рудий Ліс”, які складають зону аерації і зону активного водообміну (табл. 1). Значення K_d отримано для реальних ґрунтів експериментально з використанням модельного розчину. Детальний опис методики проведення експерименту наведено в [19].

Сильний лінійний кореляційний зв’язок (коефіцієнт кореляції $R=0,85$) знайдено між коефіцієнтом розподілення ^{90}Sr та вмістом дрібнодисперсної фази (частинки розміром менше 0,06 мм) дрібнозернистого піску (рис. 4). Отже, сорбційні властивості відібраних [19] зразків піску (табл. 1) визначаються вмістом у ньому дрібнодисперсної фази, мінеральний склад якої представлено глинистими мінералами групи каолініту та монтморилоніту [4].

Динаміка значень коефіцієнтів розподілення стронцію-90. Для відслідковування зміни значень K_d ^{90}Sr з часом розглянемо результати досліджень ґрунтів району розташування ПТЛРВ “Рудий Ліс”.

Результати досліджень K_d стронцію-90 у 1990 р. з використанням модельного розчину і реальних ґрунтів наведено вище в табл. 1.

Розраховані в 1994 р. в натурних умовах (*in-situ*) коефіцієнти розподілення ^{90}Sr радіонуклідів для ґрунтів на ділянці ПТЛРВ “Рудий Ліс” [11] привертають до себе увагу вкрай низькими значеннями (табл. 2).

Таблиця 2. Оцінка коефіцієнтів розподілення ^{90}Sr за даними досліджень *in-situ* міграційних процесів на ділянці ПТЛРВ “Рудий Ліс” (1994 р.)

| Точка відбору проби | Місяць відбору проби | Глибина, м | Активність ґрунту, Бк/кг | Активність води, Бк/л | K_d , л/кг |
|---------------------|----------------------|------------|--------------------------|-----------------------|--------------|
| 1/35 | Вересень | 2,7...3,0 | 68000 | 76700 | 0,8 |
| 4/35 | Жовтень | 2,9...3,2 | 58500 | 90000 | 0,5 |
| 12/22 | Листопад | 4,0...4,5 | 12150 | 5850 | 2,0 |

У роботах [20, 29] для ґрунтів зони аерації на території Чорнобильського пілотного майданчика з використанням тривимірної математичної моделі Modflow—MT3D було отримано величину “ефективного” (тобто усередненого за період 1987—2002 рр.) K_d стронцію-90, яка становить 0,5 мл/г. Таке низьке значення свідчить про інтенсивні процеси міграції стронцію-90 та узгоджується з наведеними в [11] даними. При цьому значення коефіцієнту уповільнення міграції становить $R_{Sr-90}=4$, а швидкості міграції ^{90}Sr в еоловому піску водоносного горизонту $v_{Sr-90}=2,5$ м/рік [11].

Вимірювання значення K_d ^{90}Sr *in-situ* шляхом пробовідбору відкладів із забрудненої зони водоносного горизонту, проведеного у 2000 р. [8], дало значення $K_d \approx 2 \dots 3$ мл/г ($R_{Sr-90} \approx 12 \dots 17$, $v_{Sr-90} \approx 0,7$ м/рік).

Дані спостережень за підземними водами за період 2004—2008 рр. [21] показують обмежені тенденції зміщення радіонуклідного сліду в геологічному середовищі в порівнянні з оціненими вище більш високими швидкостями міграції в період 1987—2002 рр., які узгоджуються з даними про еволюцію значень K_d ^{90}Sr .

Зрештою, результати лабораторних серійних експериментів з використанням модельних розчинів ґрунтових вод, які відображають умови, характерні для природного водоносного горизонту, дали високі значення K_d ^{90}Sr в діапазоні 25...43 мл/г [20]. Можна очікувати, що сорбція та уповільнення міграції ^{90}Sr будуть і надалі збільшуватися зі зменшенням швидкості його хімічного вилуговування з траншеї [21].

Збільшення значень коефіцієнтів розподілення K_d ^{90}Sr , яке спричинене зменшеною конкуренцією зі сторони Са та стабільного Sr у центрах обміну матриці ґрунту, має подвійний вплив на міграцію радіонуклідів. По-перше, гальмується міграція радіонуклідів шляхом адвективного переносу. По-друге, концентрація радіонуклідів у ґрунтових водах зменшується за рахунок перерозподілу ^{90}Sr між твердою та рідкою фазами (збільшена адсорбція на матриці ґрунту) відповідно до рівноважних умов іонного обміну в ґрунтових водах [21].

Отже, у роботах [8, 20] простежується тенденція збільшення значень K_d за період 1987—2008 рр. Схему довгострокової міграційної поведінки ^{90}Sr від траншеї № Т-22 ПТЛРВ “Рудий Ліс” представлено на рис. 5.

Варіації значень коефіцієнтів розподілення ^{90}Sr в залежності від методу вимірювання. У [10] з метою визначення характеристик та моделювання процесу перенесення ^{90}Sr піщаними ґрунтами водоносного горизонту на експериментальному полігоні Чорнобильського пілотного майданчику середні значення K_d для еолових та алювіальних відкладів визначено різними способами:

1) визначенням *in-situ* розповсюдження ореолу ^{90}Sr (для еолових відкладів $K_d=2,7$ мл/г);

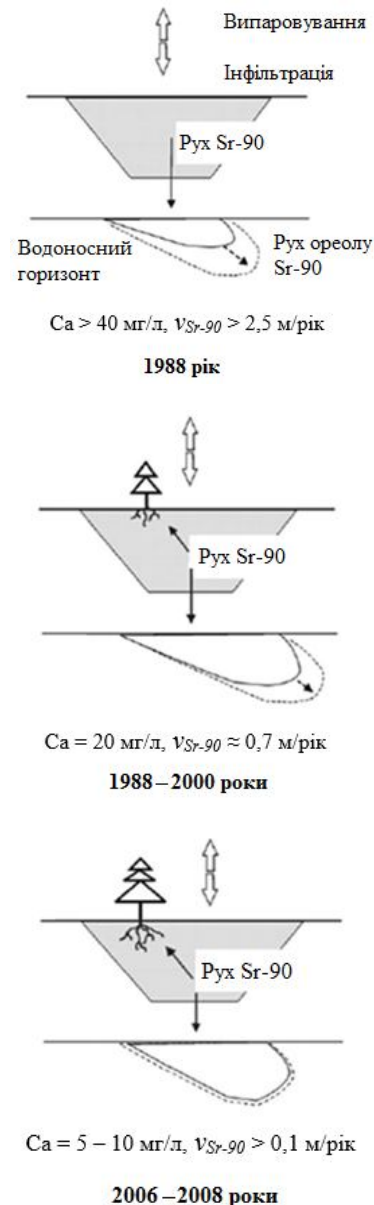


Рис. 5. Еволюція умов міграції ^{90}Sr з траншеї № Т-22 впродовж 1988—2008 рр. [21]

2) проведенням статичних експериментів (для еолових відкладів $K_d=2,8$ мл/г, для алювіальних — $K_d=20$ мл/г);

3) визначенням *in-situ* розподілення ^{90}Sr в системі “матриця—поровий розчин” (для еолових відкладів $K_d=2,0$ мл/г).

Середні значення коефіцієнтів розподілення ^{90}Sr для шару еолового піску, розраховані різними методами, добре узгоджуються (2...3 мл/г). Алювіальним відкладам властиві значно вищі значення K_d , ніж еоловим. Відповідно алювіальні відклади, які поширені в ближній зоні ЧАЕС, можуть являти собою суттєвий природний сорбційний бар’єр під час міграції радіонуклідів від захоронень РАВ [10].

Висновки

1. Визначення адекватних значень коефіцієнтів розподілення ^{90}Sr для ґрунтів Чорнобильської ЗВ має важливе значення для обґрунтування довгострокової безпеки приповерхневих сховищ РАВ на майданчику КВ “Вектор”, оскільки ці міграційні параметри необхідні для побудови математичних гідрогеологічних моделей для розрахунку радіаційних впливів РАВ в приповерхневих сховищах КВ “Вектор” та прогнозування міграції радіонуклідів в період після закриття сховищ.

2. Наявну інформацію про значення коефіцієнтів розподілення ^{90}Sr слід використовувати дуже зважено під час їх застосування для моделювання [25]. Наведені експериментальні значення K_d ^{90}Sr в більшості досліджень [8, 10, 11, 19, 21] розрізняються між собою за часом та місцем відбору

проб ґрунту та / або ґрунтової води, типами ґрунтів та їх відповідними властивостями, методом визначення K_d (модельний лабораторний експеримент або визначення *in-situ*). Приведений масив даних не узгоджується між собою та не дає можливості для побудови адекватних математичних моделей для розрахунку радіаційних ризиків від приповерхневих сховищ РАВ.

3. Для побудови адекватних математичних моделей для розрахунків максимально прийнятних активностей радіонуклідів у складі РАВ приповерхневих сховищ КВ “Вектор” необхідне проведення додаткових комплексних досліджень саме ґрунтів водоносного горизонту в районі розташування майданчика КВ “Вектор” на предмет визначення достовірних коефіцієнтів розподілення ^{90}Sr та встановлення кореляційних зв'язків з іншими міграційними параметрами.

Список використаної літератури

1. Geological disposal of radioactive waste, Safety requirements. — Vienna : IAEA, 2006. — 66 p. — (No. WS-R-4).
2. Disposal of Radioactive Waste. Specific Safety Requirements. — Vienna : IAEA, 2011. — 83 p. — (No. SSR-5).
3. Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами : Закон України // Відомості Верховної Ради України. — 2009. — № 5.
4. Стратегія поводження з радіоактивними відходами в Україні : Затвердж. розпорядженням КМ України від 19.08.2009 № 990-р. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/990-2009-%D1%80>
5. Комплексна оцінка безпеки поводження з радіоактивними відходами на майданчику “Вектор” / З. М. Алексєєва, С. М. Кондратьєв, Є. О. Ніколаєв, О. А. Миколайчук, О. А. Макаровська, Н. В. Рибалка // Ядерна та радіаційна безпека. — 2013. — № 2 (58). — С. 43—48.
6. Доработка и внесение изменений в ТЭО инвестиций II очереди комплекса производств “Вектор” (ЦПЗ) в связи с изменениями нормативной базы. Том 2. Оценка воздействия на окружающую среду. Книга 1. Пояснительная записка. — Желтые Воды : НТЦ КОРО, 2007. — 194 с.
7. ^{90}Sr migration to the geosphere from a waste burial in the Chernobyl exclusion zone / L. Dewiere, D. Bugai, C. Grenier, V. Kashparov, N. Ahamdach // Journal of Environmental Radioactivity. — 2004. — V. 74. — P. 139—150.
8. Bugai D. A. Strontium-90 transport parameters from source term to aquifer in the Chernobyl Pilot Site / D. A. Bugai, L. Dewiere, V. A. Kashparov, N. Ahamdach // Radioprotection—Colloques. — 2002. — V. 37. — P. 11—16.
9. Обоснование защитных свойств гидроизолирующего слоя и дренажных систем хранилищ ТРО пускового комплекса 1-й очереди комплекса производств “Вектор”. — ОАО “Черниговбуд”, 2002. — 127 с.
10. Миграция стронция-90 в грунтовые воды из захороненный радиоактивных отходов “Рыжий лес” / Д. А. Бугай, С. П. Джепо, А. С. Скальский, В. А. Кашпаров и др. // Проблемы Чорнобильської зони відчуження. — 2001. — № 7. — С. 20—31.
11. Полигонные исследования миграции радионуклидов на участке пункта временной локализации радиоактивных отходов “Рыжий Лес” / С. П. Джепо, А. С. Скальский, Д. А. Бугай, В. В. Гудзенко, С. А. Могильный, Н. И. Проскура // Проблемы Чорнобильської зони відчуження. — 1995. — № 2. — С. 77—84.
12. Лисиченко Г. В. Моделирование миграции радионуклида ^{137}Cs в системе “грунт — растение” / Г. В. Лисиченко, О. В. Фаррахов // 36. наук. праць ІПМЕ НАН України. — 2001. — Вип. 14. — С. 138—144.
13. Исследование сорбции U (VI) почвой из района хранилища радиоактивных отходов / М. Ф. Филиппов, О. Д. Маслов, Г. А. Божиков, Ш. Цэрэнпил и др. — Дубна : Объединенный ин-т ядерных исследований, 2008. — 9 с. — (Препринт / Объединенный ин-т ядерных исследований; ОИЯИ 2008—5).
14. Пирнач Л. С. Радиоактивное загрязнение донных отложений водоема-охладителя ЧАЭС. II. Распределение ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr в твердой фазе грунта / Л. С. Пирнач // Ядерна фізика та енергетика. — 2011. — Т. 12, № 4. — С. 385—393.
15. Soil Screening Guidance for Radionuclides : Technical Background Document // U.S. Environmental Protection Agency. Publication 9355.4-16. — 2000. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://www.epa.gov/superfund/health/contaminants/radiation/pdfs/sstbd.pdf>
16. Дунаева А. Н. Физико-химическое моделирование сорбции радионуклидов (^{137}Cs и ^{90}Sr) в системе “природные воды — глинистые минералы” : дис. ... канд. хим. наук : спец. 25.00.09 / А. Н. Дунаева. — Москва, 2001. — 115 с.
17. Отчет по анализу безопасности СОПХТРО. Редакция 1. Дополнения и изменения. Редакция 2. Главы 1—6. — ГСП ЦПЗТО “Техноцентр”, 2009. — 228 с.
18. Гудзенко В. В. К определению коэффициентов распределения радионуклидов в системе вода — скелет

- породы / В. В. Гудзенко, С. Л. Джепо, Д. А. Бугай, А. С. Скальський // Проблеми Чорнобильської Зони відчуження. — 1994. — Вип. 1. — С. 93—96.
19. *Ольховик Ю. О.* Оцінка сорбційної здатності піщаних ґрунтів ближньої зони ЧАЕС / Ю. О. Ольховик, Т. І. Коромисличенко, Л. І. Горогоцька, Е. В. Собо-тович // Доповіді Академії наук України. Математика, природознавство, технічні науки. — 1992. — № 7. — С. 167—171.
20. *Van Meir N.* The experimental platform in Chernobyl : an international research polygon in the exclusion zone for soil and groundwater contamination / N. Van Meir, D. Bugai, V. Kashparov // *Radioactive Particles in the Environment*. — 2009. — P. 197—208.
21. Geochemical influence of waste trench No. 22T at Chernobyl Pilot Site at the aquifer : Long-term trends, governing processes, and implications for radionuclide migration / D. Bugai, E. Tkachenko, N. Van Meir, C. Simonucci, A. Martin-Garin, C. Roux, C. Le Gal La Salle, Yu. Kubko // *Applied Geochemistry*. — 2012. — V. 27. — P. 1320—1338.
22. *Crookshanks C.* Ukrainian Assessment. Probabilistic Safety Assessment calculations with MASCOT / C. Crookshanks // *Ukraine Report*. — ЕАЕ Technology, 1997. — 33 p.
23. *Шарафутдинов Р. Б.* Моделирование диффузии радионуклидов из приповерхностных хранилищ жидких РАО / Р. Б. Шарафутдинов, О. Н. Ушанова, В. И. Корж // *Ядерная и радиационная безопасность*. — 2008. — № 1. — 18—25 с.
24. Радиоактивные отходы АЭС и методы обращения с ними / А. А. Ключников, Э. М. Пазухин, Ю. М. Шигера, В. Ю. Шигера. — Чернобыль : Ин-т проблем безопасности АЭС НАН Украины, 2005. — 487 с.
25. Migration of transuranic elements in groundwater from the near-surface radioactive waste site / S. Levchuk, V. Kashparov, I. Maloshtan, V. Yoschenko, N. Van Meir // *Applied Geochemistry*. — 2012. — V. 27. — P. 1339—1347.
26. Дослідження міграції радіонуклідів на експериментальній ділянці-полігоні на ПТЛРВ “Рудий Ліс”. Частина 1 : Характеристика РАВ і процесів трансформації паливних частинок у похованні / В. О. Кашпаров, В. І. Йощенко, С. С. Левчук, Д. О. Бугай, Л. Девієр, К. Ардуа // *Чорнобильський науковий вісник. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов’язкового) відселення*. — 2007. — № 2 (30). — С. 3—15.
27. Материалы инженерно-геологических изысканий. Опытнo-фильтрaционные исследования. Комплекс “Вектор” в 30-км зоне ЧАЭС. Выбор площадки. — ВГ НИПКИИ “Атомэнергопроект”, 1992.
28. Материалы инженерно-геологических изысканий по комплексу “Вектор”, проект площадки “Северная” (пункт Буряковка) // КИИЗИ, НТЦ КОРО.
29. *Dewiere L.* Validation of the global model for ⁹⁰Sr migration from the waste burial in the Chernobyl exclusion zone / L. Dewiere, D. Bugai, V. Kashparov, V. Barthes // *Radioprotection (Suppl. 1)*. — 2005. — V. 40. — P. 245—251.

Отримано 31.10.2014