

УДК 551.521

Орлов О.О.

кандидат біологічних наук

Ірклієнко С.П.

кандидат сільськогосподарських наук

Турко В.М.

кандидат сільськогосподарських наук

Дмитренко О.Г.

науковий співробітник

Іванюк І.Д.

аспірант

ПОРІВНЯЛЬНА ОЦІНКА ІНТЕНСИВНОСТІ АКУМУЛЯЦІЇ ^{137}CS ТА ^{90}SR РІЗНИМИ ДЕРЕВНИМИ ПОРОДАМИ В ПОЛІССІ УКРАЇНИ

Проаналізовано забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr аборигенних деревних порід в різних едотонах (С, В, В₂) Полісся України. Показано, що різні деревні породи мають істотні відмінності у накопиченні ^{137}Cs та ^{90}Sr в деревостанах у всіх екологічних умовах. За інтенсивністю акумуляції як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr , деревні породи можуть бути ранговані в такий ряд: *Populus tremula* > *Quercus robur* > *Betula pendula* > *Pinus sylvestris*.

Деревина є головною продукцією лісового господарства, тому її забрудненню техногенними радіонуклідами вчені приділяють велику увагу. У науковій літературі опублікований значний об'єм даних щодо акумуляції головних техногенних дозоутворюючих радіонуклідів – ^{137}Cs та ^{90}Sr – в тканинах і органах деревних порід як у період глобальних випадів радіонуклідів після випробувань ядерної зброї [2, 3, 14, 15, 16], так і в післяаварійних ситуаціях [1, 5-8, 11]. Причому, якщо у 1960-1970-ті роки, після Киштимської аварії на південному Уралі, дослідниками більша увага приділялася вивченню міграції ^{90}Sr як головного забруднювача

природного середовища, то після Чорнобильської аварії – дослідженню ^{137}Cs .

Слід відзначити існування певних протиріч у дослідників щодо інтенсивності накопичення ^{137}Cs різними деревними породами [5-11]. Останні тут і надалі в тексті статті наводяться так: сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.) – сосна, дуб черешчатий (*Quercus robur* L.) – дуб, береза повисла (*Betula pendula* Roth) – береза, осика звичайна (*Populus tremula* L.) – осика, вільха чорна (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) – вільха, ялина європейська (*Picea abies* (L.) Karst.) – ялина. І.М.Булавик [5] для змішаних насаджень півдня Білорусі наводить такий рангований

ряд деревних порід за даною ознакою: береза > осика > дуб > сосна > вільха > ялина. Інші білоруські автори [13, 21] наводять дещо відмінний ряд: береза > осика > дуб > вільха > сосна, а російські вчені [18] – такий ряд: вільха > береза > дуб > осика > сосна. При цьому дослідниками підкреслюється [5, 20], що місце деревної породи в наведених рангованих рядах може змінюватися в залежності від вибору індикаторного органа дерева. За інтенсивністю ж акумуляції ^{137}Cs тканини та органи дерев утворюють такий рангований ряд: шпильки (листя) поточного року > пагони поточного року > шпильки минулих років > кора > гілки > деревина [10, 20].

Зроблений висновок [9] про те, що за інтенсивністю накопичення ^{137}Cs деревні породи в оптимальних для кожної породи умовах зростання види утворюють такий рангований ряд: сосна > осика > береза повисла > вільха чорна > дуб звичайний. Близький ряд деревних порід отриманий дослідниками [10] для вологого субору: сосна > береза повисла > осика > дуб. У вологому сугрудку в складних насадженнях рангований ряд порід (за ^{137}Cs) мав такий вигляд: дуб > береза повисла > осика > сосна > вільха [8].

На відміну від ^{137}Cs ^{90}Sr більш рівномірно розподіляється за структурними компонентами деревних порід [20], однак особливістю розподілу ^{90}Sr є його більший відносний вміст у корі та деревині. До подібного висновку прийшли також інші дослідники [4],

за даними котрих в сосні розподіл ^{90}Sr в деревині нижньої частини стовбура має два виражених максимуми, а в середній частині стовбура – один. Загалом, ^{137}Cs накопичується у однорічних, активно ростучих органах, а ^{90}Sr – кумулятивно у багаторічних органах із збільшенням їх віку [19]. За даними білоруських дослідників [13], за інтенсивністю накопичення ^{90}Sr деревні породи утворюють такий рангований ряд: береза > осика > дуб > вільха, останні акумулюють даний радіонуклід у 2-5 разів інтенсивніше, ніж сосна. При цьому міжвидові відмінності в акумуляції ^{137}Cs та ^{90}Sr різними деревними породами сягають 3-17-кратних величин. За даними інших білоруських дослідників [6, 7], в дальній зоні аварійних випадінь радіонуклідів від ЧАЕС коефіцієнт переходу ^{90}Sr в деревину сосни був у 1,5-2 рази нижчим, ніж у осики. Відзначена істотно більша акумуляція деревними породами ^{90}Sr у порівнянні із ^{137}Cs , при цьому останні за інтенсивністю накопичення ^{90}Sr утворювали такий рангований ряд: осика > береза > ялина > вільха > дуб. Російські дослідники [19] дійшли висновку, що максимальні значення КП ^{90}Sr відмічаються у деревних порід, які мають широкі екологічні ареали: берези та сосни. При цьому береза акумулює ^{90}Sr в 2 рази більш інтенсивно, ніж ^{137}Cs ; а вільха, навпаки, накопичує ^{137}Cs в 2 рази інтенсивніше, ніж ^{90}Sr . До подібного висновку дійшли раніше дослідники міграції випадінь бомбового ^{90}Sr [2, 14]. Відмічено,

що у липі та березі ^{90}Sr акумулюється акропетально, а у дубі та сосні – базіпетально [1]. Цими дослідниками наведений такий ряд деревних порід за інтенсивністю накопичення ^{90}Sr : липа > береза > дуб > сосна.

Таким чином, за наведеного вище огляду літератури можна зробити висновок про суперечливість даних, отриманих різними дослідниками, а також про невирішеність багатьох аспектів даної проблеми.

Нами у 1999р. проведені дослідження в Лугинському держлісгоспі Житомирської області (Центральне Полісся). Дослідними ділянками були середньовічні (50-60 років) чисті соснові (ППП-55; ТУМ – V_2 ; ППП-57, ТУМ – V_3) та складні за породами насадження (ППП-2, ТУМ – C_2). Щільність забруднення (As) ^{137}Cs коливалася на пробних площах в межах 320-540 кБк/м^2 , а ^{90}Sr – 8,5-12,4 кБк/м^2 . Ізотопне співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ у ґрунті коливалося від 60:1 до 40:1. Об'єктом досліджень були: сосна, дуб, береза та осика. За результатами суцільного обліку дерев на площі 1 га на кожній дослідній ділянці були визначені параметри середнього модельного дерева кожної породи. На пробних площах у безпосередній близькості одне від одного були спіяні по три середніх модельних дерева кожної з наявних порід. З кожного дерева рівномірно з усієї крони були відібрані по три зразки шпильок (листя), гілок, кори, деревини в корі та без кори. В районі відбору рослинних зразків в 5-кратній

повторності були відібрані зразки ґрунту циліндричним буром, діаметром 5 см, на глибину 10 см, методом конверту. Рослинні та ґрунтові зразки висушувалися до повітряно-сухого стану та подрібнювалися. Вміст ^{137}Cs у зразках вимірювався на гамма-спектроаналізаторі СЕГ-01 із GeLi-детектором ДГДК-100. Після цього відповідні зразки кожної з тканин та органів дерев об'єднувалися за породами на кожній пробній площі у збірний зразок, який озолювався на білу золу. Вміст ^{90}Sr у рослинних зразках визначався бета-спектрометричним методом за допомогою спектрометра СЕБ-01, а у ґрунтових зразках – радіохімічним методом за загальноприйнятою методикою.

Інтегральним показником інтенсивності накопичення деревними породами ^{137}Cs та ^{90}Sr із ґрунту слугував коефіцієнт накопичення (КН), який розраховувався як відношення питомої активності радіонукліду у рослинних зразках (Бк/кг) до питомої активності відповідного радіонукліду у ґрунті (Бк/кг). Математична обробка отриманих даних проведена із застосуванням стандартних пакетів програм СУБД, "Statgrafics" та Excel.

Гамма-спектрометричні дослідження рослинних зразків показали значну амплітуду вмісту ^{137}Cs у тканинах та органах основних лісоутворюючих деревних порід (табл. 1).

Як видно з таблиці 1, у свіжому сугрудку найвищі значення питомої активності ^{137}Cs має осика, далі в

Таблиця 1

Питома активність ^{137}Cs у тканинах і органах деревних порід

ППП	ТУМ	Порода	Питома активність ^{137}Cs у тканинах та органах деревних порід, Бк/кг				
			деревина стовбура із корою	деревина стовбура без кори	кора	гілки	листя, шпильки
2	С2	осика	1571±79,6	648±35,8	6134±286,8	2693±600,9	6637±119,2
		дуб	1071±60,5	610±70,1	2804±210,2	2052±108,2	6600±475,2
		береза	652±35,0	512±18,4	1324±92,9	1126±207,3	3193±285,3
		сосна	483±25,1	274±27,8	1512±80,0	879±392,6	1943±488,3
55	В2	сосна	1608±92,7	1238±124,7	7660±1312,5	6017±1306,7	12000±1150,4
57	В3	сосна	4087±1471,2	2480±361,4	9260±2696,2	10363±4418,4	13733±2233,3

порядку зменшення йдуть дуб, береза і сосна. За результатами дисперсійного аналізу нами отримані дві однорідні групи деревних порід, різниця середніх значень питомої активності ^{137}Cs між якими є несуттєвою: одна – осика і дуб з дещо вищими показниками вмісту ^{137}Cs у тканинах і органах дерева, і друга – береза і сосна з нижчим вмістом даного радіонукліду. Однак слід відзначити, що різниця середніх значень між вмістом цього радіонукліду у відповідних тканинах та органах осики та дуба є недостовірною на 5%-ному рівні значимості, оскільки $t_{\text{факт.}} < t_{\text{теор.}}$. Аналогічна картина виявлена і при порівнянні берези з сосною. Однак таке групування характерне для даного типу умов місцезростання; в інших типах воно може бути істотно відмінним від вищенаведеного.

Узагальнення вмісту ^{137}Cs в тканинах і органах деревних порід на всіх пробних площах дозволяє зробити певні висновки. Зокрема, за інтенсивністю накопичення ^{137}Cs у

тканинах і органах деревних порід, вони ранжуються в такий ряд: листя, шпильки > кора > гілки > деревина в корі > деревина без кори (рис. 1).

На нашу думку, видоспецифічність накопичення ^{137}Cs різними деревними породами в однотипних ценотичних умовах і при однакових щільностях радіоактивного забруднення ґрунту даним нуклідом можна пояснити особливостями їх росту і різною інтенсивністю фізіологічних процесів, які мають наслідком неоднакові темпи зростання продуктивності дерев. Так, для деревних порід, котрі мають більший поточний приріст за об'ємом (осика, дуб), характерна і більша концентрація ^{137}Cs . Відповідно, значення КН ^{137}Cs було найвищим у осики: 1,41 – для листя; 1,30 – для кори; 0,33 – для деревини з корою та 0,14 – для деревини без кори. Найменші значення КН ^{137}Cs були отримані для сосни: 0,30 – для шпильок; 0,28 – для кори; 0,07 – для деревини з корою; 0,04 – для деревини без кори. Таким чином, деревина осики акумулює ^{137}Cs у 7,5

Коефіцієнт
накопичення

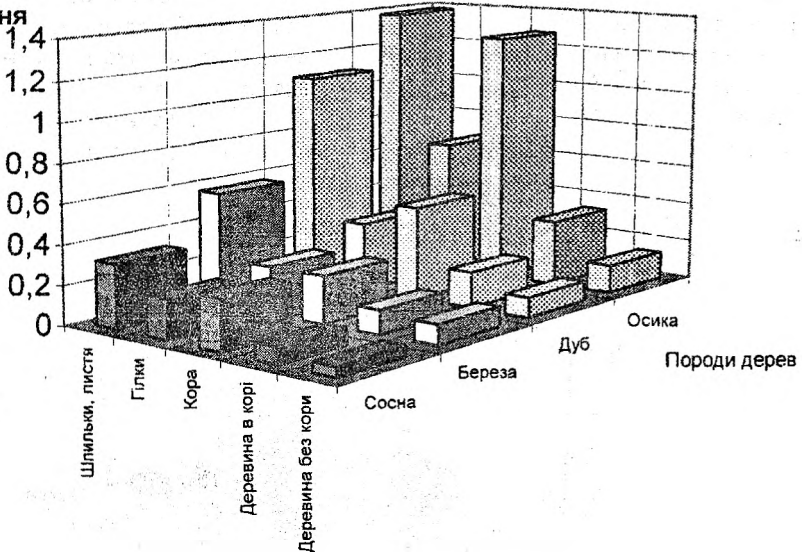


Рис. 1. Коефіцієнти накопичення ¹³⁷Cs в тканинах та органах основних лісоутворюючих порід у свіжому сугрудку (С2)

рази інтенсивніше у порівнянні із сосною. Дуб та береза займають проміжне положення.

Бета-спектрометричний аналіз зразків тканин та органів модельних дерев продемонстрував істотні відмінності у накопиченні ⁹⁰Sr різними лісоутворюючими породами в умовах свіжого сугрудку (табл. 2).

Зокрема, у тканинах та органах осики питома активність ⁹⁰Sr була в 1,3-3,6 разу вищою у порівнянні із відповідними органами берези повислої та дуба черешчатого і в 5.1-14.7 разу вищою у порівнянні із сосною звичайною. Слід зазначити, що різниця вмісту ⁹⁰Sr в тканинах і органах берези та дуба не є чітко вираженою. В цілому, досліджувані

Таблиця 2

Питома активність ⁹⁰Sr в тканинах та органах деревних порід

ППП	ТУМ, As ⁹⁰ Sr	Порода	Питома активність ⁹⁰ Sr в тканинах та органах деревних порід, Бк/кг				
			деревина стовбура з корою	деревина стовбура без кори	кора	гілки	шпильки
2	С2 (12,4 кБк/м ²)	осика	312	197	1200	1530	1770
		дуб	259	55	879	1120	580
		береза	193	112	489	796	1010
		сосна	61	34	169	108	120
55	В2 (10,3 кБк/м ²)	сосна	288	199	1140	1110	1190
57	В3 (8,5 кБк/м ²)	сосна	276	179	870	507	284

деревні породи за інтенсивністю накопичення ^{90}Sr можна рангувати таким чином: осика > дуб > береза > сосна. В той же час у деяких органах дерева (деревина без кори, листя) питома активність ^{90}Sr у

Ця закономірність чітко простежується як за фактичними величинами питомої активності ^{90}Sr (табл. 2), так і за величинами коефіцієнта накопичення цього радіонукліду різними тканинами та

**Коефіцієнти
накопичення**

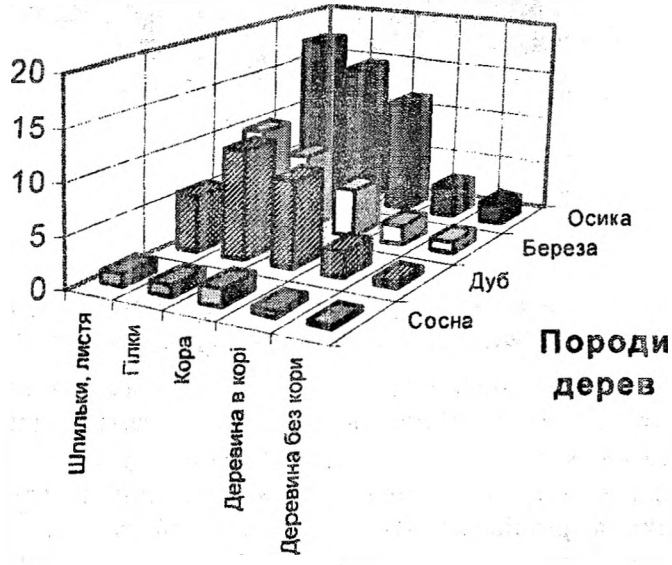


Рис. 2. Коефіцієнти накопичення ^{90}Sr в тканинах та органах основних лісоутворюючих порід у свіжих сугрудках

берези виявилась більшою, ніж у дуба. Слід підкреслити, що в умовах свіжих сугрудків за інтенсивністю акумуляції як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr деревні породи утворювали однакові ранговані ряди.

Значні відмінності вмісту ^{90}Sr характерні для різних тканин та органів дерева. Найвищі питомі активності ^{90}Sr характерні для асиміляційного апарату (листя, щипльок), дещо менші вони у гілках, далі в порядку зменшення йдуть кора, деревина у корі, і найнижча вона у деревині без кори.

органами деревних порід (рис. 2).

З наведеного рисунку 2 видно, що у всіх деревних порід коефіцієнти накопичення ^{90}Sr є значно вищими для щипльок і листя (1.16-17.18), гілок (1.05-14.85) і кори (1.63-11.65), ніж для деревини в корі (0.59-3.03) і деревини без кори (0.33-1.91).

Виявлені відмінності інтенсивності акумуляції ^{90}Sr різними деревними породами та їх органами обумовлені багатьма чинниками. На це впливають рівні радіоактивного забруднення ґрунту

^{90}Sr , лісорослинні умови, таксацiйнi характеристики деревостану. Суттєву роль вiдiграють i видовi особливостi деревних порiд та специфика їх бiологiї. Так, наприклад, тiсну залежнiсть було виявлено мiж iнтенсивнiстю накопичення ^{90}Sr рiзними деревними породами, окремими їх тканинами i органами та зольнiстю

особливостями деревних порiд, якi проявляються в iстотно вiдмiнному споживаннi мiнеральних елементiв для утворення одиницi бiомаси основної продукцiї дерева – деревини.

Також важливим є те, що у деревинi стовбурiв листяних порiд ^{90}Sr активно мiгрує разом з мiнеральними елементами у

Таблиця 3

Зольнiсть тканин та органiв рiзних деревних порiд у свiжому сугрудку

Порода	Зольнiсть тканин та органiв дерева, % вiд сухої речовини				
	деревина в корi	деревина без кори	кора	гiлки	шпильки, листя
Сосна	0,44	0,30	2,50	1,58	2,04
Дуб	1,37	0,37	6,00	4,45	6,00
Береза	0,70	0,36	2,06	2,50	4,93
Осика	1,45	0,53	6,60	4,96	6,07

останнiх (табл. 3).

Зокрема, для сосни звичайної коефiцiєнт кореляцiї мiж питомою активнiстю ^{90}Sr в тканинах та органах i їх зольнiстю дорiвнює 0.97. Зв'язок є достовiрним на 5% рiвнi значимостi, $F_{\phi} = 58,28 \gg F_{0,95} = 10,13$. Для берези повислой вiдповiдний коефiцiєнт становить 0.96, для осики – 0.91 i для дуба звичайного – 0.79. Коефiцiєнт кореляцiї у всiх породах мiж питомою активнiстю стронцiю-90 в рiзних тканинах та i органах та їх зольнiстю дорiвнює 0,94, що вказує на високу тiсноту зв'язку, вiн є достовiрним, $F_{\phi} = 24,87 > F_{0,95} = 10,13$. Отже, проведений нами аналіз дає пiдстави зробити висновок про те, що iз збiльшенням зольностi тканин i органiв деревних порiд в них зростає вiмiст ^{90}Sr . Це, вiрогiдно, обумовлено бiологiчними

радiальному напрямку до центру стовбура, при цьому мiграцiя мiнеральних елементiв та ^{90}Sr вiдбувається по всiй площi поперечного перерiзу стовбура [12], в той час як у шпилькових порiд, в тому числi сосни, мiнеральнi солi та ^{90}Sr активно перемiщуються у стовбурi лише у останнiх радiальних приростах деревини. Iстотною бiологiчною особливiстю деревних порiд є їх здатнiсть утворювати кореневу систему на рiзній глибинi в залежностi вiд едафiчних умов [17]. Зокрема, на думку Ф.А.Тихомирова [17], iнтенсивнiсть накопичення ^{90}Sr рiзними деревними породами обумовлюється глибиною розмiщення їх корневих систем: сосна та модрина iз глибокими корневими системами характеризуються найменшим

накопиченням ^{90}Sr , а береза та осика із поверхневою кореневою системою – найбільшим.

Співставлення величин коефіцієнтів накопичення ^{90}Sr і ^{137}Cs у тих самих зразках тканин і органів деревних порід дало можливість виявити специфічність міграції радіонуклідів в ґрунтово-рослинному покриві лісів, зокрема у їх едифікаторному ярусі –

1,64 рази перевищував КН ^{90}Sr . Загальна закономірність у різних деревних порід наочно демонструється у свіжому сугрудку величинами співвідношень КН згаданих радіонуклідів у їх тканинах та органах. Зокрема, для деревини без кори максимальне ізотопне співвідношення було характерним для осики (13,64), для деревини з корою – у берези (14,46),

Таблиця 4

Коефіцієнти накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs та їх співвідношення (*) у надземних органах деревних порід в різних типах умов місцезростання

ППП	ТУМ	Порода	Тканини та органи дерева									
			деревина стовбура без кори		деревина стовбура із корою		кора		гілки		шпильки, листя	
			КН ^{90}Sr	КН ^{137}Cs	КН ^{90}Sr	КН ^{137}Cs	КН ^{90}Sr	КН ^{137}Cs	КН ^{90}Sr	КН ^{137}Cs	КН ^{90}Sr	КН ^{137}Cs
2	С2	Сосна	0.33	0.04	0.59	0.07	1.64	0.28	1.05	0.18	1.16	0.30
			*8,25		8,43		5,86		5,83		3,87	
		Дуб	0.53	0.10	2.51	0.18	8.53	0.47	10.87	0.35	5.63	1.10
			5,30		13,94		18,15		31,06		5,12	
		Береза	1.09	0.11	1.88	0.13	4.83	0.26	7.73	0.26	9.80	0.64
			9,91		14,46		18,58		29,73		15,31	
		Осика	1.91	0.14	3.03	0.33	11.65	1.30	14.85	0.69	17.18	1.41
			13,64		9,18		8,96		21,52		12,18	
55	В2	Сосна	2.72	0.30	3.90	0.31	15.30	1.92	14.90	2.40	16.00	2.90
			9,07		12,58		7,97		6,21		5,52	
57	В3	Сосна	2.30	0.80	3.50	1.12	11.00	3.10	6.40	4.00	3.60	5.90
			2,88		3,13		3,55		1,60		0,61	

деревному (табл. 4).

З таблиці 4 можна зробити висновок про те, що в абсолютній більшості випадків інтенсивність надходження ^{90}Sr в тканини та органи деревних порід є істотно вищою за відповідні показники ^{137}Cs . Виключенням є шпильки сосни, яка зростала в умовах вологого субору і у якій КН ^{137}Cs у

для кори – у берези (18,58), для гілок – у дуба (31,06), для листя (шпильок) – у берези (15,31).

Порівняльний аналіз величин КН ^{90}Sr та ^{137}Cs у різних частинах дерев у свіжому сугрудку також виявив, що найбільше варіювання ізотопних співвідношень спостерігається у гілок деревних порід – від 5,83 у сосни до 31,06 у

дуба, а найменше – у шпильок (листя) – від 3,87 у сосни до 15,31 у берези та у деревини без кори – від 5,30 у дуба до 13,64 у осики.

Співставлення значень КН ^{90}Sr та ^{137}Cs у тканинах та органах сосни, яка зростала в різних едатопах, демонструє, що у суборах міграція обох ізотопів відбувається значно інтенсивніше у порівнянні із сугрудками. Так, КН ^{90}Sr у деревини без кори дорівнює: у B_2 – 2,72; у B_3 – 2,30; у C_2 – 0,33, а відповідні значення КН ^{137}Cs становлять 0,30; 0,80; та 0,04. Аналогічна картина спостерігається і у всіх інших тканинах та органах сосни. Слід підкреслити, що при зміні лісорослинних умов міграційна здатність згаданих радіонуклідів змінюється по-різному. Наприклад, різниця величин КН ^{137}Cs у деревини сосни в умовах B_3 та C_2 становила 20 разів, а КН ^{90}Sr – 6,97 разу; у деревині з корою – 16 разів та 5,93 разу; у кори – 11,07 та 6,71 разу; у гілок – 22,22 та 6,10 разу; у шпильок – 19,67 – 3,10 разу. Розраховані нами ізотопні співвідношення $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ є значно нижчими в умовах вологого субору у порівнянні із свіжим сугрудком. Пояснюється це тим, що лісорослинні умови значно більше впливають на мобільність ^{137}Cs у ґрунтово-рослинному покриві у порівнянні із ^{90}Sr . Останній навіть у багатих умовах місцезростання залишається більш доступним для кореневого живлення деревних рослин, ніж ^{137}Cs , завдяки переважанню іонообмінної сорбції ^{90}Sr у ґрунті [7, 20].

Таким чином, в умовах, коли акумуляція ^{90}Sr деревними породами значно перевищує таку ^{137}Cs , навіть при невеликих щільностях забруднення ґрунту ^{90}Sr існує реальна загроза отримання деревної продукції лісового господарства із високим вмістом згаданого радіонукліду.

Висновки

1. За інтенсивністю акумуляції ^{137}Cs та ^{90}Sr у свіжому сугрудку деревні породи утворюють однакові ранговані ряди: осика > дуб черешчатий > береза повисла > сосна звичайна.

2. За інтенсивністю накопичення ^{137}Cs тканини та органи деревних порід можна розмістити в такий рангований ряд: листя, шпильки > кора > гілки > деревина в корі > деревина без кори. Накопичення ^{90}Sr змінюється в ряду: листя, шпильки > гілки > кора > деревина у корі > деревина без кори.

3. Існує тісна позитивна кореляція між зольністю тканин та органів деревних порід та інтенсивністю акумуляції ними радіонуклідів.

4. Акумуляція ^{90}Sr у тканинах та органах вивчених деревних порід у всіх едатопах відбувається значно інтенсивніше у порівнянні із ^{137}Cs .

5. Лісорослинні умови більш істотно впливають на мобільність у ґрунтово-рослинному покриві ^{137}Cs , ніж ^{90}Sr . При поліпшенні трофності ґрунту відбувається істотне зменшення величин КН ^{137}Cs і значно менше – величин КН ^{90}Sr .

Література

1. Абатуров Ю.Д., Халтурина Л.Г. О распределении стронция-90 в березе, липе, дубе и сосне // Труды Ин-та экологии растений и животных УФ АН СССР. – 1968. – Вып. 62. Свердловск. – С. 119-122.
2. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А., Бочарова М.А. К вопросу об особенностях и количественном прогнозировании кумулятивного накопления Sr^{90} в древесных растениях // Докл. АН СССР. – 1970. – Т. 193, № 5. – С. 1192-1194.
3. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. – М.: Наука, 1977. – 144 с.
4. Бузынный М.Г., Лось И.П., Несветайло В.Д., Демчук В.В. Особенности распределения ^{90}Sr в древесине // Мат. Междунар. конф. “Радиоактивность и радиоактивные элементы в окружающей среде человека” (Томск, 25-26 мая 1996). – Томск, 1996. – С. 403-406.
5. Булавик И.М. Обоснование лесопользования в условиях радиоактивного загрязнения Белорусского Полесья: Автореф. дис. доктора с.-х. н. – Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 1998. – 39 с.
6. Ипатьев В.А., Булавик И.М., Багинский В.Ф. и др. Лес и Чернобыль (Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС 1986-1994 гг.) / Под ред. В.А.Ипатьева. – Минск, 1994. – 252 с.
7. Ипатьев В.А., Багинский В.Ф., Булавик И.М., Дворник А.М. и др. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / Под общ. ред. В.А.Ипатьева. – Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 1999. – 454 с.
8. Иркиенко С.П., Краснов В.П., Орлов А.А., Заворотнюк Г.А. Накопление цезия-137 основными лесообразующими породами Полесья Украины // Чернобыль-94. «Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС»: Тез. докл. IV Междунар. науч.-практ. конф. – Зеленый мыс, 1994. – С. 168.
9. Краснов В.П., Орлов А.А., Иркиенко С.П. и др. Накопление цезия-137 основными лесообразующими породами Полесья Украины // Лесн. хоз-во. – 1993. – № 6. – С. 36-37.
10. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України. – Житомир: Волинь, 1998. – 112 с.
11. Краснов В.П., Турко В.Н., Иркиенко С.П., Иванюк И.Д. Накопление ^{137}Cs главными лесообразующими древесными породами Центрального Полесья // Лісівництво та агролісомеліорація. – Вип. 95. Здоров’я лісу. – Харків: РВП “Оригінал”, 1999. – С. 9-15.
12. Лир Х., Польстер Г., Фидлер Г.-И. Физиология древесных растений. – М.: Лесная промышленность, 1974. – 424 с.

13. Мартинович Б.С., Якушев Б.И., Власов В.К. и др. Результаты 10-летних исследований аккумуляции радионуклидов древесными растениями в зоне Чернобыльских эмиссий // One decade after Chernobyl: Summing up the consequences of the accident / Poster presentations. – Vol. 1. – Vienna, 1997. – С. 151-153.
14. Махонина Г.И., Юшков Л.И., Волкова М.Я., Тимофеев-Ресовский Н.В. Распределение Sr^{90} и Ru^{106} по основным органам сосны // Докл. АН СССР. – 1963. – Т. 151, № 6. – С. 1456-1457.
15. Нарышкин М.А., Алексахин Р.М., Мищенко Н.Н. О миграции ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{137}Cs и ^{144}Ce , оседающих с глобальными выпадениями, в лесном биогеоценозе // Лесоведение. – 1973. – № 3. – С. 10-17.
16. Тихомиров Ф.А., Карабань Р.Т., Бочарова М.А., Юланов В.П. Поступление стронция-90 и цезия-137 в древесную растительность из почвы // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар: Коми-филиал АН СССР, 1973. – С. 139-144.
17. Тихомиров Ф.А. Вопросы радиоэкологии лесных биогеоценозов // Проблемы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар: Коми-филиал АН СССР, 1976. – С. 70-85.
18. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. и др. Биогеохимия радионуклидов Чернобыльского выброса в лесных экосистемах Европейской части СНГ // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1996. – Т. 36, № 4. – С. 469-478.
19. Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Коэффициенты перехода радионуклидов в структурные части древостоя лесов СНГ // Аграрная наука. – 1998. – № 11-12. – С. 26-27.
20. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М.: Наука, 1999. – 268 с.
21. Якушев Б.И., Мартинович Б.С., Рахтеенко Л.И. и др. Круговорот радионуклидов Чернобыльской катастрофы в природно-растительных комплексах в условиях Белоруссии // One decade after Chernobyl: Summing up the consequences of the accident / Poster presentations. – Vol. 1. – Vienna, 1997. – С. 158-162.