

ОСОБЛИВОСТІ ПЕРЕРОЗПОДІЛУ ^{90}Sr ТА ^{137}Cs В СИСТЕМІ „ГРУНТ - СОСНА ЗВИЧАЙНА” ЛІСОВИХ БІОГЕОЦЕНОЗІВ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС

К. Ф. Шитюк, В. О. Кашпаров, В. П. Процак

*Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології
Національного аграрного університету, Київ*

На дев'яти експериментальних ділянках, закладених на території соснових насаджень, проведено дослідження перерозподілу радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs в основних компонентах біогеоценозу, визначення інтенсивності вертикальної міграції ^{90}Sr та ^{137}Cs та інтенсивності накопичення радіонуклідів в основній лісоутворюючій породі зони відчуження - сосні звичайній. Установлено, що для багаторічних частин деревних порід (у першу чергу деревини) характерний кумулятивний тип накопичення ^{90}Sr . Найбільш високі концентрації ^{90}Sr відмічено у фотосинтезуючих частинах сосни - хвої, а мінімальні в деревині. Кора займає в цьому відношенні проміжне значення. Аналогічні закономірності відмічено й для ^{137}Cs .

У результаті Чорнобильської аварії на значній території України було припинено повноцінну господарську діяльність. Площа зони відчуження й безумовного (обов'язкового) відселення в Україні становить близько 3 тис. км². У цілому на площі 40,8 тис. га лісового фонду України (без 30-кілометрової зони ЧАЕС) заборонено лісогосподарську діяльність, регламентується використання деревинної продукції лісів на площі 101,5 тис. га та побічної продукції лісу на 1190,5 тис. га [1].

Лісові екосистеми в 30-кілометровій зоні ЧАЕС займають більше половини всієї території, причому 80 % лісів представлені сосновими деревостанами, найбільш чутливими з усіх деревних культур до дії іонізуючого випромінювання [2]. Тому вивчення трансформації радіоактивного забруднення, міграції радіоактивних речовин, перерозподілу радіонуклідів у лісових екосистемах саме 30-кілометрової зони відчуження має важливе наукове значення [3 - 5].

Отримання наукової інформації про міграцію радіонуклідів у лісових біогеоценозах зони відчуження ЧАЕС, окрім теоретичного інтересу, має важливе практичне значення з декількох точок зору. По-перше, вивчення особливостей накопичення радіонуклідів у лісовій рослинності необхідно для розробки науково обґрунтованих способів використання продукції лісового господарства з підвищеним вмістом радіоактивних речовин і реабілітації радіоактивно забруднених територій. По-друге, при дослідженні міграції радіонуклідів у лісах накопичуються дані, які дозволяють розраховувати дози опромінення різних компонентів екосистеми, що необхідно для прогнозу радіаційного впливу на ліс. По-третє, розгляд особливостей переміщення радіоактивних речовин у спряжених ландшафтах, одним з компонентів яких є територія, вкрита лісом, дає змогу дати оцінку ролі лісів, як самостійних ландшафтних формувань, у міграції радіонуклідів на місцевості та формування дозових навантажень на населення.

Огляд опублікованих праць дозволяє зробити висновок про те, що шляхи міграції штучних радіонуклідів у лісових біоценозах досить складні й багатогранні. Вони залежать, у першу чергу, від структури й архітекtonіки лісових угруповань і характеру трофічних взаємозв'язків між групами живих організмів у ценозі [6, 7]. У зв'язку з наявністю більш чи менш потужного шару підстилки, зімкнутості верхнього деревного ярусу, надґрунтового покриву, в якому часто зустрічаються мохи й лишайники, горизонтальна міграція в лісі незначна, а її роль у перерозподілі радіонуклідів мінімальна [8, 9]. У таких умовах важливого значення набуває процес включення радіонуклідів у малий біологічний кругообіг: „ґрунт - рослинний покрив - ґрунт”, під час якого радіонукліди виносяться із зони живлення рослин тільки за рахунок вертикальної міграції за профілем ґрунту.

Звертаючи увагу на вищевикладені положення, метою даної роботи стало дослідження особливостей перерозподілу ^{90}Sr та ^{137}Cs в системі „ґрунт - сосна звичайна” в лісових біогеоценозах зони відчуження ЧАЕС.

Матеріали та методика

На різних слідах чорнобильського викиду в глибині лісових масивів було закладено вісім експериментальних ділянок із різною щільністю забруднення, координатна прив'язка яких здійснювалась за допомогою GPS-приймача (глобальні системи позиціювання). Окрім цього, було закладено експериментальну ділянку біля с. Масани, де проводилось тільки вивчення вертикального розподілу радіонуклідів у ґрунті. Сукупність експериментальних ділянок представляє весь діапазон різноманіття соснових лісів, ранжованих за типом умов місцезростань, віком насаджень та типом лісових ґрунтів.

Згідно з прийнятими методиками на вибраних ділянках було відібрано зразки підстилки та основних елементів деревних порід, в яких було проведено вимірювання вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs . Відбір зразків ґрунту для визначення щільності забруднення місцевості проводився за методом "конверта" на глибину 30 см (п'ять відборів циліндричним пробовідбірником у центрі та у вершинах квадрата з розміром 4 - 5 м). Зразки для визначення агрохімічних показників ґрунту відбиралися агрохімічним буром ($d = 6$ см) з кроком 10 см до глибини 100 см. Відібрані зразки ґрунту висушувались, просіювались через сито з отворами 1 мм і ретельно перемішувались. У зразках ґрунту було визначено основні агрохімічні показники: кислотність ґрунту за концентрацією іонів водню у водній витяжці ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$), вміст валового гумусу, наявність обмінного кальцію, вміст рухомого калію.

На кожній експериментальній ділянці проводився спряжений відбір деревини та кори на висоті 1,3 м від поверхні ґрунту. Хвоя відбиралася в середній частині крони дерев. Рослинні зразки подрібнювались й озолювались в муфельній печі при температурі 400°C .

Схему розміщення експериментальних ділянок представлено на рис. 1.

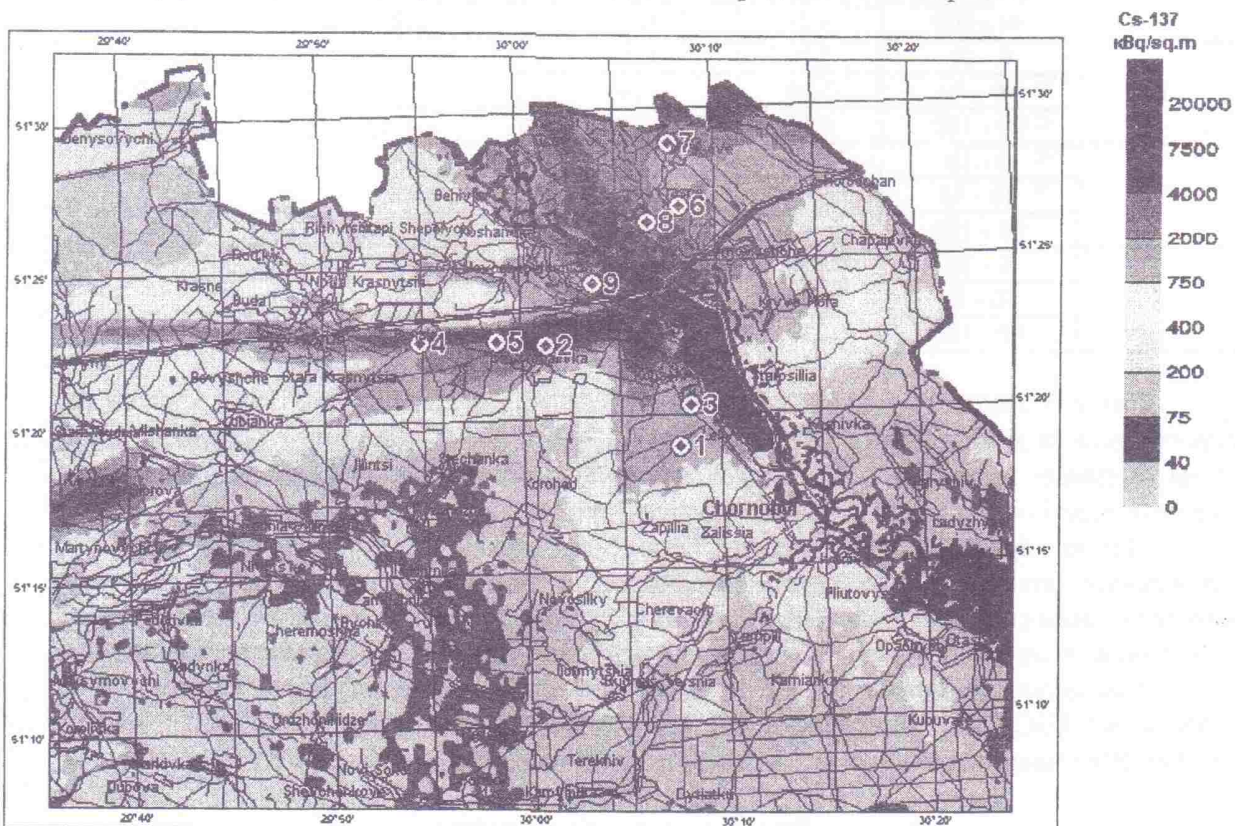


Рис. 1. Щільність забруднення 30-кілометрової зони ^{137}Cs і схема розміщення експериментальних ділянок

Властивості ґрунтів експериментальних ділянок наведено в табл. 1. Ґрунти всіх досліджуваних ділянок в основному відрізняються супіщаним механічним складом, хоча на узліс-

сі біля с. Масани були представлені зв'язаними пісками. Кислотність водної витяжки досліджуваних ґрунтів була типовою для дерново-підзолистих ґрунтів різного ступеню опідзолення й коливалася в межах від 4,6 до 5,5 одиниць рН.

Таблиця 1. Характеристика ґрунтів експериментальних ділянок

Ділянка	Глибина відбору зразків, см	pH _{H2O}	Гумус, %	Кальцій, мг-екв/100 г	K ₂ O, мг/100 г
1	0 - 10	5,40	1,04	0,70	0,55
	30 - 40	5,29	0,31	0,48	0,78
	90 - 100	5,68	0,06	0,77	0,78
2	0 - 10	5,27	0,67	0,83	2,50
	30 - 40	5,37	0,14	0,64	0,78
	90 - 100	5,92	0,06	1,06	1,60
3	0 - 10	5,02	1,85	1,02	3,95
	30 - 40	5,12	0,38	0,29	1,15
	90 - 100	5,56	0,05	1,28	1,15
4	0 - 10	5,13	1,09	0,54	2,85
	30 - 40	5,03	0,21	0,32	1,15
	90 - 100	4,98	0,05	0,50	2,00
5	0 - 10	4,64	1,27	0,48	1,40
	30 - 40	4,65	0,59	0,32	0,95
	90 - 100	5,25	0,12	0,58	0,35
6	0 - 10	5,50	0,60	0,22	0,95
	30 - 40	5,60	0,16	0,38	0,35
	90 - 100	5,65	0,07	0,42	0,35
7	0 - 10	5,41	1,43	1,06	1,80
	30 - 40	5,62	0,46	0,48	0,95
	90 - 100	5,82	0,07	0,48	0,78
8	0 - 10	5,20	1,16	0,58	2,25
	30 - 40	5,85	0,24	0,70	0,55
	90 - 100	4,84	0,42	0,80	1,60

Вміст гумусу в ґрунті низький і різко зменшується з глибиною. Вміст калію в ґрунті всіх горизонтів дуже низький. У досліджуваних ґрунтах вміст кальцію у верхньому шарі 0 - 10 см коливався в межах від 0,22 до 1,06 мг-екв/100 г ґрунту. З профілем не виявлено чіткої закономірності розподілу кальцію по профілю ґрунту.

Оцінка вертикального розподілу ⁹⁰Sr в ґрунті в шарі 0 - 100 см у точках відбору зразків лісового біоценозу проводилась за допомогою інструментального польового методу, з використанням сцинтиляційного пластикового детектора з коліматором. Геометрія детектора забезпечувала оптимальне співвідношення реєстрації бета- і гамма-випромінювання.

Гамма-спектрометрія зразків виконувалась на низькофоновому спектрометричному комплексі "ADCAМ-300" (США) з напівпровідниковим Ge-детектором (GEM 30185). Для визначення у зразках активності ⁹⁰Sr використовувались стандартні радіохімічні методики.

Результати та обговорення

Вимірювання питомої активності радіонуклідів у зразках ґрунту, відібраних на експериментальних ділянках, показало значне варіювання щільності забруднення. Так, щільність забруднення ґрунтів ⁹⁰Sr у межах експериментальних ділянок коливалася від 500 до 4200 кБк/м², ¹³⁷Cs – 950 - 15000 кБк/м² (табл. 2).

Таблиця 2. Щільність забруднення території експериментальних ділянок ^{137}Cs та ^{90}Sr

Ділянка	Широта	Довгота	Щільність забруднення ґрунту, МБк/м ²			
			^{137}Cs		^{90}Sr	
			m	STD	m	STD
1	51°18'59"	30°07'54"	0,95	0,064	0,5	0,03
2	51°22'22"	30°01'14"	15,0	0,49	4,2	0,38
3	51°20'18"	30°08'32"	13,0	0,92	0,51	0,026
4	51°22'35"	29°54'53"	5,6	0,5	2,3	0,28
5	51°22'30"	29°58'45"	1,4	0,1	0,6	0,18
6	51°26'49"	30°08'12"	1,9	0,14	1,2	0,05
7	51°28'52"	30°07'47"	1,9	0,1	0,82	0,03
8	51°26'17"	30°06'37"	2,9	0,083	1,2	0,036

Оцінка вертикального розподілу ^{90}Sr в ґрунтах дала змогу встановити, що основна маса ^{90}Sr (> 90 %) в лісових ґрунтах знаходиться в підстилці та верхньому мінеральному шарі 0 - 10 см, і швидкість його вертикальної міграції незначна. Лише на піщаних слабогумусованих ґрунтах спостерігалися піки концентрації ^{90}Sr на значних (до 70 см) глибинах, як наприклад на узліссі біля с. Масани, що свідчить про значну швидкість міграції мобільного ^{90}Sr в піщаних за механічним складом ґрунтах (рис. 2).

У профілі ґрунтів експериментальних ділянок ^{137}Cs розподіляється нерівномірно й до цього часу основна його частка активності знаходиться в підстилці та верхньому шарі 0 - 20 см (табл. 3).

Оцінка особливостей накопичення та перерозподілу ^{90}Sr в органах сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) показала, що органи та тканини залежно від інтенсивності акумуляції радіонукліда для досліджуваних модельних дерев утворювали такий ряд у порядку зменшення: хвоя - кора - деревина, при цьому абсолютні величини рівнів питомого забруднення коливаються в межах 4,7 - 50,0 кБк/кг для хвої, 7,2 - 40,0 кБк/кг для кори та 3,3 - 22,0 кБк/кг для деревини. ^{137}Cs розподілявся в органах та тканинах сосни за схожими закономірностями (табл. 4).

Таблиця 3. Перерозподіл питомої активності ^{137}Cs в профілі ґрунтів експериментальних ділянок, кБк/кг

Глибина, см	Ділянка							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Підстилка	64 ± 3	717 ± 40	137 ± 8	390 ± 50	140 ± 15	104 ± 20	140 ± 10	73 ± 12
0 - 10	0,7 ± 0,1	9 ± 1	5,4 ± 0,5	19 ± 1	3,5 ± 0,4	4 ± 0,4	18 ± 2	13 ± 1
30 - 40	0,30 ± 0,05	0,3 ± 0,05	0,2 ± 0,04	0,3 ± 0,05	0,5 ± 0,1	0,5 ± 0,03	0,9 ± 0,1	0,3 ± 0,05
90 - 100	0,1 ± 0,02	0,4 ± 0,06	0,15 ± 0,01	0,3 ± 0,04	0,3 ± 0,06	0,2 ± 0,01	0,4 ± 0,1	0,5 ± 0,01

Таблиця 4. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs та ^{90}Sr в основні органи та тканини сосни звичайної, (Бк/кг)/(кБк/м²)

Ділянка	Вік дерев, роки	$K_p, ^{137}\text{Cs}$			$K_p, ^{90}\text{Sr}$		
		Кора	Шпильки	Деревина	Кора	Шпильки	Деревина
1	33	4,2	15,9	1,3	9,3	16,2	5,7
2	29	4,4	14,7	1,1	12	27,2	6,6
2	40	1,4	12,8	0,4	7,7	9,5	5,2
3	32	1,6	15,4	0,7	13,8	19,4	5,5
4	20	1,1	4,8	0,4	21,0	21,6	11,8
5	92	6,7	25,4	2,6	12,0	13,7	9,4
6	19	3,3	31,9	0,6	28,7	80,7	35,6
7	26	4,8	28,8	2,3	7,4	10,1	5,3
8	24	4,7	3,5	2,3	9,6	10,7	5,6

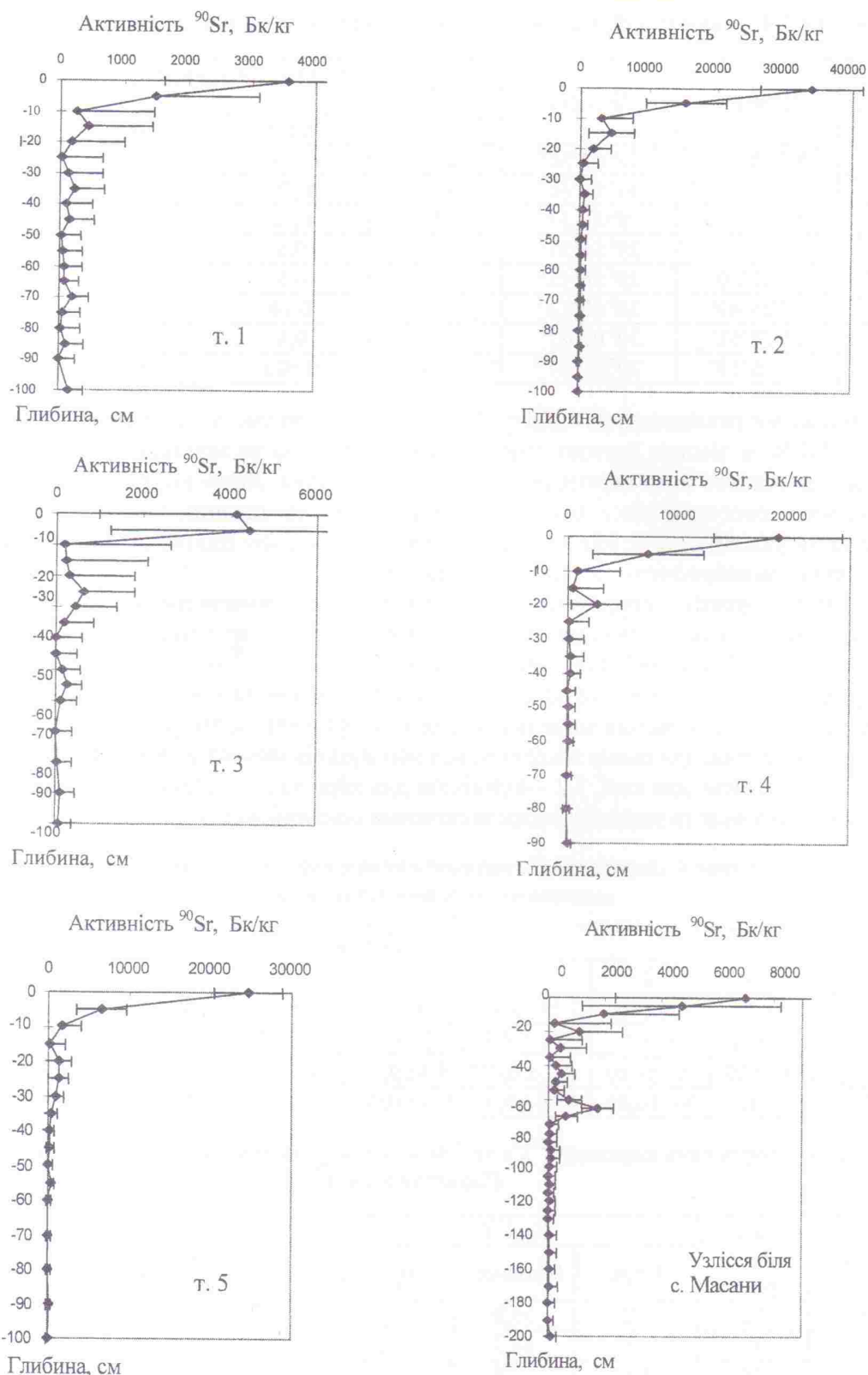


Рис. 2. Розподіл питомої активності ⁹⁰Sr в профілі лісових ґрунтів на експериментальних ділянках 1 - 5 та на узліссі біля с. Масани.

Аналізуючи отримані результати можна зробити висновок, що коефіцієнти переходу ⁹⁰Sr в деревину найважливішої лісової культури Полісся – сосни звичайної – в 2,3 - 60,0 разів більше, ніж для ¹³⁷Cs.

Спостерігається суттєва різниця в розподілі питомої активності ^{90}Sr і ^{137}Cs в радіальному напрямку (рис. 3).

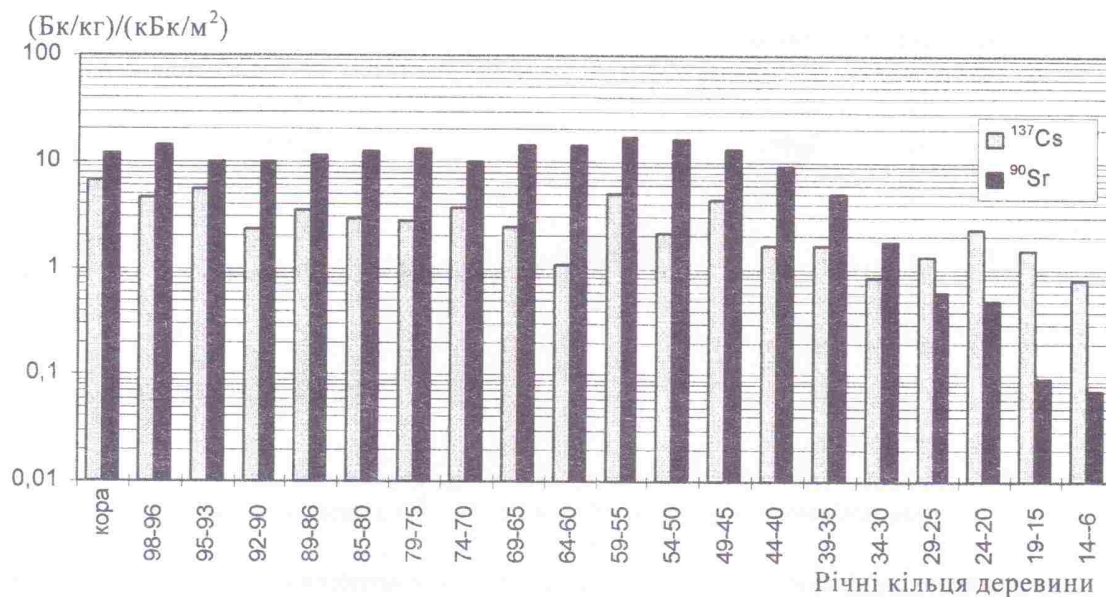


Рис. 3. Типовий радіальний розподіл питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в деревині сосни по річними кільцям, нормований на щільність забруднення ґрунту.

На відміну від ^{90}Sr ^{137}Cs розподілений порівняно рівномірно. Розподіл ^{90}Sr має, як правило, плавний характер з максимумом, зміщеним до середньої частини стовбура, і значним зменшенням концентрації ^{90}Sr (для стиглих дерев до 100 разів) у центральній частині стовбура порівняно з периферійною частиною. Особливо це виражено для дерев з віком більше 30 років. Для молодих дерев при рівних інших умовах відмічено більш високі коефіцієнти переходу ^{90}Sr і ^{137}Cs .

Представляє практичний інтерес можливість оцінки забруднення радіонуклідами деревини за вимірами питомої активності хвої. Аналіз отриманих результатів указує на існування функціональної залежності між забрудненням ^{90}Sr хвої першого року та деревини, яка добре описується функцією $y = a \cdot x$ (рис. 4).

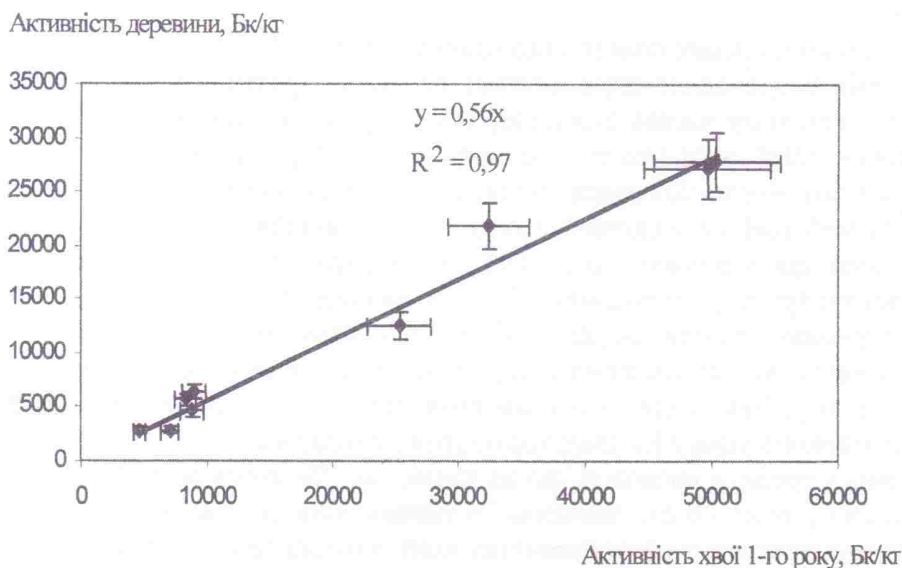


Рис. 4. Експериментальна залежність між забрудненням ^{90}Sr хвої першого року та деревиною.

Також спостерігається кореляція між концентрацією кальцію в шарі ґрунту 0 - 10 см і середнім питомим забрудненням деревини ^{90}Sr (рис. 5).

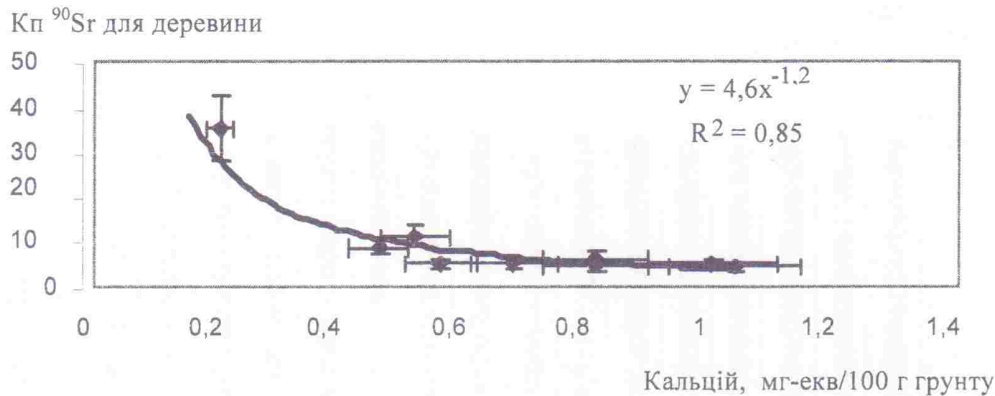


Рис. 5. Експериментальна залежність між концентрацією обмінного кальцію в мінеральному шарі ґрунту 0 - 10 см і $\text{K}_{\text{п}}^{90}\text{Sr}$ в деревині сосни.

Концентрація кальцію в кореновому шарі ґрунту є визначальним фактором, що впливає на коефіцієнт переходу ($\text{K}_{\text{п}}$) з ґрунту в деревину і, знаючи щільність забруднення території ^{90}Sr , дає змогу прогнозувати питому активність деревини. Це надає можливість регулювати $\text{K}_{\text{п}}^{90}\text{Sr}$ шляхом впливу на режим живлення дерев.

Аналіз аналогічних результатів для ^{137}Cs не виявив чітких функціональних залежностей між забрудненням хвої та деревини й $\text{K}_{\text{п}}$ цезію в деревині від вмісту калію в ґрунті.

З метою визначення розподілу запасів радіонуклідів в елементах біогеоценозу було закладено окрему експериментальну ділянку (експериментальна ділянка 9). Ділянка знаходиться на відстані 5 км на північний захід (280°) від 4-го блока ЧАЕС і розміщена на північному сліді чорнобильського радіоактивного викиду. Вік дерев на час досліджень 42 роки. Посадку дерев здійснено рядами з відстанню між рядами 1,5 м і відстанню між деревами в ряду від 0,5 до 3 м. Висота дерев 13 - 15 м. У зв'язку з сильною загушеністю деревостану підлісок практично відсутній, а діаметр стовбурів на висоті 1,3 м в середньому 15 см.

Результати визначення просторового розподілу радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs на ділянці де вивчався вторинний переніс радіонуклідів при лісових пожежах [10] (ділянка 9, рис. 1), наведено в табл. 5.

Аналіз отриманих даних показує, що значна частина ^{90}Sr на даний час включена в біологічний кругообіг й інтенсивно акумулюється рослинними організмами. Так, в умовах досліджуваного біогеоценозу частка стронцію, який акумульований у деревині сосни, становить 15,3 %, корі – 7,0 %, хвої 1-го та 2-го року – 0,9 та 1,2 % відповідно. У цих же умовах розподіл ^{137}Cs в компонентах біогеоценозу мав свої особливості, що пояснюються невисокою порівняно зі ^{90}Sr мобільністю в системі „ґрунт - сосна звичайна”. Практично 90 % радіонукліда ^{137}Cs в умовах досліджуваних соснових біогеоценозів зони відчуження знаходиться в мінеральній частині ґрунту, а в рослинну біомасу надходить лише близько 3,3 %. Потрібно зазначити, що в умовах соснових борів, де лісова підстилка накопичується в значній кількості за рахунок її невисокої мінералізації, існує можливість накопичення ^{137}Cs в підстилці та верхніх шарах ґрунту. Так, згідно з отриманими під час досліджень даними, близько 7 % ^{137}Cs від його сумарного запасу й надалі знаходиться в підстилці.

Це дає змогу зробити висновок, що на даний час ^{90}Sr проявляє найвищу мобільність у біологічній системі „ґрунт - сосна звичайна” в умовах зони відчуження, а тому саме цей радіонуклід і визначатиме зміст реабілітаційних контрзаходів та обмежуватиме лісогосподарське використання зони відчуження в найближчі десятиліття.

Таблиця 5. Вклад в загальну біомасу компонентів соснового біогеоценозу на одиниці площі та питома активність радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs в них

		Компонент біогеоценозу						
		Ґрунт			Деревний ярус			
		Опад	Напів-розкладе-на підстилка	Міне-ральна частина ґрунту (20 см)	Деревина	Зовнішня кора	Шпильки 1-го року	Шпильки 2-го року
Маса, кг м^{-2}		$0,11 \pm 0,03$	$2,15 \pm 0,28$	293 ± 39	$20,5 \pm 3,5$	$2,6 \pm 0,4$	$0,6 \pm 0,1$	$0,30 \pm 0,05$
^{137}Cs	кБк кг^{-1}	$1,1 \pm 0,2$	64 ± 17	$5,8 \pm 1,1$	$0,83 \pm 0,20$	$5,1 \pm 1,4$	57 ± 15	$6,9 \pm 1,9$
	кБк м^{-2}	$0,12 \pm 0,06$	137 ± 53	1700 ± 300	17 ± 7	13 ± 6	34 ± 15	$2,1 \pm 0,9$
^{90}Sr	кБк кг^{-1}	$16,6 \pm 3,5$	81 ± 18	$3,7 \pm 0,9$	$12,5 \pm 2,5$	$45,8 \pm 9,2$	$26,4 \pm 5,2$	70 ± 15
	кБк м^{-2}	$1,8 \pm 0,9$	173 ± 62	1100 ± 300	260 ± 100	120 ± 40	$15,8 \pm 5,8$	$21,0 \pm 8$
^{137}Cs	%	0,01	7,2	89,3	0,89	0,7	1,79	0,11
^{90}Sr	%	0,11	10,3	65,0	15,3	7,1	0,9	1,3

Отримані результати та встановлені особливості будуть використані для наукового обґрунтування змісту реабілітаційних заходів на території зони відчуження шляхом її заліснення.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України. - Житомир: Волинь, 1998. - 112 с.
2. Гудков І.М., Віннічук М.М. Сільськогосподарська радіобіологія: Навч. посіб. для аграр. вищ. навч. закл. - Житомир: ДАУ, 2003. - 472 с.
3. Зібцев С.В., Зібцев О.В. Особливості розподілу ^{137}Cs та ^{90}Sr в лісових ґрунтах головних типів лісо-рослинних умов зони відчуження ЧАЕС та їх переходу у лісоутворюючі види // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України / Наукові праці Поліської ЛНДС. - Житомир: Волинь, 1999. - Вип. 6. - С. 39 - 50.
4. Кучма Н.Д., Архипов Н.П., Федотов І.С. і др. Радиоекологические и лесоводственные последствия загрязнения лесных экосистем зоны отчуждения. - Чернобыль, 1994. - 53 с.
5. Кучма Н.Д., Архипов М.П., Бідна С.М., Терещенко О.Н. Радіоекологічна та лісівнича ситуація в лісах зони відчуження // Наука. Чернобыль-96: Тези наук.-практ. конф. - К., 1997. - С. 53.
6. Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Спиридонов С.И. і др. Анализ факторов, определяющих биологическую доступность ^{137}Cs в почвах лесных экосистем // Радиационная биология. Радиоекология. - 2002. - Т. 42, вып. 4. - С. 448 - 456.
7. Бондар І.П., Кіцно В.О. Вертикальна міграція цезію-137 в лісових ґрунтах Полісся // Науковий вісник Національного аграрного університету. - 2003. - Вип. 61. - С. 112 - 119.
8. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. - М.: Наука, 1999. - 268 с.
9. Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические исследования хвойных в районе Чернобыльской катастрофы (1986 - 2001 гг.). - М.: ИПЦ "Дизайн. Информация. Картография", 2002. - 272 с.
10. Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Protsak V.P. et al. Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: Part 1. Fire experiments // Journal of Environmental Radioactivity (in press).

ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ^{90}Sr И ^{137}Cs В СИСТЕМЕ “ПОЧВА – СОСНА ОБЫКНОВЕННАЯ” ЛЕСНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС

К. Ф. Шитюк, В. О. Кашпаров, В. П. Процак

На девяти экспериментальных участках, заложенных на территории сосновых насаждений, проведено исследование перераспределения радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных компонентах биогеоценоза, определение интенсивности вертикальной миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs , а также интенсивности накопления радионуклидов в основной лесобразующей породе зоны отчуждения – сосне обыкновенной. Установлено, что для многолетних частей древесных пород (в первую очередь древесины) характерный кумулятивный тип накопления ^{90}Sr . Наивысшие концентрации ^{90}Sr отмечены в фотосинтезирующих органах - хвое, а минимальные в древесине. Кора занимает в этом отношении промежуточное отношение. Аналогические закономерности отмечены и для ^{137}Cs .

MAIN PECULIARITIES OF ^{90}Sr AND ^{137}Cs REDISTRIBUTION IN “SOIL - PINES” SYSTEM OF THE FOREST BIOGEOCENOSE IN THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

K. F. Shytyuk, V. O. Kashparov, V. P. Protsak

The scientific researches were carried out at nine experimental plots represented by the pine forests. The redistribution of radioactive nuclides of ^{90}Sr and ^{137}Cs in main components of biogeocenose was analyzed and vertical migration intensity of ^{90}Sr and ^{137}Cs was determined. Also, intensity of the radionuclides accumulation in the main forest species - pine tree in the Exclusion zone was investigated. It is identified that cumulative inventory of ^{90}Sr is significant for the perennial parts of wood species (first of all for - timber). The highest concentration of ^{90}Sr is found in the photosynthetic parts of the pine tree – needles, and the lowest concentration is found in wood. In this concern, according to the obtained results bark has an intermediate position. The same characteristics refer to ^{137}Cs .

Надійшла до редакції 07.09.05,
після доопрацювання – 09.12.05.