

ЗАБРУДНЕННЯ РАДІОАКТИВНИМ ЦЕЗІЄМ ДЕЯКИХ ВИДІВ РОСЛИН І ГРИБІВ КАРПАТСЬКОГО ТА ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНИХ ПРИРОДНИХ ПАРКІВ

В. Грабовський, О. Дзензелюк, А. Трофімук

*Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. ген. Тарнавського, 107, Львів 79017, Україна
e-mail: v_grabovskiy@lnu.edu.ua*

Представлено результати дослідження забруднення радіоактивним цезієм деяких рослин і грибів з територій Карпатського та Шацького національних парків України. Проаналізовано видову та внутривидову залежність рівня забруднення ^{137}Cs органів рослин і грибів, а також фактори, які на них впливають. Підкреслено визначальний вплив ступеня закріплення радіонукліда на ґрунтових комплексах на його перехід у рослини. Зроблено висновок про необхідність при аналізі особливостей переходу радіоцезію з ґрунту в рослини враховувати глибину залягання кореневих систем рослин і міцелію грибів, профіль розподілу вмісту радіонукліда у ґрунті за глибиною та тип ґрунту.

Ключові слова: радіоактивне забруднення, радіоцезій, коефіцієнт переходу, рослини, гриби.

Аварія на Чорнобильській АЕС (26 квітня 1986 р.) [18] стала однією з наймасштабніших техногенних катастроф в історії людства і призвела до радіоактивного забруднення не лише великої частини територій України, а й довкілля багатьох країн Європи [20]. Радіоактивні викиди ЧАЕС, переміщуючись із хмарами й осідаючи з них із атмосферними опадами [1], спричинили значне радіоактивне забруднення великої частини Українського Полісся (північних районів Київської, Житомирської, Чернігівської, Рівненської та Волинської областей), дещо менше – областей центральної та східної України, а також південної частини Українських Карпат [12, 20].

Серед антропогенних радіонуклідів, які забруднюють біосферу в результаті техногенної діяльності на тривалий час, особливої уваги до себе потребує ізотоп ^{137}Cs – одне із основних джерел радіоактивного випромінювання штучного походження, що потрапило у навколишнє середовище через використання ядерних технологій (як у військовій галузі, так і в ядерній енергетиці). Сьогодні, завдяки досить значному періодові напіврозпаду (30,17 р. [16]), його вклад у загальну радіоактивність викинутих за межі ЧАЕС радіонуклідів досягає 90% (станом на 2007 р. – понад 85% [14]), і саме він значною мірою зумовлює формування додаткових доз опромінення людей, особливо на забруднених унаслідок чорнобильських випадів територіях. Проведені радіологічні дослідження показують, що через 25 років після Чорнобильської катастрофи внесок факторів зовнішнього та внутрішнього опромінення у формування дози опромінення організму суттєво змінився: якщо у 1986 р. у населення Українського Полісся за рахунок зовнішнього опромінення створювалося близько 35% отриманої додаткової дози, то у 2007 р. – менше 20% [14]. Решта дози формується, головним чином, за рахунок внутрішнього опромінення через споживання продуктів харчування з підвищеним вмістом радіонуклідів, серед яких за своїм вкладом найзначущішими є продукти лісу – дикорослі рослини, ягоди та гриби [9, 13]. Автори [39] на підставі отриманих експериментальних даних підрахували, що саме за рахунок споживання людьми дикоростучих ягід і грибів додаткова доза опромінення їх організмів на ра-

діоактивно забруднених територіях може сягати 60–70%. У роботі [8] автор оцінює вклад у дозу опромінення вживання населенням дикорослих грибів на забруднених територіях станом на початок 2000-х рр. у межах 37–79%, залежно від типів ґрунтів. Подібні висновки наводяться і в інших працях [26, 35]. Відмічається також велика роль грибів у кругообігу радіонуклідів у природі, особливо в лісових екосистемах [40]. Усе це зумовлює інтерес до вивчення особливостей накопичення радіоцезію цими представниками лісової біоти, який відображається у значній кількості публікацій у фахових виданнях, у т. ч. оглядових [11, 23, 25, 27, 35, 36, 38, 41] та монографічних [9, 13].

Матеріали та методи

Ліси займають майже 15,9% території України [4]. Найбільше їх – у гірських районах і на півночі країни. Ліси там утворюють великі суцільні масиви, займаючи до 40% загальної площі в Карпатах, близько 31% у Гірському Криму та 25% – на Поліссі. На півдні та сході України заліснення значно менше і ледве сягає 4% площі. Традиційно ліси України є постачальниками великої кількості грибів, рослин і ягід, які використовуються і як продукти харчування, як лікарська сировина. Виходячи ж з географії наслідків Чорнобильської катастрофи [1, 12, 20], можна констатувати, що в результаті аварії на ЧАЕС відбулося радіоактивне забруднення найбільш заліснених територій України, зокрема, Українського Полісся та частини лісів Карпат, у ґрунтах яких зосередилася значна кількість радіоактивного ^{137}Cs . Причому розподіл радіонуклідів у ґрунтах лісових масивів України дуже нерівномірний: найбільша їх кількість сконцентрована у ґрунтах лісів північної частини Українського Полісся і значно менша – у ґрунтах лісостепової зони країни та на північному заході її Карпатського регіону. Враховуючи, що кожен із вказаних регіонів характеризується різним складом біоти, а також різними видами притаманних їм ґрунтів і відмінним кліматом, то і міграція радіонукліда з ґрунту в рослини та гриби навіть при однаковій кількості наявного в ньому ^{137}Cs буде різною [9, 13, 25, 36, 41] і залежатиме, зокрема, також від часу, що минув з моменту початкових випадів [37]. Важливим при переході з ґрунту в рослину є не лише кількість наявного у ґрунті радіонукліда, але і профіль його розміщення за глибиною, а також доступність для поглинання кореневими системами рослин [9, 13, 23, 41]. З іншого боку, велику роль відіграє видова залежність рослини, яка зумовлює більшу чи меншу її здатність поглинати кореневою системою наявний у ризосфері радіонуклід [31].

При вивченні особливостей переходу радіонуклідів у ланці ґрунт-рослина дослідники використовують низку коефіцієнтів, серед яких найчастіше застосовують коефіцієнти переходу $K_{\text{п}}$ (визначається як результат ділення питомої активності радіонукліда в рослині (у Бк/кг) до кількості радіонукліда в прикореневому шарі ґрунту (т. зв. щільності забруднення ґрунту радіонуклідом, у Бк/м²) та накопичення $K_{\text{н}}$ (визначається як результат ділення питомої активності радіонукліда в рослині до його питомої активності в прикореневому шарі ґрунту) радіонукліда [2]. Внаслідок того, що при визначенні $K_{\text{п}}$ його значення залежить лише від кількості наявного в прикореневому шарі ґрунту радіонукліда, а щільність ґрунту, яка може вносити значні поправки у значення коефіцієнта у разі використання $K_{\text{п}}$, саме коефіцієнт переходу (т. зв. *Aggregated transfer factor* $T_{\text{аг}}$ [31]) рекомендовано МАГАТЕ використовувати для характеристики особливостей поглинання радіонукліда рослинами та грибами. Тим не менше, багато дослідників донині використовують $K_{\text{п}}$ у своїх роботах для характеристики особливостей переходу радіоцезію з ґрунту в рослини.

Для дослідження особливостей накопичення постчорнобильським радіоцезієм рослин і грибів Карпатського (КНПП) та Шацького (ШНПП) національних природних парків нами протягом низки останніх років на їхніх територіях були відібрані проби деяких

видів рослин і грибів, а також ґрунтів, на яких вони зростали, та проаналізовані на вміст у них гамма-випромінюючих радіонуклідів. Проби відбирали згідно з рекомендаціями [10] на територіях Чорногірського масиву Карпат (КНПП) і прилеглих до оз. Пісочне (ШНПП).

Для визначення щільності забруднення радіоцезієм прикореневого шару ґрунту пробу відбирали методом конверту (5 уколів пробовідбірником циліндричної форми з внутрішнім діаметром 4 см на кутах вибраної прямокутної ділянки й один посередині) на глибину 20 см. Відібраний таким чином матеріал проби очищували від чужорідних кам'янистих і органічних домішок, висушували протягом доби в сушильній шафі при 80°C, подрібнюючи до розмірів часток не більше 1 мм, старанно перемішували з метою гомогенізації та зважували за допомогою аналітичної ваги з точністю до 1 г. Потім із нього відбирали наважку в посудину Марінеллі об'ємом 1 л, зважували та поміщали у вимірювальну камеру спектрометра.

Проби рослин відбирали на вибраних ділянках територій КНПП та ШНПП шляхом відбору кількості цілих рослин, достатньої для проведення аналізу. Після відбору рослини ретельно відчищали від залишків ґрунту, промивали, відділяли окремо корені, стебла, листя та плоди. Розділені частини рослин висушували у сушильній шафі, розмелювали, гомогенізували шляхом перетирання у фарфоровій ступці.

Для аналізу відбирали молоді екземпляри грибів кожного з досліджуваних видів, старанно очищували від чужорідних біологічних залишків і ґрунту, розділяли на шапки та ніжки, висушували у сушильній шафі до повітряно-сухого стану при температурі 80°C. Потім кожну отриману таким чином пробу розтирали у фарфоровій ступці до порошкоподібного стану.

З приготованої в такий спосіб проби рослин чи грибів відбирали наважку для вимірювань у геометрії Дента об'ємом 25 мл та зважували за допомогою лабораторної аналітичної ваги ASIS A500 з точністю до 0,1 г.

Аналіз приготованих до вимірювань проб проводили у сертифікованій вимірювальній лабораторії гамма-спектрометрії ЛНУ імені Івана Франка на гамма-спектрометрі, зібраному на базі спектрометричного пристрою СУ-01, оснащеному напівпровідниковим германій-літєвим детектором ДГДК-100В, який забезпечував енергетичне розділення 3,2 кеВ на другій лінії випромінювання ⁶⁰Со (1332,47 кеВ). Захист вимірювальної камери спектрометра від фонового випромінювання здійснювався за допомогою шару свинцю товщиною 10 см. Час набору спектра вибирали з умови отримання статистичного відхилення кількості зареєстрованих у піку повного поглинання лінії випромінювання ¹³⁷Cs (661,6 кеВ) не більше 10%. Застосована методика вимірювань давала можливість отримувати аналітичні результати (з урахуванням статистичної похибки набору спектра та похибок градування спектрометра) з похибкою не більше ±15%.

Результати і їхнє обговорення

Досліджувані території суттєво відрізняються як за рельєфом, так і за кліматичними чинниками. Вказані фактори впливають як на ґрунтоутворення (на тип, фізико-хімічний і гранулометричний склад ґрунту тощо), так і на склад біоти. У різних частинах України (Карпатському та Поліському регіонах) видовий склад рослинного покриву неоднаковий, що зумовлено відмінностями у зволоженні, освітленні, кліматичному режимі, ґрунтах, а також висотою над рівнем моря. На рівнинній частині України рослинний покрив змінюється здебільшого зонально – залежно від географічної широти. У горах спостерігається зміна рослинності і за висотними поясами [15].

Результати проведених нами раніше досліджень показали, що забруднення ґрунтів Карпат і Полісся має мозаїчний характер – вміст ¹³⁷Cs у ґрунтах Чорногірського хребта

(КНПП) змінюється майже у 5 разів (у межах 5–33 кБк/м² – залежно від географічного положення місця відбору та його висоти над рівнем моря) [5] і є набагато більшим порівняно з вмістом радіонукліда у ґрунтах ШНПП (2,6–8 кБк/м²) [34]. Така ситуація, очевидно, зумовлена більшою щільністю початкових осаджень з радіоактивних хмар даного радіонукліда в гірських районах порівняно з його осадженнями на території ШНПП у післячорнобильський період. Крім того, природні умови та пов'язані з ними особливості міграції радіонуклідів зумовили і деяку різницю в розподілі ¹³⁷Cs у ґрунтах цих регіонів з глибиною. Важливим при цьому є вид ґрунту. Так, у Карпатах з їх переважно буроземними ґрунтами основний запас наявного у ґрунтах радіонукліда міститься у їхніх верхніх 5–10 см шарах [5]. Тоді як подібний розподіл радіоцезію у ґрунті за глибиною має місце у сірих лісових і дерново-опідзолених ґрунтах ШНПП, а для супіщаних ґрунтів парку спостерігається майже постійне зменшення радіонукліда з глибиною [34].

Для порівняльного аналізу радіоактивного стану рослинності даних територій нами були відібрані найбільш розповсюджені на них ягідні рослини – чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.) та брусниця (*Vaccinium vitis-idaea* L.), а також папороть чоловіча (*Dryopteris filix-mas* (L.) Schott). Відбір рослин на території Українських Карпат здійснювали в Чорногірському масиві на різних висотах над рівнем моря.

Результати досліджень вмісту ¹³⁷Cs в органах рослин (у сухому стані, Бк/кг) та коефіцієнти переходу його з ґрунту в відповідні органи рослин (у Бк/м²), відібраних у липні-серпні 2009 р. на територіях КНПП та ШНПП, наведені в табл. 1.

Таблиця 1

Активність А(Бк/кг) ¹³⁷Cs у деяких рослинах (на суху масу) з КНПП та з ШНПП і коефіцієнти переходу радіонукліда з ґрунту в їх органи К_п (м²/кг)

Вид рослини	КНПП					ШНПП				
	Тип ґрунту	Листя		Стебла		Тип ґрунту	Листя		Стебла	
		А	К _п × 10 ⁻³	А	К _п × 10 ⁻³		А	К _п × 10 ⁻³	А	К _п × 10 ⁻³
Чорниця	Бурозем	36–940	2–41	15–606	1–26	Болотно-торфовий	222–389	54–96	175–215	43–53
Брусниця	Бурозем	55–170	2–4	31–87	2–3	Болотно-торфовий	176–321	43–79	113–185	27–45
Папороть чоловіча	Бурозем	37–113	2,6–5,9	27–81	1,7–4,3	Болотно-торфовий	450–614	122–166	209–361	57–97

Як видно з представлених у табл. 1 результатів, питома активність ¹³⁷Cs у сухій масі органів досліджуваних рослин як для КНПП, так і для ШНПП порівняно незначна і не перевищує 1000 Бк/кг сухої маси. Така ситуація пояснюється екологічними умовами зростання, насамперед – характеристиками ґрунту: мінеральним і гранулометричним складом, вмістом гумусу, кислотністю, вологістю, ступенем насиченості основами, емкістю катіонного поглинання тощо [3, 19]. Дуже важливу роль при цьому відіграє закріплення радіонукліда у ґрунті (його входження у ґрунтові комплекси, які затруднюють поглинання наявного в ґрунті радіонукліда кореневою системою рослин) [3, 9, 13], яке зменшує частку наявного у ризосфері радіонукліда в доступній для засвоєння кореневими системами рослин формі. Відомо також [3, 9, 13], що чим більша кислотність і вологість ґрунту, а також чим менший вміст глинистих фракцій у ньому, тим інтенсивніша міграція радіоактивних елементів і тим вони доступніші для засвоєння кореневими системами рослин. Усі ці фактори приводять до того, що при значно більшому (у деяких випадках майже на порядок) забрудненні радіоцезієм ґрунтів з КНПП (буроземних, зі значною глинистою

фракцією, зі щільністю забруднення ^{137}Cs 5–33 кБк/м² [5]) порівняно з ґрунтами з ШНПП (переважно кислими торф'яно-болотними та супісками, зі щільністю забруднення ^{137}Cs 2,6–8 кБк/м² [34]), його вміст у органах досліджуваних рослин з їх територій порівняний. У той же час, саме завдяки різному ступеню закріплення радіонукліда у різних ґрунтах і, відповідно, більшій його доступності у кислих ґрунтах Полісся, – значення коефіцієнтів переходу радіонукліда з ґрунту у відповідні органи для рослин з ШНПП суттєво більші від аналогічних показників для рослин із КНПП – у деяких випадках більше ніж на порядок.

Дикорослі лісові гриби мають цінні харчові якості, також вони є специфічними компонентами лісових біогеоценозів, оскільки відіграють важливу роль у їх функціонуванні, зокрема – у міграції радіонуклідів [9, 13]. Внесок грибів у кругообіг ^{137}Cs в них у кілька разів перевищує внески деревного і трав'янисто-чагарникового ярусу. Гриби також є одним із головних факторів, що визначають роль підстилки як біохімічного бар'єра на шляху вертикальної міграції радіонуклідів у лісових екосистемах [6, 19] і можуть слугувати біоіндикаторами радіоактивного забруднення довкілля [6, 35].

На інтенсивність нагромадження ^{137}Cs у плодові тіла грибів визначальну роль відіграє їх належність до певної трофічної групи [6, 19, 22]. Оскільки кожному виду грибів притаманна певна глибина залягання міцелію [9, 17], то очевидно, що накопичення їхніми плодовими тілами радіонукліда буде визначатися насамперед наявністю останнього у відповідному шарі поживного субстрату [17] в доступній для поглинання формі. Суттєвими є й умови зростання грибів, насамперед тип ґрунту і кліматичні фактори [9, 13]. Спостерігається також і сезонна залежність здатності до накопичення радіоцезію грибами одного виду в одному і тому ж місці зростання. Так, автор [7] стверджує, що упродовж сезону вміст ^{137}Cs у відібраних на одній і тій же ділянці грибах може відрізнитися на порядок. Є дані і про вікову залежність вмісту радіоцезію в грибах – молоді та старі гриби одного виду, зібрані на одному місці, мають різну питому активність радіоцезію, причому з досяганням гриба змінюється і вміст радіонукліда в його шапці та ніжці – в шапці його стає більше [21, 33].

Видова залежність забруднення ^{137}Cs відібраних на території ШНПП (липень 2009 р.) та КНПП (серпень 2009 р.) грибів показана на рис. 1. Як видно, загалом рівень забруднення грибів у ШНПП значно вищий, ніж у КНПП, незважаючи на згадану вище різницю у забрудненні ґрунтів. Очевидно, визначальну роль у його формуванні відіграє глибина залягання міцелію кожного виду грибів, а також закріплення радіонукліда на ґрунтових комплексах, яке є значно вищим у буроземних ґрунтах порівняно з кислими ґрунтами Полісся [3].

Внутривидова залежність здатності до накопичення радіоцезію грибами досліджувалася на прикладі чи не найпоширеніших у лісах України представників сімейства пластинчастих грибів Сироїжкових (*Russulaceae*), відібраних на території ШНПП у липні 2009 р. Питома активність досліджених шапок і ніжок досліджених грибів показана на рис. 2. Значні відмінності у здатності накопичувати радіонуклід представниками одного сімейства зумовлені, враховуючи однакові умови зростання (гриби відібрані на одній ділянці лісу з практично однаковим ґрунтовим покривом у північному околі оз. Пісочне), очевидно, саме різницею у глибині залягання міцелію окремих видів грибів сімейства – найбільш забрудненими при однакових умовах зростання будуть ті види грибів, міцелій яких розміщений у шарі ґрунту з найбільшою кількістю доступного для засвоєння ним радіонукліда. Напевно, саме цим значною мірою і зумовлені відмінності у рангуванні грибів за їх здатністю накопичувати ^{137}Cs , які наведені у роботах різних авторів [6, 9, 13].

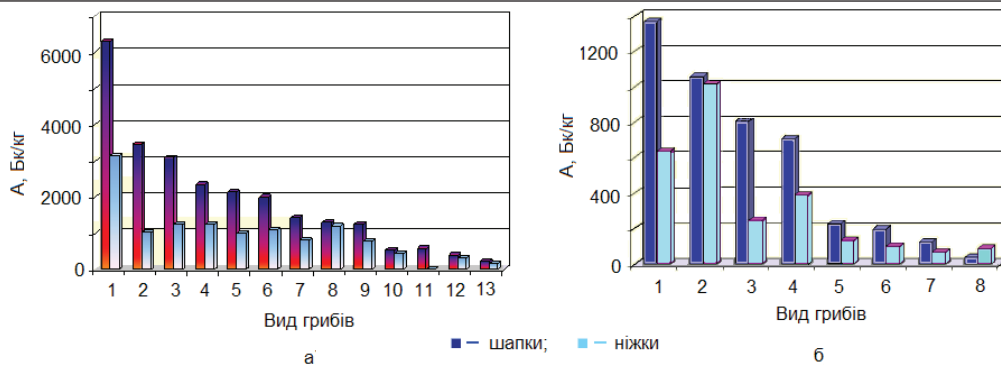


Рис. 1. Видова залежність вмісту ^{137}Cs у грибах з ШНПП (а) та КНПП (б) (відбір 2009 р.): а: 1 – гірчак (*Boletus felleus*); 2 – сиріюжка красива (*Russula rosea*); 3 – сиріюжка зелено-бура (*Russula heterophylla*); 4 – сиріюжка охряно-жовта (*Russula ochroleuca*); 5 – сиріюжка жовта (*Russula claroflava*); 6 – сиріюжка вицвітаюча (*Russula decolorans*); 7 – сиріюжка пурпурно-коричнева (*Russula badia*); 8 – лисичка (*Cantharellus cibarius*); 9 – сиріюжка болотна (*Russula paludosa*); 10 – сиріюжка синьо-зелена (*Russula cyanoxanitha*); 11 – склеродерма (*Scleroderma*); 12 – білий гриб (*Boletus edulis*); 13 – моховик (*Boletus subtomentosus*); б: 1 – кольчак жовтий (*Hydnum repandum*); 2 – польський гриб (*Boletus badius*); 3 – білий гриб (*Boletus edulis*); 4 – кольчак їжанець (*Hydnum erinaceum*); 5 – підосичник (*Boletus aurantiacus*); 6 – сиріюжка їстівна (*Russula vesca*); 7 – сатанинський гриб (*Boletus satanas*); 8 – опеньки осінні (*Armillaria mellea*).

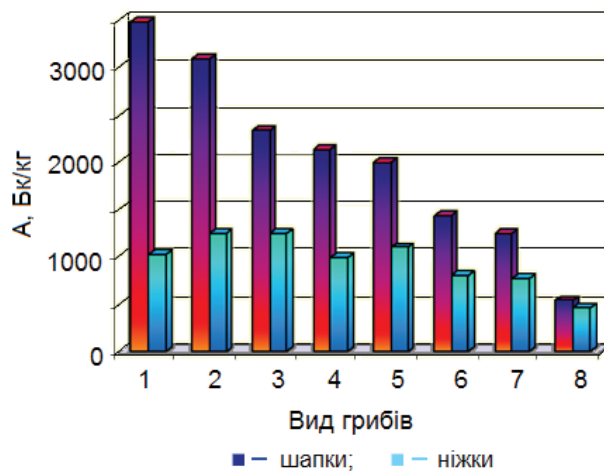


Рис. 2. Активність ^{137}Cs у сиріюжках (суха маса) з ШНПП (відбір – липень 2009 р.): 1 – красива (*Russula rosea*); 2 – зелено-бура (*Russula heterophylla*); 3 – охряно-жовта (*Russula ochroleuca*); 4 – жовта (*Russula claroflava*); 5 – вицвітаюча (*Russula decolorans*); 6 – пурпурно-коричнева (*Russula badia*); 7 – болотна (*Russula paludosa*); 8 – синьо-зелена (*Russula cyanoxanitha*).

У всіх видів досліджуваних грибів (за винятком опеньків) спостерігалось перевищення вмісту ^{137}Cs у шапках порівняно з їх ніжками, що добре узгоджується з [21, 33].

З точки зору вкладу грибів у кругообіг радіоактивних елементів у лісових біоценозах, а особливо в додаткову дозу опромінення людей, важливим є мати дані не тільки про їх

забруднення у даний момент часу, але і про його зміну з часом. Динаміка зміни протягом 2004-2011 рр. вмісту ^{137}Cs (А, Бк/кг) та коефіцієнтів переходу ($K_{\text{п}}$, $\times 10^{-3}$ м²/кг) у деяких найпоширеніших і таких, що найбільше використовуються в їжу, грибах з ШНПП (відбір здійснювався у першій половині липня відповідного року) та КНПП (відбір здійснювався у кінці серпня – першій половині вересня відповідного року) показана в табл. 2.

Як видно з наведених у табл. 2 даних, у всі роки спостерігається порівнянний (і навіть значно більший у ШНПП порівняно з КНПП) вміст радіонукліда в грибах при більших майже у 8 разів значеннях щільності забруднення ґрунтів радіоцезієм у Чорногорі. Спостережувані значні розкиди значень показників забруднення грибів для одного року зумовлені, очевидно, різними умовами зростання, адже гриби відбиралися на різних ділянках територій парків і характеризують віріації накопичення саме стосовно цих територій. Відомо, що залежно від умов зростання, зокрема, від виду ґрунту, кількість накопиченого радіонукліда в плодкових тілах гриба може варіювати в десятки разів [33]. У той же час не спостерігається якоїсь чіткої тенденції до помітного зменшення з часом вмісту ^{137}Cs у плодкових тілах грибів, що узгоджується з відомими з літератури даними [9]. Тоді як проведені нами раніше [28] дослідження показали тенденцію до зменшення вмісту радіонукліда у верхньому 20-см шарі ґрунту у ШНПП з роками, яка описується як $0.96\text{exp}(-0.0251t)$ ($R^2=0.73$).

Таблиця 2

Динаміка зміни вмісту ^{137}Cs (А, Бк/кг) і коефіцієнта переходу ($K_{\text{п}}$, 10^{-3} м²/кг) у грибах з ШНПП та КНПП протягом 2004–2011 рр.

Рік	Вид грибів															
	Білий гриб				Польський гриб				Лисички				Кольчак-їжанець			
	ШНПП		КНПП		ШНПП		КНПП		ШНПП		КНПП		ШНПП		КНПП	
А	$K_{\text{п}}$	А	$K_{\text{п}}$	А	$K_{\text{п}}$	А	$K_{\text{п}}$	А	$K_{\text{п}}$	А	$K_{\text{п}}$	А	$K_{\text{п}}$	А	$K_{\text{п}}$	
2004	417-627	112-169	76-778	3-35	1560-1691	421-457	622-1500	28-68	2376-3127	642-845	-	-	8750-15400	2364-4162	-	-
2005	275-529	74-142	-	-	-	-	-	-	1550-1620	418-437	202-314	9-14	-	-	-	-
2006	-	-	237-907	11-41	2230-3370	602-910	252-255	11-12	-	-	256-599	11-27	8160	2205	-	-
2007	765-1280	206-345	-	-	3200-4610	864-1245	-	-	1020-1100	275-297	-	-	7970	2154	-	-
2008	864-2111	233-571	-	-	6220-7390	1681-1997	-	-	-	-	-	-	5580-6400	1508-1729	-	-
2009	319-397	86-107	248-805	11-36	-	-	1020-2540	46-115	1200-1320	324-356	-	-	-	-	389-706	17-32
2010	661-726	178-196	271-396	12-18	233-6390	62-1727	894-1060	40-48	218-3330	58-900	82-112	3,5-4,8	-	-	1100-1310	51-62
2011	106-651	28-175	32-96	1-4	1990-2420	534-656	950-1260	42-54	441-1840	119-497	218-283	9,3-12,8	-	-	-	-

Зазначені відмінності у накопиченні радіонукліда рослинами та грибами КНПП і ШНПП зумовлені не так його загальною кількістю в родючому шарі ґрунту, як фазою, в який він міститься у ґрунті, та, відповідно, різною доступністю до засвоєння кореневими системами рослин і міцелієм грибів. Завдяки тому, що кількість радіонукліда, який перебуває у доступній до засвоєння фазі та легко поглинається рослинами і грибами, суттєво залежить саме від типу ґрунту [9, 13], спостерігається значно більший (у деяких

випадках – на порядок) коефіцієнт переходу радіонукліда з ґрунту в рослини (плодові тіла грибів) для кислих ґрунтів Полісся, ніж для буроземних ґрунтів Карпат. Враховуючи те, що наявний у ґрунтах Полісся та Карпат ^{137}Cs перебуває в основному у закріпленому стані та що з плином часу закріплення радіонукліда на глинистих комплексах ґрунту має тенденцію до зростання [3, 24, 29, 30], у майбутні роки радіоактивне забруднення рослин і грибів на територіях досліджуваних національних парків (та й інших територій нашої держави) визначатиметься головню зміною наявного у ґрунті радіоцезію за рахунок його природного розпаду, а вплив міграції радіонукліда на ці процеси буде порівняно незначним.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України. К.: Атіка, 2006. 223 с.
2. *Алексахин Р. М., Васильев А. В., Дикарев В. Г.* и др. Сельскохозяйственная радиоэкология. М.: Экология, 1992. 400 с.
3. *Богдевич И. М., Тарасюк С. В., Новикова И. И.* и др. Вертикальная миграция радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах земель запаса и доступность их растениям // Весці Нацыянальнай акадэміі Навук Беларусі. Сер. аграрных навук. 2013. № 3. С. 58–70.
4. *Генсірук С. А.* Ліси України. Львів: НТШ, УкрДЛТУ, 2002. 492 с.
5. *Грабовський В. А., Дзендзелюк О. С., Трофімук А. В.* Українські Карпати: 25 років після Чорнобиля // Наук. вісн. Ужгород. ун-ту. Сер. фізика. 2011. Вип. 29. С. 9–17.
6. *Гродзинська Г., Сирчин С., Кучма М., Коніщук В.* Макроміцети – біоіндикатори забруднення радіоцезієм лісових екосистем України // Вісн. НАН України. 2008. № 9. С. 26–37.
7. *Зарубина Н. Е.* Сезонная динамика содержания ^{137}Cs в грибах // Ядерна фізика та енергетика. 2007. № 1 (19). С. 129–133.
8. *Кадука М. В.* Роль грибов в формировании дозы внутреннего облучения населения после аварии на Чернобыльской АЭС: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 2001. 23 с.
9. *Краснов В. П., Орлов О. О., Бузун В. О.* та ін. Прикладна радіоекологія лісу. Житомир: Полісся, 2007. 680 с.
10. Методика комплексного радіаційного обстеження забруднених унаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком зони відчуження). К.: Атіка-Н, 2007. 60 с.
11. *Орлов А. А.* Аккумуляция техногенных радионуклидов дикорастущими ягодными и лекарственными растениями лесов // Чернобыль дайджест 98 – 2000. Вып. 6. Минск: Право и экономика, 2001. 189 с.
12. Охорона навколишнього природного середовища в Україні. 1994–1995. К.: Вид-во Раєвського, 1997. 95 с.
13. *Переволоцкий А. Н.* Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. 255 с.
14. Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення (у розрізі районів) / за ред. В.І. Холоші. К.: ВЕТА, 2008. 49 с.
15. *Стойко С. М.* Географічні закономірності висотної диференціації рослинного покриву в Українських Карпатах // Наук. вісник УкрДЛТУ: Лісівницькі дослідження на Україні. Львів: УкрДЛТУ. 2003. Вип. 13.3. С. 42–52.
16. Физические величины: справочник / под ред. И.С. Григорьева, Е.З. Мейлихова. М.: Энергоатомиздат, 1991. 1232 с.
17. *Цветнова О. Б., Щеглов А. И.* Аккумуляция ^{137}Cs высшими грибами и их роль в биогеохимической миграции нуклида в лесных экосистемах // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 1996. № 4. С. 59–69.

18. Чернобыльская катастрофа / под ред. В.Г. Барьяхтара. К.: Наукова думка, 1995. 560 с.
19. 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.
20. Atlas of radiocaesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. Luxembourg. Office for official publications of the European Communities. Luxembourg, 1998. 63 p.
21. Baeza A., Guillen F. J., Salas A., Manjon J. L. Distribution of radionuclides in different parts of a mushroom: Influence of the degree of maturity // Sci. Total Environ. 2006. Vol. 359. P. 255–266.
22. Bakken L. R., Olsen R. A. Accumulation of radiocaesium in fungi // Can. J. Microbiol. 1990. Vol. 36. P. 704–710.
23. Calmon P., Thiry Y., Zibold G. et al. Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review // J. Environ. Radioact. 2009. Vol. 100. Is. 9. P. 757–766.
24. Carver A. M., Hinton T. G., Fjeld R. A., Kaplan D. I. Reduced plant uptake of ^{137}Cs grown in Illite-amended sediments // Water Air Soil Pollut. 2007. Vol. 185. P. 255–263.
25. Duff M. C., Ramsey M. L. Accumulation of radiocesium by mushrooms in the environment: a literature review // J. Environ. Radioact. 2008. Vol. 99. P. 912–993.
26. Gaso M. I., Segovia N., Cervantes M. L. et al. Internal radiation dose from Cs-137 due to the consumption of mushrooms from a Mexican temperate mixed forest // Radiation Protection Dosimetry. Vol. 87. 2000. P. 213–216.
27. Gillett G., Crout N. M. J. A review of ^{137}Cs transfer to fungi and consequences for modelling environmental transfer // J. Environ. Radioact. 2000. Vol. 48. No. 1. P. 95–121.
28. Grabovskyy V. A., Dzdzelyuk O. S., Kushnir O. S. Temporal and seasonal variations of radiocaesium content in some plants from the western part of Ukrainian Polesye // J. Environ. Radioact. 2013. Vol. 117. P. 2–8.
29. Grandia F., Sena C., Arcos D. et al. Modelling the radionuclide transfer from bedrock to surface systems at Forsmark site (Sweden) // Radioprotection. 2009. Vol. 44. No 5. P. 333–338.
30. Grytsyuk N., Arapis G., Davydchuk V. Root uptake of ^{137}Cs by natural and semi-natural grasses as a function of texture and moisture of soils // J. Environ. Radioact. 2006. Vol. 85. P. 48–58.
31. Guivarch A., Hinsinger P., Staunton S. Root uptake and distribution of radiocaesium from contaminated soils and the enhancement of Cs adsorption in the rhizosphere // Plant and Soil. 1999. Vol. 211. P. 131–138.
32. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2010. 194 p.
33. Heinrich G. Distribution of Radiocesium in the Different Parts of Mushrooms // J. Environ. Radioact. 1993. Vol. 18. P. 229–245.
34. Hrabovskyy V., Dzdzelyuk O., Katerynychuk I., Furgala Y. Monitoring of radionuclides contamination of soils in Shatsk National Natural Park (Volyn Region, Ukraine) during 1994–2001 // J. Environ. Radioact. 2004. Vol. 72. P. 25–33.
35. Kalac P. A review of edible mushroom radioactivity // Food Chemistry. 2001. Vol. 75. P. 29–35.
36. Linkov I., Yoshida S., Steiner M. Fungi contaminated by radionuclides: critical review of approaches to modeling // Proc of the 10th Int. Congress of the Int. Radiat. Protect. Assoc. (IRPA-10). 14–19 May 2000, Hiroshima, Japan. 2000. P-4b-255.
37. Massas I., Skarlou V., Haidouti C. Plant uptake of ^{134}Cs in relation to soil properties and time. // J. Environ. Radioact. 2002. Vol. 59. P. 245–255.
38. Nimis P. L. Radiocesium in plants of forest ecosystems // Studia Geobotanica. 1996. Vol. 15. P. 3–49.
39. Shutov V. N., Bruk G. Ya., Basalaeva L. N. et al. The role of mushrooms and berries in the formulation of internal exposure doses to the population of Russia after the Chernobyl accident // Radiation Protection Dosimetry. 1996. Vol. 67. P. 55–64.

40. Steiner M., Linkov I., Yoshida S. The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems // J. Environ. Radioact. 2002. Vol. 58. Is. 2–3. P. 217–241.
41. Zhu Y-G., Smolders E. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application // J. Experimental Botany. 2000. Vol. 51. No. 351. P. 1635–1645.

Стаття: надійшла до редакції 07.11.13

доопрацьована 13.01.14

прийнята до друку 06.10.14

RADIOACTIVE CESIUM CONTAMINATION OF SOME SPECIES OF PLANTS AND FUNGI FROM SHATSK AND CARPATHIAN NATIONAL PARKS

V. A. Grabovskyi, O. S. Dzendzeluk, A.V. Trofimuk

*Ivan Franko National University of Lviv
107, General Tarnavskiy St., Lviv 79017, Ukraine
e-mail: v_grabovskyi@lnu.edu.ua*

The results of the study of radioactive cesium contamination of certain plants and fungi from the territories of the Shatsk and Carpathian National Parks Ukraine are presented. Interspecific and intraspecific dependences of ^{137}Cs contamination of plants and fungi as well as the factors that affect them were analyzed. The decisive influences of the degree of fixing radionuclide on the soil's complexes on its transition into plants are noted. The conclusions about the need to consider of the root systems of plants and fungal mycelium depth placement, profiles of the radionuclide content in the depth of soil and type of soil when analyzing the radioactive cesium from soil to plants transition were made.

Keywords: contamination, radiocaesium, transfer factor, plants, fungi.

ЗАГРЯЗНЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫМ ЦЕЗИЕМ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ РАСТЕНИЙ И ГРИБОВ КАРПАТСКОГО И ШАЦКОГО НАЦИОНАЛЬНЫХ ПРИРОДНЫХ ПАРКОВ

В. Грабовский, О. Дзендзелюк, А. Трофимук

*Львовский национальный университет имени Ивана Франко
ул. ген. Тарнавского, 107, Львов 79017, Украина
e-mail: v_grabovskyi@lnu.edu.ua*

Представлены результаты исследования загрязнения радиоактивным цезием некоторых растений и грибов с территорий Карпатского и Шацкого национальных парков Украины. Проанализирована видовая и внутривидовая зависимость уровня загрязнения ^{137}Cs органов растений и грибов, а также факторы, которые на них влияют. Отмечено определяющее влияние степени закрепления радионуклида на грунтовых комплексах на его переход в растения. Сделан вывод о необходимости при анализе особенностей перехода радиоцезия из почвы в растения учитывать глубину залегания корневых систем растений и мицелия грибов, профили распределения содержания радионуклида в почве по глубине и тип почвы.

Ключевые слова: радиоактивное загрязнение, радиоцезий, коэффициент перехода, растения, грибы.