



Д. М. Голяка¹, С. Є. Левчук¹, В. І. Йоценко², Л. В. Йоценко¹, М. А. Голяка¹

¹ Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ, Україна

² Інститут радіоактивності довкілля Фукусімаського університету, м. Фукусіма, Японія

МОДЕЛЬ БІОГЕННИХ ПОТОКІВ І ДЕПО ⁹⁰Sr У ЗАБРУДНЕНИХ СОСНОВИХ НАСАДЖЕННЯХ

Лісові екосистеми вважають найбільш постраждалими внаслідок радіаційного забруднення після аварій на Чорнобильській і Фукусімській АЕС. Потрапивши у довкілля ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr, швидко включилися у біогеоцикл речовини деревних фітоценозів. Останнього із перелічених радіонуклідів стосується значно менша кількість наукових публікацій за цим напрямом досліджень, тому подано розроблену модель біогенних потоків та депо ⁹⁰Sr типового соснового насадження Чорнобильської зони відчуження. Спираючись на вихідні дані спостережень упродовж 2016–2019 рр. за сосною ділянкою: концентрації і запаси радіонукліда у вивчених депо та потоках органічної речовини та інші показники, здійснено оптимізацію параметрів системи рівнянь потоків ⁹⁰Sr між його депо імітаційної математичної моделі біоциклу досліджуваного радіоізотопу методом стохастичного градієнтного спуску шляхом мінімізації суми квадратів відхилень цільової функції. Оцінено динаміку перерозподілу активностей ⁹⁰Sr у компонентах біогеоценозу. Встановлено можливість депонування компонентами біомаси більшої половини активності ⁹⁰Sr від наявної у сосновому біогеоценозі. Прогнозовано часові ряди коефіцієнтів переходу радіонукліда від ґрунту до елементів стовбура. Виявлено "стабілізацію" значень коефіцієнтів переходу ⁹⁰Sr розрахованих, використовуючи щільність забруднення метрової шари ґрунту, що в разі підтвердження на більшому масиві спостережень за лісовими ділянками з контрастними ґрунтами та іншим деревним складом можна використовувати як простий спосіб прогнозування вмісту радіонукліда в компонентах біомаси.

Ключові слова: лісова екосистема; радіонуклід; імітаційна модель; відсіки моделі; Чорнобильська зона відчуження.

Вступ. Відсутність достовірних і довготривалих радіологічних моніторингових спостережень за радіоактивно забрудненими лісами України внаслідок Чорнобильської аварії (1986 р.) не дає змоги здійснювати валідацію чи/або верифікацію часових рядів показників акумуляції основними депо біологічно мобільних радіонуклідів лісових екосистем, тому, фактично, наразі прогнозування перерозподілу ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs у постраждалих насадженнях Полісся можливо лише підходами математичного моделювання. Активно особливості вивчення біогеохімічного кругообігу радіоізотопів та його симуляції почали розвиватися одразу після аварії на ЧАЕС. З'явилися перші публікації, де описувалися концепції і параметри кругообігу радіонуклідів для простих камеральних моделей (Alexakhin et al., 1994). Поступово формувалася методологічний інструментарій оцінки основних депо і потоків радіоізотопів (Schell et

al., 1996). Встановлено закономірності поведінки радіонуклідів елементів, порівняно з їх стабільними ізотопами та елементами, котрі мають подібні хімічні властивості, що дає змогу прогнозувати ймовірну поведінку радіонуклідів у разі їх потрапляння у навколишнє середовище навіть для незабруднених територій (Yoschenko et al., 2018). Це є надзвичайно важливо для виявлення критичних компонентів лісових екосистем у разі виникнення нових викидів радіонуклідів на територіях біля об'єктів ядерної промисловості й атомної енергетики.

Сучасну концепцію біогенних потоків радіонуклідів не можна розглядати відокремлено від їх біогеоциклу в лісовій екосистемі, та й чіткого розділення за часткою у формуванні потоків біотичних і абіотичних факторів наразі немає. Фактично, біогенна складова є у всіх потоках біологічно мобільних радіонуклідів деревних рослинних угруповань, а тому у таких дослідженнях розглядають всі оцінені потоки, що дає змогу під-

Інформація про авторів:

Голяка Дмитрій Миколайович, канд. с.-г. наук, ст. наук. співробітник, Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології. Email: holiyaka_d_m@ukr.net; <https://orcid.org/0000-0001-8025-8885>

Левчук Святослав Євгійович, канд. біол. наук, пров. наук. співробітник, Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології. Email: slavalevchuk64@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0001-5167-7773>

Йоценко Василь Іванович, канд. біол. наук, проектний професор, інститут радіоактивності довкілля. Email: r705@ipc.fukushima-u.ac.jp

Йоценко Людмила Володимирівна, наук. співробітник, Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології. Email: lugucakov@ukr.net

Голяка Марина Андріївна, канд. с.-г. наук, мол. наук. співробітник, Українська лабораторія якості і безпеки продукції АПК. Email: maruna.nybip@gmail.com

Цитування за ДСТУ: Голяка Д. М., Левчук С. Є., Йоценко В. І., Йоценко Л. В., Голяка М. А. Модель біогенних потоків і депо ⁹⁰Sr у забруднених соснових насадженнях. Науковий вісник НЛТУ України. 2019, т. 29, № 9. С. 81–86.

Citation APA: Holiaka, D. M., Levchuk, S. E., Yoschenko, V. I., Yoschenko, L. V., & Holiaka, M. A. (2019). The model of biogenic fluxes and depots of ⁹⁰Sr in contaminated pine stands. *Scientific Bulletin of UNFU*, 29(9), 81–86. <https://doi.org/10.36930/40290914>

вищити прогностичну здатність їх інтегрованих імітаційних моделей. У радіоекологічних і радіобіологічних дослідженнях найчастіше застосовують камерні моделі, де компоненти біомаси подають у вигляді депо, а транслокацію радіонуклідів – як потік (Thiry et al., 2018).

Найпоширенішим лісотвірним деревним видом постраждалих насаджень внаслідок радіаційного забруднення Українського Полісся є сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), тому прогнозування довготривалих трендів радіонуклідного забруднення компонентів лісових екосистем із домінуванням у складі деревостану цього виду мають найважливіше екологічне і господарське значення для зазначеного регіону з-поміж інших деревних порід (Final report, 2018).

Об'єкт дослідження – концепція імітація малого біогеоциркулю радіоактивних речовин у лісових екосистемах.

Предмет дослідження – математична реалізація часових рядів обсягів біогенних потоків ^{90}Sr між основними депо типового соснового насадження Чорнобильської зони відчуження.

Мета дослідження – розробити і параметризувати модель біогенних потоків і депо ^{90}Sr у забруднених соснових насадженнях для прогнозу динаміки активності досліджуваного радіонукліда в компонентах (депо) лісового біогеоценозу.

Для реалізації зазначеної мети потрібно виконати такі основні завдання дослідження:

- побудувати імітаційну модель біогенних потоків і відсіків (депо) ^{90}Sr у типовому сосновому насадженні Чорнобильської зони відчуження;
- реалізувати систему рівнянь потоків радіонукліда, який потрібно вивчити між депо лісової екосистеми;
- відтворити динаміку запасів цього радіонукліда в елементах насадження експериментального майданчика;
- розробити систему моніторингу для можливості валідації/верифікації отриманої радіологічної інформації, а також її екстраполяції на всі ліси України, які зазнали найбільшого радіаційного забруднення.

Матеріал та методи дослідження. Показники депо і потоків ^{90}Sr оцінювались на підставі дослідного матеріалу, зібраного протягом 2016–2019 рр., для соснового експериментального майданчика у вигляді прямокутної пробної площі, розташованої на відстані 5,5 км північніше від ЧАЕС (Final report, 2018), що мала такі лісотаксаційні ознаки деревостану на початку роботи: склад – 10Сз (сосна 100 % від запасу), середній вік – 52 роки, середній діаметр – 14,5 см, середня висота – 16,5 м, бонітет – II, відносна повнота – 1,09, запас стовбурів у корі – $408 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$. Згідно з класичним методичними підходами лісової таксації, оцінено показники біопродуктивності насадження (Anuchin, 1982).

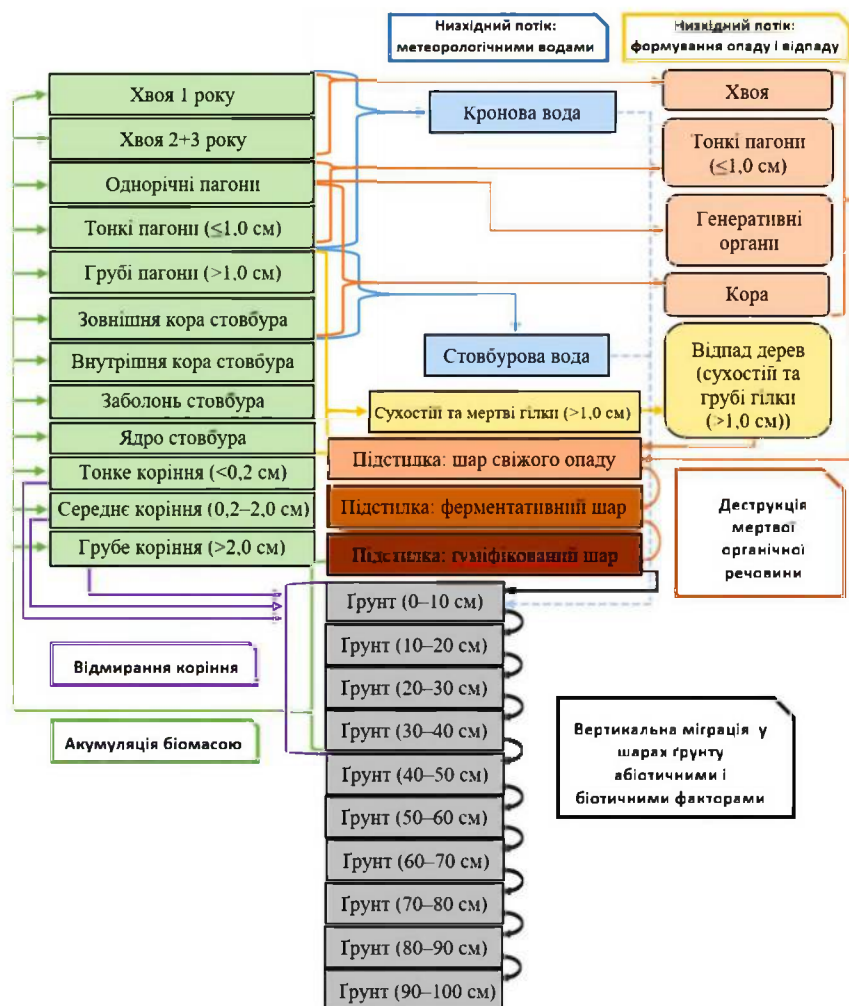


Рис. 1. Структура моделі біогеоциркулю ^{90}Sr у сосновому насадженні

Радіологічні дослідження провели, дотримуючись вимог верифікованих способів і методів для вивчення циклу радіонуклідів у лісових екосистемах (Final report, 2018; Holiaka, 2017). Щільність забруднення по-

верхні ґрунту ^{90}Sr становила ($\text{AM} \pm$) $401^{+130} \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-2}$. Відібрані зразки біомаси і ґрунту висушувались до повітряно-сухого стану за температури 70°C протягом 3 діб. Радіохімічне виділення ^{90}Sr проводили після озонення

зразків у муфельних печах за температури до 550°C (Methodical instructions, 1985), з подальшим вимірюванням активності з використанням бета-спектрометра СЕБ-01-70 (АКП, Україна). Похибка вимірювання зразків ($\pm 1,96SD$) становила 13 %.

Прототипом концептуальної схеми біогеоциркулювання ^{90}Sr у лісових екосистемах використали радіоекологічну модель TRIPS ("Transfer of Radionuclide In Perennial vegetation Systems") для кругообігу радіоцезію (Thiry, 2018). Врахувавши більшу фрагментарність для відсіків біомаси і ґрунту, додали до кінцевого варіанта розробленої моделі додаткові депо цих елементів лісового біогеоценозу, а також кореневу систему вивели як проміжну ланку вихідного потоку радіонукліда в надземну частину деревостану (рис. 1).

Пошук параметрів рівнянь потоків моделі (k_x , де x визначає прив'язку коефіцієнта у системі рівнянь до депо) виконали методом стохастичного градієнтного спуску шляхом мінімізації суми квадратів відхилень цільової функції (Goodfellow et al., 2018), базуючись на оцінених показниках динаміки біомаси компонентів (Final report, 2018), запасів активності ^{90}Sr у депо (на січень 2017 р.) і їх переміщення потоками у річному вираженні (липень 2016 р. – липень 2018 р.). Попередньо провели стандартизацію шойво перелічених показників. Зміни в депо ^{90}Sr протягом року dC/dt розраховували як суму вхідних потоків мінус суму вихідних потоків:

$$\frac{dC}{dt} = \sum \text{Вхідні потоки} - \sum \text{Вихідні потоки} \quad (1)$$

Активність ^{90}Sr розраховували як добуток вихідних пропорцій активності радіонукліда після завершення однорічного циклу на його загальну активність у насадженні на одиниці площі з врахуванням розпаду радіонукліда.

Усього із соснової ділянки відібрано 525 проб для вимірювання вмісту ^{90}Sr , з яких біомаси деревостану – 213 шт., низхідного потоку (опад і дощові води) – 198 шт., лісова підстилка і ґрунт – 114 шт. Обробку всіх вихідних камеральних і лабораторних даних виконали програмними продуктами *Microsoft Excel 365*, *RStudio 1.2* (мова програмування *R 3.6*) і *Jupyter Notebook* (мова програмування *Python 3.6*).

Результати дослідження. Імітаційна модель біогеоциркулювання ^{90}Sr складається з таких депо (з подальшими акронімами через тире для представлення у рівняннях) біомаси: хвоя 1-го року – B_0 , хвоя 2+3-го року – B_1 , однорічні пагони – B_2 , тонкі пагони ($\leq 1,0$ см) – B_3 , грубі пагони ($> 1,0$ см) – B_4 , зовнішня кора стовбура – B_5 , внутрішня кора стовбура – B_6 , заболонь стовбура – B_7 , ядро стовбура – B_8 , тонке коріння – B_9 , середнє коріння – B_{10} , грубе коріння – B_{11} , сухостій та мертві грубі гілки – B_{12} ; підстилки: шар свіжого опадів – L_0 , ферментативний шар – L_1 , гуміфікований шар – L_2 ; 10-сантиметрових шарів ґрунту: 0-10 см – S_0 , 10-20 см – S_1 , 20-30 см – S_2 , 30-40 см – S_3 , 40-50 см – S_4 , 50-60 см – S_5 , 60-70 см – S_6 , 70-80 см – S_7 , 80-90 см – S_8 , 90-100 см – S_9 ; між якими здійснюється кругообіг радіонукліда.

Вхідний потік досліджуваного радіоізотопу від ґрунту до компонентів живої біомаси (вихідний для відсіків ґрунту) враховує нормалізований приріст органічної речовини (NB_x), спираючись на похідні математичних моделей (Strochinskiy, 1992), а також встановлених

експериментально: динаміку вмісту ^{90}Sr у рослинних тканинах на підставі радіального розподілу радіоізотопу в річних кільцях деревини стовбура (NV) та розподілу тонкого (всисного) коріння (RU) (Final report, 2018):

$$RU = 0,10 \cdot L_2 + 0,23 \cdot S_0 + 0,30 \cdot S_1 + 0,35 \cdot S_2 + 0,02 \cdot S_3 \quad (2)$$

Включення низхідних потоків до рівнянь із вхідними потоками для компонентів надземної фітомаси (FN – опад листя; $FBark$ – опад кори; $FBranch$ – опад гілок товщиною до 1 см; FG – опад генеративних органів; FRW – транслокація метеорологічними водами з крони; FSW – стовбуровий стік), а також врахування відмирання коріння унаслідок відпаду дерев дали змогу побудувати таку систему формул (3)-(14):

$$\frac{dCB_0}{dt} = k_{b0} \cdot RU \cdot NB_0 \cdot NV - 0,5 \cdot FN - 0,5 \cdot FRW \quad (3)$$

$$\frac{dCB_1}{dt} = k_{b1} \cdot RU \cdot NB_1 \cdot NV - 0,5 \cdot FN - 0,5 \cdot FRW \quad (4)$$

$$\frac{dCB_2}{dt} = k_{b2} \cdot RU \cdot NB_2 \cdot NV - 0,05 \cdot FBark - 0,5 \cdot FBranch - FG \quad (5)$$

$$\frac{dCB_3}{dt} = k_{b3} \cdot RU \cdot NB_3 \cdot NV - 0,05 \cdot FBark - 0,5 \cdot FBranch \quad (6)$$

$$\frac{dCB_4}{dt} = k_{b4} \cdot RU \cdot NB_4 \cdot NV - 0,1 \cdot FBark - k_{12} \cdot B_4 \quad (7)$$

$$\frac{dCB_5}{dt} = k_{b5} \cdot RU \cdot NB_5 \cdot NV - 0,8 \cdot FBark - FSW - k_{12} \cdot B_5 \quad (8)$$

$$\frac{dCB_6}{dt} = k_{b6} \cdot RU \cdot NB_6 \cdot NV - k_{12} \cdot B_6 \quad (9)$$

$$\frac{dCB_7}{dt} = k_{b7} \cdot RU \cdot NB_7 \cdot NV - k_{12} \cdot B_7 \quad (10)$$

$$\frac{dCB_8}{dt} = k_{b8} \cdot RU \cdot NB_8 \cdot NV - k_{12} \cdot B_8 \quad (11)$$

$$\frac{dCB_9}{dt} = k_{b9} \cdot RU \cdot NB_9 \cdot NV - k_{12} \cdot B_9 \quad (12)$$

$$\frac{dCB_{10}}{dt} = k_{b10} \cdot RU \cdot NB_{10} \cdot NV - k_{12} \cdot B_{10} \quad (13)$$

$$\frac{dCB_{11}}{dt} = k_{b11} \cdot RU \cdot NB_{11} \cdot NV - k_{12} \cdot B_{11} \quad (14)$$

де елементи низхідного потоку розраховуємо як формули (15)-(20):

$$FN = k_{fN} \cdot (0,5 \cdot B_0 + 0,5 \cdot B_1) \quad (15)$$

$$FBark = k_{fBark} \cdot (0,1 \cdot B_2 + 0,1 \cdot B_3 + 0,1 \cdot B_4 + B_5) \quad (16)$$

$$FBranch = k_{fBranch} \cdot (0,5 \cdot B_2 + 0,5 \cdot B_3) \quad (17)$$

$$FG = k_{fG} \cdot B_2 \quad (18)$$

$$FRW = k_{fRW} \cdot (B_0 + B_1 + 0,1 \cdot B_2 + 0,1 \cdot B_3 + 0,1 \cdot B_4) \quad (19)$$

$$FSW = k_{fSW} \cdot (0,1 \cdot B_4 + B_5) \quad (20)$$

Формування відпаду дерев надземної частини біомаси деревостану відбувається завдяки компонентам стовбура (B_{5-8}) та грубих гілок (B_4), з подальшою деструкцією цих відсіків із сталою швидкістю (0,067), яку встановили експериментально співробітники кафедри таксації лісу та лісового менеджменту НУБіП на майданчиках у соснових насадженнях:

$$\frac{dCB_{12}}{dt} = k_{b12} \cdot (B_4 + B_5 + B_6 + B_7 + B_8) - 0,067 \cdot B_{12} \quad (21)$$

Свіжий опад і валежник є вхідними потоками ^{90}Sr для верхнього шару підстилки (L_0), а вихідними потоком є їх розкладання та перехід у ферментативний шар (L_1) підстилки та надалі у гуміфікований шар (L_2), де

відбувається розпаралелювання потоків радіонукліда: міграція у мінеральний шар ґрунту і залучення у потоки депонування біомасою:

$$\frac{dCL_0}{dt} = FN + FBark + FBranch + FG + 0,067 \cdot B_{12} + k_{l0} \cdot L_0; \quad (22)$$

$$\frac{dCL_1}{dt} = -k_{l0} \cdot L_0 + k_{l1} \cdot L_1; \quad (23)$$

$$\frac{dCL_2}{dt} = -k_{l1} \cdot L_1 + 0,1 \cdot k_{b12} \cdot (B_9 + B_{10} + B_{11}) + k_{l2} \cdot L_2 - \sum_{i=1}^{12} (k_{bi} \cdot 0,1 \cdot L_2 \cdot NB_i \cdot NV); \quad (24)$$

Зміни активності ^{90}Sr у депо шарів ґрунту глибиною до 40 см (S_{0-3}) відбуваються способами вертикальної міграції радіоізоотопу від верхніх шарів ґрунту/підстилки до нижніх, надходженням радіонукліда метеорологічними водами, а також його акумуляцією живою рослинною біомасою через кореневе поглинання та відмиранням коріння:

$$\frac{dCS_0}{dt} = -k_{l2} \cdot L_2 + FRW + FSW + 0,23 \cdot k_{b12} \cdot (B_9 + B_{10} + B_{11}) + k_{s0} \cdot S_0 - \sum_{i=1}^{12} (k_{bi} \cdot 0,23 \cdot S_0 \cdot NB_i \cdot NV); \quad (25)$$

$$\frac{dCS_1}{dt} = -k_{s0} \cdot S_0 + 0,30 \cdot k_{b12} \cdot (B_9 + B_{10} + B_{11}) + k_{s1} \cdot S_1 - \sum_{i=1}^{12} (k_{bi} \cdot 0,30 \cdot S_1 \cdot NB_i \cdot NV); \quad (26)$$

$$\frac{dCS_2}{dt} = -k_{s1} \cdot S_1 + 0,35 \cdot k_{b12} \cdot (B_9 + B_{10} + B_{11}) + k_{s2} \cdot S_2 - \sum_{i=1}^{12} (k_{bi} \cdot 0,35 \cdot S_2 \cdot NB_i \cdot NV); \quad (27)$$

$$\frac{dCS_3}{dt} = -k_{s2} \cdot S_2 + 0,02 \cdot k_{b12} \cdot (B_9 + B_{10} + B_{11}) + k_{s3} \cdot S_3 - \sum_{i=1}^{12} (k_{bi} \cdot 0,02 \cdot S_3 \cdot NB_i \cdot NV); \quad (28)$$

Для наступних шарів ґрунту (S_4-S_9) активність ^{90}Sr у біомасі коріння та відповідно його кореневе поглинання є незначними величинами, що дало змогу спростити структуру формули до

$$\frac{dCS_n}{dt} = -k_{s(n-1)} \cdot S_{(n-1)} + k_{sn} \cdot S_n. \quad (29)$$

Першим роком для моделювання потоків і депо ^{90}Sr обрали 1987 р., з початковими значеннями часток активності радіонукліда в депо: $L_0 = 10\%$, $L_1 = 30\%$, $L_2 = 36\%$; $S_0 = 15\%$, $S_1 = 6\%$, $S_2 = 3\%$, інші – 0%. Вихідні значення параметрів моделі після мінімізації відхилень між результатами спостережень і прогнозованими значеннями становили: $k_{b0} = 0,138$; $k_{b1} = 0,137$; $k_{b2} = 0,0413$; $k_{b3} = 0,0434$; $k_{b4} = 0,0210$; $k_{b5} = 0,0897$; $k_{b6} = 0,0333$; $k_{b7} = 0,110$; $k_{b8} = 0,163$; $k_{b9} = 0,00692$; $k_{b10} = 0,0279$; $k_{b11} = 0,0389$; $k_{b12} = 0,0106$; $k_{fN} = 0,747$; $k_{fBark} = 0,0825$; $k_{fBranch} = 0,117$; $k_{fG} = 0,0101$; $k_{fRW} = 0,0586$; $k_{fSW} = 0,00128$; $k_{l0} = -0,758$; $k_{l1} = -0,366$; $k_{l2} = -0,219$; $k_{s0} = -0,0707$; $k_{s1} = -0,171$; $k_{s2} = -0,126$; $k_{s3} = -0,0838$; $k_{s4} = -0,0522$; $k_{s5} = -0,0833$; $k_{s6} = -0,160$; $k_{s7-9} = -0,341$.

Параметризована модель кругообігу радіоізоотопу дала змогу спрогнозувати динаміку його активності в компонентах досліджуваної соснової ділянки (рис. 2). ^{90}Sr внаслідок викиду на ЧАЕС переважно локалізувався у частинках ядерного палива, тому розроблена мо-

дель враховує надходження радіонукліда лише кореневим поглинанням, однак не враховує повною мірою кінетику розчинення "гарячих" частинок (Kashparov et al., 2004). Для ^{137}Cs , який випав здебільшого в конденсаційній формі, в подібній моделі необхідно враховувати його міграцію у перші роки аварії від поверхні листків до внутрішніх органів (Yoschenko et al., 2018).

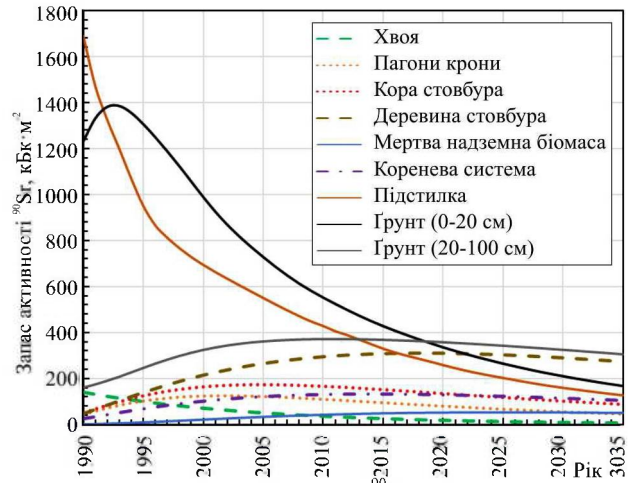


Рис. 2. Прогноз динаміки активності ^{90}Sr у відсіках соснового біогеоценозу

Обговорення. У перші місяці після аварії на ЧАЕС практично вся активність радіостронцію на сосновій ділянці мала переміститися з крон у підстилку внаслідок змиву дощовими опадами "гарячих" частинок, а надалі поступово, в наслідок їх вилугування, радіоізоотоп мігрував до ґрунту та рослинності (Kashparov et al., 2004). Виходячи з результатів моделювання, ґрунт був основним депо активності ^{90}Sr у 1991-1992 рр., та залишатиметься таким надалі (рис. 3). Однак сумарна активність ^{90}Sr , депонована в компонентів надземної і підземної біомаси ($619-759 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$) та шарах ґрунту ($713-796 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$), соснового насадження (не включаючи до обох зазначених елементів підстилку), яке ми вивчали, протягом 2015-2025 рр. має й матиме подібні значення. Це свідчить про можливість депонування до 40% вмісту радіонукліда відсіками біомаси на період виконання досліджень (з урахуванням підстилки до 58%), а тренди констатують подальше зростання перелічених значень.

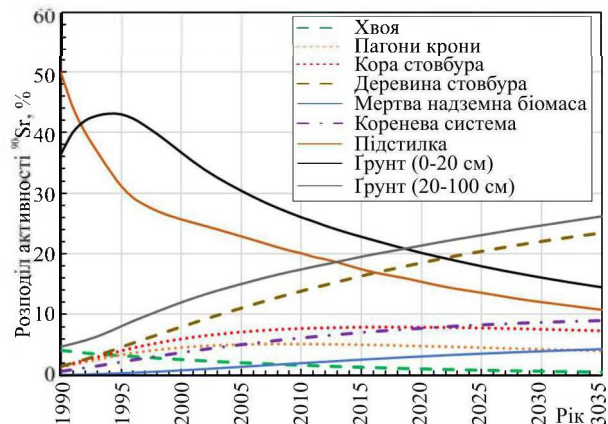


Рис. 3. Динаміка розподілу активності ^{90}Sr між відсіками соснового насадження

Використання коефіцієнтів переходу (КП) радіонукліда від 20 см шару ґрунту до компонентів деревостану для оцінки вмісту в них радіонукліда є найпоширенішим підходом у радіоекологічних дослідженнях

(Yoschenko et al., 2018). Однак застосування цього способу розрахунку для оцінювання вмісту ^{90}Sr у рослинних угрупованнях зі значною вертикальною міграцією у ґрунті, що характерно для насаджень, що ми вивчаємо, та більшості сосняків Чорнобильської зони відчуження (рис. 4) (Final report, 2018), на підставі даних мап щільності забруднення лісових ділянок, побудованих на ранньому експериментальному матеріалі (до 2000 р.) (Kashparov et al., 2001), призводитиме до непомірного завищення КП ^{90}Sr (до 2,5–3,0 разів) від ґрунту до деревного стовбура, та відповідно вмісту ^{90}Sr у його елементах. Зазначений ефект можна частково півелювати, якщо розраховувати КП ^{90}Sr , використовуючи щільність забруднення ґрунту радіонуклідом глибиною до 1 м (див. рис. 4), але навіть цей спосіб не може гарантувати достатньої точності ($\pm 30\%$) (Final report, 2018) обчислювального показника, оскільки значна частина активності радіоізоотопу як під час ранніх досліджень (до 2000 р.), так і наразі акумулювалася іншими відсіками біомаси (див. рис. 3).

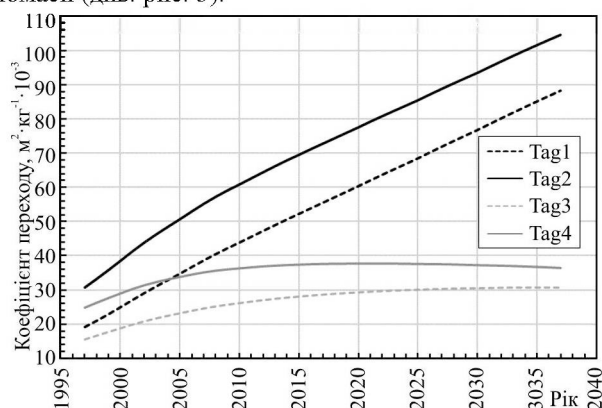


Рис. 4. Часові ряди КП ^{90}Sr в елементи деревного стовбура дослідної ділянки під час оцінювання щільності забруднення ґрунту до 0,2 м для: Tag1 – деревини стовбура, Tag2 – стовбура в корі; внаслідок оцінювання щільності забруднення ґрунту до 1,0 м для: Tag3 – деревини стовбура, Tag4 – стовбура у корі

Часткова стабілізація коефіцієнтів переходу ^{90}Sr від метричного шару ґрунту до компонентів стовбура протягом 2017–2037 рр. (див. рис. 4) свідчить, що питома активність радіонукліда у зазначеному відсіку наступні 20 років зменшуватиметься переважно завдяки його фізичному розпаду, а перерозподіл і деакумуляція радіоізоотопу не матиме істотного впливу на концентрацію ^{90}Sr у деревному стовбурі. Отриману закономірність, у разі її статистичного підтвердження на більшому масиві спостережень для інших лісових ділянок, можна застосовувати для прогнозування періоду можливості використання деревини для господарських цілей зі забруднених територій.

Висновки. За результатами виконаного дослідження побудовано імітаційну модель біогенних потоків і відсіків (депо) ^{90}Sr у типовому сосновому насажденні Чорнобильської зони відчуження. Реалізовано параметризацію системи рівнянь потоків радіонукліда, який ми вивчали між депо лісової екосистеми на підставі отриманих спостережень за вмістом та запасами радіоізоотопу в компонентах біомаси, підстилки, ґрунту та обсягів низхідних потоків ^{90}Sr деревостану. Спираючись на розроблену модель біогеоциркуляції ^{90}Sr , відтворено динаміку запасів цього радіонукліда в елементах насадження експериментального майданчика, яка свідчить

про можливість депонування до половини всієї активності ^{90}Sr у лісовій екосистемі компонентами біомаси соснових біоценозів. Отримані вихідні дані моделювання свідчать про потребу системного здійснення подібних досліджень лісових рослинних угруповань представленими іншими ґрунтовими умовами та деревними видами, оскільки використання стандартних практик оцінки вмісту ^{90}Sr на базі КП навіть для типових насаджень Чорнобильської зони відчуження здатні призводити до значних систематичних похибок у прогнозуванні вмісту радіонукліда в компонентах біомаси насаджень. Одночасно з цим необхідно розробити систему моніторингу для можливості валідації/верифікації отриманої радіологічної інформації, а також її екстраполяції на всі ліси України, які зазнали найбільшого радіаційного забруднення.

References

- Alexakhin, R. M., Ginsburg, L. R., Mednik, I. G., & Prokhorov, V. M. (1994). Model of ^{90}Sr cycling in a forest biogeocenosis. *Science of The Total Environment*, 157, 83–91. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90567-3](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90567-3)
- Anuchin, N. P. (1982). *Forest mensuration*. (5th ed.). Moscow: Forest industry. [In Russian].
- Final report. (2018). "Assessment of the distribution of radionuclides and impact of industrial facilities in the Chernobyl exclusion zones" under the GEF project "Conserving, enhancing and managing carbon stocks and biodiversity in the Chernobyl exclusion zone". Slavutych: Institute for radiation measurement and development.
- Goodfellow, I., Bengio, Y., & Courville, A. (2018). *Deep Learning*. Cambridge: The MIT press.
- Holiaka, D. M. (2017). Formation of the average sample and estimation of stem components phytomass of Scots pine trees for determination of the content of biologically mobile radionuclides. *Scientific Bulletin of UNFU*, 27(6), 20–24. <https://doi.org/10.15421/40270603>
- Kashparov, V. A., Ahamdach, N., Zvarich, S. I., Yoschenko, V. I., Maloshtan, I. M., & Dewiere, L. (2004). Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions. *Journal of Environmental Radioactivity*, 72(3), 335–355. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2003.08.002>
- Kashparov, V. A., Lundin, S. M., Khomutinin, Yu. V., Kaminsky, S. P., Levchuk, S. E., Protsak, V. P., Kadygrib, A. M., Zvarich, S. I., Yoschenko, V. I., & Tschiersch, J. (2001). Soil contamination with ^{90}Sr in the near zone of the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 56(3), 285. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(00\)00207-1](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(00)00207-1)
- Methodical instructions for the determination of strontium-90 and cesium-137 in soils and plants. (1985). Moscow: Central Research Institute of Agrochemical Service, 46 p. [In Russian].
- Schell, W. R., Linkov, I., Myttenaere, C., & Morel, B. (1996). A dynamic model for evaluating radionuclide distribution in forests from nuclear accidents. *Health Physics*, 70(3), 318–335. <https://doi.org/10.1097/00004032-199603000-00002>
- Stochinskiy, A. A. (1992). *Methodical and normative-information provision of a system for regulating the forest plantations productivity in Ukraine*. Kyiv: UACA. [In Russian].
- Thiry, Y., Albrecht, A., & Tanaka, T. (2018). Development and assessment of a simple ecological model (TRIPS) for forests contaminated by radiocesium fallout. *Journal of Environmental Radioactivity*, 190–191, 149–159. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.05.009>
- Yoschenko, V., Ohkubo, T., & Kashparov, V. (2018). Radioactive contaminated forest in Fukushima and Chernobyl. *Journal of Forest Research*, 28, 3–14. <https://doi.org/10.1080/13416979.2017.1356681>

THE MODEL OF BIOGENIC FLUXES AND DEPOTS OF ⁹⁰Sr IN CONTAMINATED PINE STANDS

This paper presents a developed mathematical model of biogenic fluxes and depots of ⁹⁰Sr for pine stands (*Pinus sylvestris* L.) of the Chernobyl Exclusion Zone. We separated 26 compartments of the mathematical model including ten-centimeter soil layers – 10 pcs (up to a depth of 1.0 m), 3 layers of forest litter (undecomposed vegetable matter, fragmented organic materials, humus), 12 components of live aboveground and underground biomass (stem: outer bark, inner bark, sapwood, heartwood; crown: 1 year needle, 2+3 year needle, twigs, branches ≤ 1.0 cm, branches > 1.0 cm; roots: < 0.2 cm, 0.2-2.0 cm, >2.0 cm); and coarse woody debris. During the period of 2016-2019, we obtained observational data on the pine experimental plot on the activity concentration and inventories of ⁹⁰Sr in just listed ecosystem compartments as well as upstream and downstream fluxes of the stand that allowed to find the optimal parameters for equation system of radionuclide fluxes in simulation mathematical model using a minimization of the sum squares of deviations the objective function by the stochastic gradient descent method. The analysis of previous studies on the redistribution of hot particles and their leaching during the first years after the Chernobyl accident allowed us to establish the probable frequency distribution of the studied radioisotope between compartments in 1987. We have used these indicators as starting points for the developed model. The output results of the simulation made an estimate of the dynamics of the ⁹⁰Sr inventories redistribution between the elements of biocenosis in the interval 1990-2035. The time series of radioisotope aggregated transfer factors from soil to stem wood and stem with bark have been identified. The increase of ⁹⁰Sr aggregated transfer factors calculated based on soil contamination density up to a depth of 0.2 m and "stabilization" of aggregated transfer factors of study radionuclide obtained during their calculation using the density of soil contamination at a depth to 1 m are revealed. This indicates a significant impact of vertical migration on the values of the parameters mentioned above. Therefore, the estimation of ⁹⁰Sr content in biomass components using aggregated transfer factor which have been calculated on recent observations according to standard accepted radioecological monitoring approaches, where radionuclide contamination density was measured only at a depth of 0.2 m, and also by applying early geodata of contamination (to 2000), may contain significant systematic errors toward overestimation of ⁹⁰Sr content in the elements of the pine stem.

Keywords: forest ecosystem; radionuclide; simulation model; compartments of model; the Chernobyl Exclusion Zone.