

Д. М. Голяка^{1,*}, С. Є. Левчук¹, В. І. Йощенко², В. О. Кашпаров¹, Л. В. Йощенко¹, М. А. Голяка¹,
В. В. Павлюченко¹, П. П. Дячук¹, Р. М. Задорожнюк¹, В. С. Морозова¹

¹ Національний університет біоресурсів і природокористування України, Київ, Україна

² Інститут радіоекології довкілля Фукусімського університету, Фукусіма, Японія

*Відповідальний автор: holiaka@nubip.edu.ua

ВМІСТ ⁹⁰Sr ТА ¹³⁷Cs В ДЕПО І БІОГЕННИХ ПОТОКАХ ТИПОВИХ НАСАДЖЕНЬ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Представлено результати дослідження біогенних потоків і депо ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs у типових насадженнях Чорнобильської зони відчуження на прикладі хвойного (сосна звичайна) і листяного (береза повисла) лісових деревостанів протягом 2016 - 2018 рр. Наведено дані по питомих активностях та частках від загальної активності досліджуваних радіонуклідів у компонентах надземної і підземної біомаси, вертикальному розподілу їх до 1 м по 10-см шарах ґрунту. Розраховано в річному вираженні низхідний та висхідний потоки активностей ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs (включаючи процеси їхнього депонування внаслідок процесів росту та формування біомаси). Підтверджено значно більшу мобільність ⁹⁰Sr в елементах лісових екосистем, ніж ¹³⁷Cs. Отримані оцінки потоків для досліджених лісових ділянок указують на поступове подальше збільшення частки акумульованих радіонуклідів у компонентах надземної біомаси (до 0,9 % · рік⁻¹ від загальної активності в насадженнях) унаслідок позитивного приросту запасів органічної речовини.

Ключові слова: ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, питома активність, ґрунт, біомаса, сосна звичайна, береза повисла, деревостан, лісова екосистема.

1. Вступ

Ліси вважаються найбільш постраждалими екосистемами внаслідок аварій на Чорнобильській (1986 р.) і Фукусімській (2011 р.) АЕС, що викликані як значною часткою вкритих лісовою рослинністю територій у постраждалих регіонах, так і їхньою радіочутливістю до іонізуючих випромінювань [1]. За умов піщаних слабогумусованих ґрунтів Українського Полісся компоненти біомаси насаджень депонують значну частину активності ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs у біогеоценозі, що викликало непомірні перевищення гігієнічно допустимих рівнів вмісту перелічених радіонуклідів у продуктах лісу (деревині, грибах, ягодах та інших ресурсах) навіть на значних відстанях від зони відчуження і обов'язкового відселення у північних районах Житомирської і Київської областей [1 - 4].

Низка економічних негараздів не дозволила запровадити на державному рівні системний науковий радіологічний моніторинг лісів постраждалих територій унаслідок Чорнобильської аварії в Україні. Як наслідок, відсутність актуальних даних про динаміку вмісту радіонуклідів у компонентах фітоценозів спричинило «інформаційний вакуум» для прийняття управлінських рішень по поводженню з імовірними лісовими ресурсами забруднених територій. Хоча одночасно існує

значний запит суспільства й місцевого населення щодо повернення до нормальної життєдіяльності по радіологічному фактору з прийнятними обмеженнями використання радіоактивно забруднених насаджень на основі експертного інформаційного супроводу про радіологічний стан таких територій у майбутньому. Частково дана проблема вирішується для найзабрудненіших ділянок Чорнобильської зони відчуження України здійсненням рутинного моніторингу підрозділами ДСП «Екоцентр» Державного агентства України з управління зоною відчуження, але і його обсяги не є оптимальними для лісових екосистем [5]. Тому єдиним способом прогнозування часових рядів перерозподілу ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs у лісових біогеоценозах України залишається створення імітаційної математичної моделі їхнього кругообігу, що вимагає попередньої оцінки потоків і депо біологічно мобільних радіонуклідів на репрезентативних експериментальних майданчиках [6]. З огляду на вищеперелічене, метою цієї роботи є дослідження основних біогенних потоків та депо ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs у типових насадженнях Чорнобильської зони відчуження, які можуть бути використані для параметризації імітаційних математичних моделей перерозподілу зазначених радіонуклідів у компонентах лісу.

© Д. М. Голяка, С. Є. Левчук, В. І. Йощенко, В. О. Кашпаров, Л. В. Йощенко, М. А. Голяка, В. В. Павлюченко, П. П. Дячук, Р. М. Задорожнюк, В. С. Морозова, 2020

2. Матеріали та методи досліджень

Дослідження виконані протягом 2016 - 2018 рр. на двох лісових ділянках зони відчуження, представлених хвойним (сосна звичайна – *Pinus sylvestris* L.) та листяним (береза повисла – *Betula pendula* Roth.) деревостанами. Насадження відібрані на 4 - 6 км північніше четвертого енергоблока Чорнобильської АЕС в інтервалі потужності амбієнтного еквівалента дози гамма-випромінювання 2,3 - 3,4 мкЗв·год⁻¹. Облаштування експериментальних майданчиків на територіях із значною

щільністю забруднення зумовлено необхідністю детектування вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у рідких елементах низхідного потоку спричиненими атмосферними опадами, що зазвичай мають на 3 - 4 порядки нижчі рівні питомих активностей цих радіонуклідів, ніж у компонентах надземної біомаси дерев. Попередньо для виділених лісових ділянок встановлено лісотаксаційні показники деревостану з дотриманням вимог СОУ 02.02-37-476:2006 [7], а також визначено поверхневу щільність забруднення ґрунту (до 20 см) ^{137}Cs і ^{90}Sr [8] (табл. 1).

Таблиця 1. Географічне розміщення і лісотаксаційні показники досліджуваних насаджень

Географічні координати в системі WGS84		Лісотаксаційні показники деревостанів								Щільність забруднення ґрунту (до 20 см), кБк·м ⁻² (GM·GSD ^{±1})	
Широта N	Довгота E	Склад	Походження	D, см	H, м	A, роки	P	M, м ³ ·га ⁻¹	ТЛУ	^{137}Cs	^{90}Sr
51.4343	30.1084	10 Сз	штучне, лісові культури	14,5	16,5	52	1,09	407	B ₂	2506 × × 1,4 ^{±1}	411 × × 1,8 ^{±1}
51.4258	30.1117	10 Бп + Ос	природне, насінневе	13,6	16,2	40	1,17	258	B ₃	2203 × × 1,4 ^{±1}	1218 × × 1,5 ^{±1}

Примітка. Сз – сосна звичайна, Бп – береза повисла, Ос – осика (тополя тремтяча), D – середній діаметр, H – середня висота, A – вік, P – відносна повнота, M – запас стовбурів у корі, ТЛУ – тип лісорослинних умов.

Закладка експериментальних майданчиків виконана у вигляді тимчасових пробних площ із суцільним переліком дерев за діаметром на висоті 1,3 м та вимірюванням висот у понад 50 дерев із наступним зрізуванням модельних дерев (n = 6 шт.) згідно з пропорційно-ступінчастим представництвом після завершення вегетаційного періоду [9]. Для встановлення біомаси і вмісту радіонуклідів в елементах дерев відбиралися проби компонентів крони: хвої 1, 2 та 3-го років (для берези – листя), однорічні пагони, тонкі пагони (<1 см), грубі пагони (>1 см), мертві гілки; деревного стовбура: зовнішня кора (перидерма, пробок), внутрішня кора (луб та камбій), заболонь і ядро (відсутнє у берези); підземної частини: тонке коріння (<2 мм), середнє коріння (2 - 20 мм) і грубе коріння (>20 мм).

Відбір проб ґрунту для встановлення щільності забруднення ділянок ^{137}Cs і ^{90}Sr (до 20 см) здійснено циліндричним буром (d = 37 мм) згідно зі стандартними затвердженими методиками [8]. На кожному експериментальному майданчику за допомогою циліндричного обертального бура (d = 68 мм) виконано пробовідбір для оцінки вертикального розподілу радіонуклідів у мінеральному шарі ґрунту, розділеного на 10-см шари до

1 м, а також у лісовій підстилці на майданчиках площею 1 м², що розміщувалися в п'яти точках майданчика: центрі та на межі пробної площі (що відповідали чотирьом сторонам світу відносно центру пробної площі).

Оразу після закладки експериментальних майданчиків, для оцінки низхідного потоку речовини і радіонуклідів, встановлено пробовідбірники опадів (n = 3) та атмосферних опадів (кранових (n = 3) і стовбурових (n = 3)). Відбір компонентів опадів виконано уловлювачами (50×50 см). Далі їх розділено на чотири фракції: хвоя/листя, кора, дрібні гілки (до 1,0 см) і генеративні органи (шишки, бруньки, насіння та їхні частини). Проби води атмосферних опадів відфільтровували паперовими беззольними фільтрами. Низхідний потік на сосновій ділянці досліджувався протягом 13.07.2016 - 11.04.2018 рр., а на березовій – 15.06.2017 - 14.11.2018 рр.

Усі відібрані проби компонентів біомаси та ґрунту висушувались до повітряно-сухого стану (біомаса – 70 °C протягом 3 діб, ґрунт – 105 °C протягом 2 діб) та механічно гомогенізувались. Перед вимірюванням зразки ґрунту просіювались через сито з отворами 1 мм. Вимірювання актив-

ності ^{137}Cs у підготовлених пробах деревини і ґрунту проводилось у циліндричних контейнерах об'ємом 100 мл, води в ємностях Марінеллі об'ємом 1000 мл на низькофоновому гамма-спектрометрі з багатоканальним аналізатором ASPEC-927 (програмне забезпечення *Gamma-Vision 32*), який оснащений пасивним захистом та напівпровідниковим високочистим германієвим детектором GEM-30185 (EG&G ORTEC, США). Для калібрування гамма-спектрометра використовувалися сертифіковані еталони з відповідною матрицею. Радіохімічне виділення ^{90}Sr проводилось після озолення твердих зразків у муфельних печах при температурі до 550 °C [10] з наступним вимірюванням активності з використанням бета-спектрометра СЕБ-01-70 (АКП, Україна). Усі значення активності радіонуклідів перераховані на січень 2018 р.

Оцінку компонентів біомаси крони дерев і деревного детриту реалізовано стандартними підходами, розробленими вченими ННІ лісового і садово-паркового господарства НУБіП України [11]. Запаси біомаси стовбура деревостану визначено модифікованою методикою формування середнього зразка для визначення вмісту ^{90}Sr і ^{137}Cs [12]. Перед завершенням спостережень на експериментальних майданчиках проведено повторні обліки таксаційних показників для встановлення поточних приростів компонентів надземної біомаси деревостанів. Загальні запаси підземної біомаси насаджень розраховувались на основі регресійних рівнянь нормативно-довідкових матеріалів «Таблиці і моделі ходу росту та продуктивності насаджень основних лісоутворюючих порід Північної Євразії» [12], а прогнозування структури коріння за товщиною реалізовано на основі даних публікацій Р. Vanninen та ін. (1996) [14], Т. Johansson (2009) [15], М. Hunziker та ін. (2014) [16].

Традиційно в лісовій радіоекології виділяються низхідний потік радіонуклідів, утворений вилуговуванням радіоізоотопів атмосферними опадами з компонентів деревостану, а також їхнім переміщенням у структурі мертвої органічної речовини до підстилки чи ґрунту у вигляді опаду і відпаду дерев, та висхідний потік – результат кореневого поглинання та транспортування радіонуклідів у надземну біомасу деревостану. Висхідний потік є загальною сумою депонованих запасів радіоізоотопу протягом року, тому розраховується додаванням низхідного потоку до кількості радіонуклідів, акумульованих у поточному прирості надземної біомаси. Цілком зрозуміло, що перелі-

чені елементи потоків радіоізоотопів не відтворюють усі аспекти кругообігу ^{90}Sr і ^{137}Cs у лісових екосистемах навіть для деревостану, тому що не враховують потоки цих радіонуклідів провідними тканинами рослин (ксилема, флоема) [17]. Однак отримані дані про річні обсяги транспортування активності ^{90}Sr і ^{137}Cs дозволяють спрогнозувати динаміку цих радіонуклідів у компонентах лісових екосистем. Автори статті не оцінювали біогенні потоки для компонентів підземної біомаси дерев і живого надґрунтового покриву.

Усього із двох досліджуваних ділянок відібрано 974 проби для вимірювання вмісту радіонуклідів (соснової – 525 шт., березової – 449 шт.), з яких біомаси деревостану – 345 шт. (соснової – 213 шт., березової – 132 шт.), низхідного потоку (опад і дощові води) – 330 шт. (соснової – 198 шт., березової – 132 шт.), лісової підстилки і ґрунту – 215 шт. (соснової – 114 шт., березової – 101 шт.).

3. Результати та обговорення

Результати оцінки валових запасів активностей ^{90}Sr і ^{137}Cs на експериментальних майданчиках лісових насаджень виявилися дуже подібними. Так, для соснової ділянки вони становлять (середнє арифметичне \pm довірчий інтервал при ймовірності 95 % – $\text{AM} \pm \text{CI 95 \%}$): ^{90}Sr – $1810 \pm 360 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$, ^{137}Cs – $2970 \pm 960 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$, а березової: ^{90}Sr – $1860 \pm 550 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$, ^{137}Cs – $3250 \pm 1260 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$. Для кращого представлення отриманих даних по розподілу активностей досліджуваних радіонуклідів у депо та потоках біогеоценозів нами використано відносні значення (відсотки).

На сосновій ділянці спостерігається цілком типове для цих лісових екосистем більше накопичення запасів активностей ^{90}Sr у компонентах біомаси і глибших шарах ґрунту порівняно з ^{137}Cs (табл. 2), що підтверджується результатами інших досліджень [18]. Найбільші значення питомої активності ^{137}Cs характерні для фізіологічно найактивніших органів дерев: однорічна хвоя, однорічні пагони, внутрішня кора і тонке коріння, а також для гуміфікованого шару лісової підстилки. ^{90}Sr концентрується у мертвих компонентах біомаси насадження за виключенням внутрішньої кори, для якої виявлені найвищі рівні забруднення цим радіонуклідом ($148 \pm 42 \text{ кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$). Ґрунт і деревні стовбури за рахунок значних запасів речовини утримують більшу частину активності ^{90}Sr і ^{137}Cs насадження: $67 \pm 20\%$ та $84 \pm 40\%$ відповідно.

Таблиця 2. Показники депо соснового насадження

Найменування депо	Запас речовини, $\text{кг}\cdot\text{м}^{-2}$		Питома активність ^{90}Sr , $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$		Питома активність ^{137}Cs , $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$		Частка від загального запасу ^{90}Sr , %		Частка від загального запасу ^{137}Cs , %	
	АМ	СІ 95 %	АМ	СІ 95 %	АМ	СІ 95 %	АМ	СІ 95 %	АМ	СІ 95 %
Надземна жива біомаса:	16,8	2,0	–	–	–	–	31,2	8,8	8,1	3,0
заболонь стовбура	11,91	1,88	22000	7900	9700	2500	14,5	6,4	3,9	1,7
ядро стовбура	1,48	0,25	32000	8300	5700	1500	2,6	1,0	0,28	0,13
зовнішня кора	0,94	0,21	75000	22100	13300	4100	3,9	1,6	0,42	0,21
внутрішня кора	0,49	0,07	148000	42000	67000	14700	4,0	1,5	1,10	0,46
однорічна хвоя	0,25	0,13	48000	23000	83000	36800	0,66	0,48	0,70	0,52
хвоя 2-го та 3-го років	0,18	0,11	58000	17900	31000	9900	0,58	0,40	0,19	0,14
однорічні пагони	0,29	0,14	54000	2000	69000	24000	0,87	0,44	0,67	0,45
тонкі пагони (≤ 1 см)	0,40	0,12	65000	4900	23000	9600	1,4	0,5	0,31	0,19
грубі пагони (> 1 см)	0,90	0,34	52000	9300	18400	4100	2,6	1,2	0,56	0,30
Коріння та пні:	5,0	2,2	–	–	–	–	7,3	4,3	3,4	2,0
тонке коріння ($< 0,2$ см)	0,42	0,21	42900	28000	31800	12600	1,00	0,84	0,45	0,32
середнє коріння (0,2 - 2,0 см)	1,16	0,58	41200	9900	25800	13600	2,7	1,6	1,01	0,80
грубе коріння з пнями ($> 2,0$ см)	3,39	2,10	19100	15400	17400	7200	3,6	3,7	2,0	1,6
Мортмаса насадження (окрім підстилки)	0,87	0,19	70600	15000	6100	4250	3,4	1,2	0,18	0,14
Підстилка:	3,5	1,6	–	–	–	–	16,4	8,5	9,6	8,0
шар свіжого опад	0,54	0,27	83000	13800	13500	5500	2,5	1,4	0,25	0,18
ферментативний шар	1,10	0,63	86000	9800	35000	31000	5,2	3,2	1,3	1,4
гуміфікований шар	1,87	1,41	84000	26000	128000	64000	8,7	7,3	8,0	7,7
Грунт, см:	1509	53	–	–	–	–	41,8	18,7	78,7	40,2
0 - 10	124	7	2400	2000	13100	7125	16,5	14,1	54,6	34,6
10 - 20	145	6	620	213	2100	388	5,0	2,0	10,2	3,8
20 - 30	151	16	480	250	870	325	4,0	2,3	4,4	2,2
30 - 40	144	11	760	713	450	263	6,1	5,8	2,2	1,5
40 - 50	151	16	750	788	940	1750	6,3	6,8	4,8	9,0
50 - 60	152	4	270	263	190	175	2,3	2,3	1,0	0,9
60 - 70	161	28	88	93	78	70	0,8	0,8	0,4	0,4
70 - 80	155	9	25	18	59	56	0,2	0,2	0,3	0,3
80 - 90	152	13	39	38	55	73	0,3	0,3	0,3	0,4
90 - 100	175	33	40	35	87	49	0,4	0,4	0,5	0,3
Усього в екосистемі соснового насадження	1535	53	–	–	–	–	100	28	100	45

Спостерігаються значні відмінності розподілу досліджуваних радіонуклідів у шарах підстилки соснового насадження: при збільшенні ступеня деградації органічних решток опад зростає питома активність ^{137}Cs та одночасно залишається стабільний вміст ^{90}Sr . Концентрування радіоцезію при деградації підстилки значною мірою пояснюється наявністю оптимальних умов для життєдіяльності великої кількості видів мікоміцетів, що здатні вибірково акумулювати у тканинах великі значення питомої активності ^{137}Cs [3]. Реєстрація наявності вмісту ^{90}Sr і ^{137}Cs у шарах ґрунту глибше 60 см для соснового експериментального майданчика більшою мірою викликана неможливістю забезпечити непотрапляння верхніх піщаних шарів ґрунту до

нижніх горизонтів при пробовідборі обертальними бурами.

Розраховані значення біогенних потоків соснового деревостану, як частки від валової активності у всіх депо лісової екосистеми, вказують (табл. 3), що більша частка радіонуклідів протягом року повертається до підстилки і ґрунту (^{90}Sr – $2,8 \pm 0,8 \text{ \%}\cdot\text{рік}^{-1}$, ^{137}Cs – $0,24 \pm 0,09 \text{ \%}\cdot\text{рік}^{-1}$), ніж акумулюється компонентами біомаси насаджень за рахунок ростових процесів (^{90}Sr – $0,65 \pm 0,19 \text{ \%}\cdot\text{рік}^{-1}$, ^{137}Cs – $0,10 \pm 0,04 \text{ \%}\cdot\text{рік}^{-1}$), тобто навіть без врахування потоків у провідних тканинах дерев близько 3,4 % запасу ^{90}Sr , наявного в сосновому біогеоценозі, та 0,34 % ^{137}Cs

включились у кругообіг органічної речовини насадження. Внесок атмосферних опадів у структуру низхідного потоку ^{90}Sr і ^{137}Cs є незначним:

6,4 і 16,4 % відповідно, а основна частка активності радіоізоотопів переноситься опадом і відпадом дерев (понад 81 %).

Таблиця 3. Значення потоків соснового деревостану

Елементи потоків	Запас речовини, $\text{кг}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{рік}^{-1}$		Частка від загального запасу ^{90}Sr , $\% \cdot \text{рік}^{-1}$		Частка від загального запасу ^{137}Cs , $\% \cdot \text{рік}^{-1}$	
	AM	CI 95 %	AM	CI 95 %	AM	CI 95 %
Низхідний потік:	343	33	2,8	0,8	0,24	0,09
атмосферні опади	342	33	0,113	0,035	0,031	0,012
опад і відпад	0,67	0,084	2,68	0,74	0,21	0,09
Висхідний потік (низхідний потік + приріст надземної біомаси):	343	33	3,44	0,87	0,34	0,12
приріст надземної біомаси	0,318	0,054	0,65	0,19	0,10	0,04

Березове насадження характеризується в 3 - 4 рази меншою біодоступністю ^{90}Sr і ^{137}Cs для компонентів надземної біомаси деревних рослин (табл. 4) у порівнянні із сосною ділянкою, але завдяки потужнішій кореневій системі, ніж у хвойних, імовірно, акумулює в ній більше радіонуклідів. Також важливою різницею між обома лісовими ділянками є наявність у деревних стовбурів листяного деревостану найбільшої частки стовбурного запасу активності ^{90}Sr у внутрішній корі (54 %) на відміну від соснового, де більший

запас активності накопичений у деревині стовбура (68 %). У березовій екосистемі основна частина досліджуваних радіонуклідів зосереджена у ґрунті ($^{90}\text{Sr} \approx 71\%$ і $^{137}\text{Cs} \approx 92\%$), а лісова підстилка утримує лише 1 - 3 % від загального запасу цих радіоізоотопів. Живий надґрунтовий покрив представлений однорічними видами родини тонконогових (*Poaceae*), які акумулюють на початок серпня незначний відсоток активності ^{90}Sr та ^{137}Cs ($\approx 0,03\%$) листяного біогеоценозу.

Таблиця 4. Депо березового насадження

Відсіки екосистеми	Запас речовини, $\text{кг}\cdot\text{м}^{-2}$		Питома активність ^{90}Sr , $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$		Питома активність ^{137}Cs , $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$		Частка від загального запасу ^{90}Sr , %		Частка від загального запасу ^{137}Cs , %	
	AM	CI 95 %	AM	CI 95 %	AM	CI 95 %	AM	CI 95 %	AM	CI 95 %
Наземна біомаса:	14,3	0,4	–	–	–	–	10,0	3,7	1,9	0,8
заболонь стовбура	10,6	0,25	4600	900	3200	880	2,6	0,9	1,0	0,5
зовнішня кора	0,89	0,05	21800	6000	5300	5000	1,0	0,4	0,15	0,15
внутрішня кора	1,44	0,09	48500	24900	8400	3100	3,8	2,2	0,37	0,20
листя*	0,35	0,21	60900	5400	5400	600	1,15	0,78	0,06	0,04
тонкі пагони (≤ 1 см)	0,49	0,11	32500	8800	10800	3700	0,9	0,4	0,16	0,09
грубі пагони (> 1 см)	0,50	0,17	19800	5950	6100	4500	0,5	0,3	0,09	0,08
Коріння та пні:	6,6	2,2	–	–	–	–	15,8	15,8	5,4	3,7
тонке коріння ($< 0,2$ см)	1,29	0,80	48000	50000	57000	14400	3,3	4,2	2,3	1,7
середнє коріння (0,2 - 2,0 см)	3,90	1,93	49400	61000	21500	18500	10,4	14,1	2,6	2,7
грубе коріння з пнями ($> 2,0$ см)	1,36	0,67	29400	59500	13900	6000	2,2	4,5	0,58	0,44
Мортмаса насадження (окрім підстилки)	1,20	0,12	15000	3800	4600	1800	1,0	0,5	0,17	0,10
Живий надґрунтовий покрив	0,038	0,013	13400	10250	24200	13250	0,027	0,024	0,028	0,021
Підстилка:	0,6	0,3	–	–	–	–	1,9	1,2	0,7	0,6
шар свіжого опадів	0,35	0,13	52800	27500	14600	8500	1,0	0,7	0,15	0,12
ферментативно-гуміфікований шар	0,26	0,22	66300	28000	71800	22750	0,9	0,9	0,6	0,6

Відсіки екосистеми	Запас речовини, кг·м ⁻²		Питома активність ^{90}Sr , Бк·кг ⁻¹		Питома активність ^{137}Cs , Бк·кг ⁻¹		Частка від загального запасу ^{90}Sr , %		Частка від загального запасу ^{137}Cs , %	
	АМ	СІ 95 %	АМ	СІ 95 %	АМ	СІ 95 %	АМ	СІ 95 %	АМ	СІ 95 %
Ґрунт, см:	1616	130	–	–	–	–	71,3	32,9	91,8	52,3
0 - 10	70	38	10900	2250	29100	8250	41,0	26,5	62,7	45,0
10 - 20	110	26	4050	938	5100	750	24,0	10,7	17,3	8,2
20 - 30	143	39	670	563	1700	475	5,2	4,8	7,5	4,1
30 - 40	204	71	41	34	370	400	0,4	0,4	2,3	2,8
40 - 50	153	25	21	28	112	120	0,2	0,2	0,5	0,6
50 - 60	200	48	14	16	133	106	0,2	0,2	0,8	0,8
60 - 70	165	31	3	1	30	21	0,03	0,01	0,2	0,1
70 - 80	207	51	19	36	36	59	0,2	0,4	0,2	0,4
80 - 90	156	20	13	21	36	64	0,1	0,2	0,2	0,3
90 - 100	208	38	3	3	25	41	0,03	0,03	0,2	0,3
Усього в депо березового біогеоценозу	1639	130	–	–	–	–	100	42	100	55

* Питомі активності радіонуклідів у листі розраховано як середні значення в його опаді протягом року.

Незважаючи на суттєво меншу частку депонованих ^{90}Sr та ^{137}Cs у компонентах надземної біомаси берези, ніж для соснової ділянки, розраховані показники перенесення потоками активностей радіоіотопів протягом року мають значно менші різниці між порівнюваними насадженнями (табл. 5). Так сумарні значення рідких фракцій (атмосферних опадів) низхідного потоку мають ідентичні значення для обох насаджень, також схожі величини виявлені для низхідного потоку ^{137}Cs за рахунок твердих фракцій. Однак у струк-

турі березового насадження значний внесок мають генеративні органи (насіння): якщо протягом 1-го року спостережень його внесок був мінімальний, то 2-й рік характеризувався продукуванням деревостаном біомаси насіння, співрозмірним із біомасою листя. Березова лісова ділянка на момент досліджень мала більшу продуктивність надземної біомаси в порівнянні із сосною, однак у річному вираженні вона акумулює меншу частку запасів радіонуклідів у надземній біомасі деревостану.

Таблиця 5. Показники потоків березового насадження

Елементи потоків	Запас речовини, кг·м ⁻² ·рік ⁻¹		Частка від загального запасу ^{90}Sr , %		Частка від загального запасу ^{137}Cs , %	
	АМ	СІ 95 %	АМ	СІ 95 %	АМ	СІ 95 %
Низхідний потік:	384	52	1,8	0,8	0,29	0,13
атмосферні опади	384	52	0,114	0,127	0,030	0,029
опад і відпад	0,79	0,142	1,71	0,74	0,26	0,12
Висхідний потік (низхідний потік+ приріст надземної біомаси):	385	52	2,08	0,83	0,34	0,15
приріст надземної біомаси	0,410	0,014	0,26	0,09	0,053	0,023

Порівняння отриманих у цьому дослідженні результатів з даними оцінки депо й потоків ^{90}Sr і ^{137}Cs у лісових екосистемах, отриманими А. Н. Переволоцьким [19] і О. І. Щегловим [20] понад 15 років тому, виявили їхню схожість для подібних за лісотаксаційними показниками насаджень, що свідчить про певну стабілізацію перерозподілу вказаних радіонуклідів між компонентами біогеоценозів протягом зазначеного проміжку часу. Однак значна вертикальна міграція

^{90}Sr на слабогумусованих ґрунтах може спричинити порушення цієї квазірівноваги для даного радіоіотопу [18], оскільки в разі переміщення значної активності радіонукліда за межі кореневмісного шару ґрунту його доступність для рослин значно зменшиться.

Значні невизначеності отриманих результатів обчислених запасів досліджуваних радіонуклідів в окремих компонентах біогеоценозів не дозволяють із високою достовірністю стверджувати про

певні аспекти їхнього перерозподілу. Однак можна висунути декілька важливих припущень щодо основних депо й біогенних потоків досліджуваних радіоізотопів найтипівіших насаджень регіону. Так, сумарна частка валової активності ^{90}Sr у насадженні, включена в біогенні потоки та відповідно в акумульований запас цього радіонукліда компонентами живої і/чи мертвої біомаси в порівнянні з ^{137}Cs , є принаймні в декілька разів, а то й на порядок величини більшою (приблизно від 2 до 12 разів). Найбільшими довготривалими депо ^{90}Sr і ^{137}Cs у лісових екосистемах залишатимуться ґрунт, деревний стовбур, коренева система дерев та лісова підстилка хвойних фітоценозів.

4. Висновки

1. ^{90}Sr характеризується більшою мобільністю у типових лісових екосистемах, ніж ^{137}Cs , що виражається більшою вертикальною міграцією у ґрунті під хвойними насадженнями та більшою часткою залучення радіонукліда у кругообіг органічної речовини.

2. Наразі спостерігається акумуляція досліджуваних радіонуклідів компонентами надземної біомаси деревостанів у результаті процесів їхнього формування та росту (до $0,8\% \cdot \text{рік}^{-1}$ від валової активності в насадженнях), що дає змогу спрогнозувати майбутній поступовий перерозподіл радіонуклідів із ґрунту до надземної біомаси у відносних величинах, однак отримати відповідь на питання «чи призведе це до збільшення пито-

мої активності радіонуклідів у компонентах біомаси?» можливо більш точно, лише побудувавши математичну модель біокругообігу радіонуклідів у лісових екосистемах.

3. Основним депо для ^{137}Cs вивчених лісових ділянок є ґрунт, для ^{90}Sr виділити елемент з найбільшими його запасами значно важче через невизначеності кінцевих результатів, однак можна сформувати наступну послідовність за ймовірністю найбільших запасів активності для цього радіонукліда: ґрунт, надземна біомаса (соснове насадження)/підземна біомаса (березове насадження), надземна біомаса (березове насадження)/лісова підстилка (соснове насадження).

4. У структурі низхідного потоку ^{90}Sr і ^{137}Cs деревостанів твердими фракціями опаду й відпаду дерев транспортується в понад 10 разів більше активності ^{90}Sr , ніж атмосферними опадами, а ^{137}Cs – понад 5 разів. Тому в подальших дослідженнях біогеоколообігу біологічно мобільних радіонуклідів атмосферними опадами можна нехтувати, особливо стовбуровим стоком, на який припадає до 2 % від загальної активності досліджуваних радіонуклідів, що переносяться низхідними потоками.

5. Для подальшої імплементації результатів роботи необхідна валідація отриманих даних на більшому масиві спостережень, що включатимуть не лише типові насадження зони відчуження і прилеглих територій, а й ті, які характеризуються контрастними лісотаксаційними показниками для регіону дослідження.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. V. Yoschenko, T. Ohkubo, V. Kashparov. Radioactive contaminated forest in Fukushima and Chernobyl. *Journal of Forest Research* 23(1) (2018) 3.
2. Л.Н. Отрешко и др. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в древесине на южном топливном следе чернобыльских радиоактивных выпадений. *Ядерная физика та енергетика* 16(2) (2015) 183.
3. Г.А. Гродзинська. Радіонуклідне забруднення макроміцетів. *Вісн. Нац. акад. наук України* 6 (2017) 61.
4. В.П. Краснов та ін. Вміст ^{137}Cs у чорниці звичайній (*Vaccinium myrtillus* L.) у лісах Полісся України в різні періоди після аварії на ЧАЕС. *Ядерна фізика та енергетика* 19(4) (2018) 383.
5. Assessment of the Distribution of Radionuclides and Impact of Industrial Facilities in the Chernobyl Exclusion Zones. Final report. Under the GEF project “Conserving, Enhancing and Managing Carbon Stocks and Biodiversity in the Chernobyl Exclusion Zone” (Slavutych: Institute for Radiation Measurement and Development, 2018) 203 p.
6. Y. Thiry, A. Albrecht, T. Tanaka. Development and assessment of a simple ecological model (TRIPS) for forests contaminated by radiocesium fallout. *Journal of Environmental Radioactivity* 190 - 191 (2018) 149.
7. Пробні площі лісовпорядні. Метод закладання: СОУ 02.02-37-476:2006. (К.: Мінагрополітики України, 2006) 32 с.
8. Якість ґрунту. Методи відбору проб ґрунту для радіаційного контролю. СОУ 74.14-37-425:2006. (К.: Міністерство аграрної політики України, 2006) 15 с.
9. Н.П. Анучин *Лесная таксация*. 5-е изд., доп. (Москва: Лесная промышленность, 1982) 550 с.
10. Методические указания по определению стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях (Москва: ЦИНАО, 1985) 46 с.
11. А.М. Білоус. Біопродуктивність та екосистемні функції м'яколистяних лісів Українського Полісся. Дис. д-ра с.-г. наук. (К.: Нац. ун-т біоресурсів і природокористування України, 2016) 423 с.
12. Д.М. Голяка. Формування середнього зразка й оцінювання фітомаси компонентів стовбура дерев сосни звичайної для визначення вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs . *Наук. вісн. НЛТУ України* 27(6) (2017) 20.
13. A.Z. Shvidenko et al. *Tables and Models of Growth and Productivity of Forests of Major Forest Forming*

- Species of Northern Eurasia (Standard and Reference Materials)*. 2-nd ed., suppl. (Moskva: Federal Agency of Forest Management of Russia, 2008) 886 p.
14. P. Vanninen et al. Effects of age and site quality on the distribution of biomass in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Trees* 10 (1996) 231.
 15. T. Johansson. *Root Biomass Production in Young Birch Stands Planted at Four Spacings on Two Different Sites*. Report 014 (Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Department of Energy and Technology, 2009) 31 p.
 16. M. Hunziker et al. Biomass allometries and coarse root biomass distribution of mountain birch in southern Iceland. *Icelandic Agricultural Sciences* 27 (2014) 111.
 17. А.Н. Переволоцкий, Е.А. Гончаров, Т.В. Переволоцкая. К вопросу о моделировании распределения радионуклидов в лесных биогеоценозах. *Радиационная биология. Радиоэкология* 56(6) (2016) 655.
 18. Д.М. Голяка та ін. Вертикальний розподіл ^{90}Sr у ґрунтах та його накопичення в деревині сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) Чорнобильської зони відчуження. *Ядерна фізика та енергетика* 21(2) (2020) 157.
 19. А.Н. Переволоцкий. *Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах* (Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006) 255 с.
 20. А.И. Щеглов. *Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах* (Москва: Наука, 2000) 268 с.

D. M. Holiaka^{1*}, S. E. Levchuk¹, V. I. Yoschenko², V. A. Kashparov¹, L. V. Yoschenko¹, M. A. Holiaka¹, V. V. Pavliuchenko¹, P. P. Diachuk¹, R. M. Zadorozhniuk¹, V. S. Morozova¹

¹ National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

² Institute of Environmental Radioactivity at Fukushima University, Fukushima, Japan

*Corresponding author: holiaka@nubip.edu.ua

^{90}Sr AND ^{137}Cs INVENTORIES IN THE DEPOTS AND BIOGENIC FLUXES OF THE TYPICAL FOREST STANDS IN THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

The paper reports results of the study of depots and biogenic fluxes of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the typical coniferous (Scots pine) and deciduous (Silver birch) forest ecosystems of the Chernobyl Exclusion Zone during 2016 - 2018. Data on activity concentrations and shares of the total activity of the studied radionuclides in the components of aboveground and underground biomass and their vertical distributions by 10 cm layers of the soil profile up to a depth of 1 m are presented. The downward and upward fluxes of ^{90}Sr and ^{137}Cs activity (including the processes of their deposition as a result of growth and formation biomass) are calculated in annual terms. Significantly higher ^{90}Sr mobility in elements of forest ecosystems than ^{137}Cs is confirmed. The estimated flux values for the investigated forest areas indicate a gradual further increase in the share of these radionuclides in the aboveground biomass components (up to 0.9 %·year⁻¹ from the total activity in forest ecosystems) owing to the increase of organic matter stocks.

Keywords: ^{90}Sr , ^{137}Cs , activity concentration, soil, biomass, Scots pine, Silver birch, stand, forest ecosystems.

REFERENCES

1. V. Yoschenko, T. Ohkubo, V. Kashparov. Radioactive contaminated forests in Fukushima and Chernobyl. *Journal of Forest Research* 23(1) (2018) 3.
2. L.M. Otreshko et al. ^{90}Sr and ^{137}Cs content in a wood along the southern fuel trace of Chernobyl radioactive fallout. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 16(2) (2015) 183. (Rus)
3. G.A. Grodzynska. Radionuclide contamination macromycetes. *Visnyk Natsional'noyi Akademiyi Nauk Ukrayiny* 6 (2017) 61. (Ukr)
4. V.P. Krasnov et al. ^{137}Cs content in European blueberry (*Vaccinium myrtillus* L.) in forests of Ukrainian Polissia in different periods after the accident at ChNPP. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 19(4) (2018) 383. (Ukr)
5. *Assessment of the Distribution of Radionuclides and Impact of Industrial Facilities in the Chornobyl Exclusion Zones. Final report. Under the GEF project "Conserving, Enhancing and Managing Carbon Stocks and Biodiversity in the Chornobyl Exclusion Zone"* (Slavutych: Institute for Radiation Measurement and Development, 2018) 203 p.
6. Y. Thiry, A. Albrecht, T. Tanaka. Development and assessment of a simple ecological model (TRIPS) for forests contaminated by radiocesium fallout. *Journal of Environmental Radioactivity* 190 - 191 (2018) 149.
7. *Forest inventory sample plots. Establishing method. Standard of organization 02.02-37-476:2006* (Kyiv: Ministry of Agrarian Policy of Ukraine, 2006) 32 p. (Ukr)
8. *Soil quality. Methods for sampling soil for radiation monitoring. Standard of organization 74.14-37-425:2006* (Kyiv: Ministry of Agrarian Policy of Ukraine, 2006) 15 p. (Ukr)
9. N.P. Anuchin. *Forest Mensuration*. 5-th ed., ext. (Moskva: Forest Industry, 1982) 550 p. (Rus)
10. *Methodical Instructions for the Determination of Strontium-90 and Cesium-137 in Soils and Plants* (Moskva: Central Research Institute of Agrochemical Service, 1985) 46 p. (Rus)
11. A.M. Bilous. *Bioproductivity and Ecosystem Functions of Deciduous Softwood Forests within Ukrainian Polissia*: Thesis of the Doctor of Agricultural Sciences (Kyiv: National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, 2016) 423 p. (Ukr)
12. D.M. Holiaka. Formation of the average sample and estimation of stem components phytomass of Scots

- pine trees for determination of the ^{90}Sr and ^{137}Cs contents. *Naukovyy Visnyk UNFU Ukrayiny* 27(6) (2017) 20. (Ukr)
13. A.Z. Shvidenko et al. *Tables and Models of Growth and Productivity of Forests of Major Forest Forming Species of Northern Eurasia (Standard and Reference Materials)*. 2-nd ed., suppl. (Moskva: Federal Agency of Forest Management of Russia, 2008) 886 p.
 14. P. Vanninen et al. Effects of age and site quality on the distribution of biomass in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Trees* 10 (1996) 231.
 15. T. Johansson. *Root Biomass Production in Young Birch Stands Planted at Four Spacings on Two Different Sites*. Report 014 (Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Department of Energy and Technology, 2009) 31 p.
 16. M. Hunziker et al. Biomass allometries and coarse root biomass distribution of mountain birch in southern Iceland. *Icelandic Agricultural Sciences* 27 (2014) 111.
 17. A.N. Perevolotsky, E.A. Goncharov, T.V. Perevolotskaya. Revisiting the modelling of radionuclide distribution in forest ecosystems. *Radiation Biology. Radioecology* 56(6) (2016) 655. (Rus)
 18. D.M. Holiaka et al. Vertical distribution of ^{90}Sr in soil profiles and its uptake by Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) wood growing within the Chernobyl exclusion zone. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* 21(2) (2020) 157. (Ukr)
 19. A.N. Perevolotskij. *Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in Forest Biogeocenoses* (Gomel', RSRUE "Institute of Radiology", 2006) 255 p. (Rus)
 20. A.I. Shcheglov. *Biogeochemistry of Artificial Radionuclides in Forest Ecosystems* (Moskva: Science, 2000) 268 p. (Rus)

Надійшла/Received 03.02.2020