

ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ, ПРИЛЕГАЮЩИХ К 30-КИЛОМЕТРОВОЙ ЗОНЕ ЧАЭС

Проведены исследования вертикальной миграции радионуклидов чернобыльского происхождения в лесных экосистемах Черниговской области. Выполнены γ - и β -спектрометрические исследования образцов почвы, зафиксировано наличие ^{137}Cs , ^{241}Am и ^{90}Sr во всех почвенных разрезах. В работе исследовано накопление техногенных радионуклидов грибами. Проведена консервативная оценка доз внутреннего облучения населения за счет потребления в пищу грибов в отдаленный период после аварии на ЧАЭС.

Ключевые слова: радионуклиды, миграция, почвы, цезий, стронций, америций, грибы, дозы облучения.

Проведено дослідження вертикальної міграції радіонуклідів чорнобильського походження в лісових екосистемах Чернігівської області. Виконано γ - і β -спектрометричні дослідження зразків ґрунту, зафіксовано присутність ^{137}Cs , ^{241}Am і ^{90}Sr у всіх ґрунтових розрізах. У роботі досліджено накопичення техногенних радіонуклідів грибами. Проведено консервативну оцінку доз внутрішнього опромінення населення за рахунок вживання в їжу грибів у віддалений період після аварії на ЧАЕС.

Ключові слова: радіонукліди, міграція, ґрунти, цезій, стронцій, америцій, гриби, дози опромінення.

Research of the vertical migration of Chernobyl origin radionuclides were executed in the forest ecosystems of Chernihiv region. The presence of ^{137}Cs , ^{241}Am and ^{90}Sr were detected in all soil profiles using the γ - and β -spectrometric studies of soil samples. Accumulations of anthropogenic radionuclides were investigated in mushrooms. The conservative estimation of the population internal dose on the account of mushrooms consumption was carried out for the remote period after the Chernobyl accident.

Key words: radionuclide migration, soil, cesium, strontium, americium, mushrooms, doses

Техногенная авария на Чернобыльской АЭС привела к значительному неоднородному загрязнению радионуклидами обширных территорий. До настоящего времени исследования поведения радионуклидов в почвах проводили, главным образом, в пределах 30 км Чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО) [1-5]. За пределами ЧЗО выпадения носили в основном конденсационный характер. Однако в некоторых регионах в таких выпадениях присутствовала и значительная доля топливной компоненты [5]. Поэтому в почвах этих территорий присутствуют такие радионуклиды, как ^{90}Sr , ^{137}Cs , так и трансурановые изотопы в соотношениях, характерных для облученного ядерного топлива. Кроме того, хотелось бы отметить, что сведений о поведении радионуклидов в лесных экосистемах за пределами ЧЗО недостаточно, и они носят фрагментарный характер. В тоже время именно в лесных экосистемах наименее ощущается влияние антропогенного воздействия, и это позволяет изучать природные

процессы миграции радионуклидов в окружающей среде, а также исследовать движение радионуклидов по трофическим цепочкам.

Одним из важнейших компонентов лесной экосистемы являются микро- и макромицеты. Они играют ключевую роль в мобилизации и переносе питательных веществ и радионуклидов. Грибы накапливают на несколько порядков больше радионуклидов, чем растения [6; 7]. При употреблении в пищу грибов, собранных на радиационно загрязненных территориях, существует высокая опасность внутреннего облучения населения.

В связи с вышеизложенным, проведение исследований миграционных процессов за пределами (ЧЗО), на территориях с низким содержанием радионуклидов в окружающей среде, представляет большой научный интерес.

Целью работы является оценка уровней загрязнения территории и интенсивности накопления техногенных радионуклидов грибами в лесных экосистемах,

прилегающих к 30-километровой зоне, а также оценка доз внутреннего облучения населения за счет потребления в пищу грибов.

Материалы и методы

Объектами исследований в лесных экосистемах были почва и различные виды грибов, высшие макромицеты – наиболее часто встречаемые на исследуемой территории. Образцы для исследований отбирали в осенний период. Пробы почвы отбирались методом конверта с помощью пробоотборника длиной 30 см и диаметром 4,5 см, с дальнейшим разделением пробы по слоям 0-2 см, 2-4 см, 4-7 см, 7-10 см, 10-15 см, 15-20 см, 20-25 см, 25-30 см, начиная с нижнего слоя.

Отобранные пробы грибов были разделены по видам, очищены от частичек почвы и растительных остатков. Пробы грибов сушили при 65 °С в сушильном шкафу, определяли сухую массу образцов.

Во всех пробах (почва, грибы) определяли содержание γ -излучающих радионуклидов на γ -спектрометре со сверхчистым германиевым детектором (Canberra, США) с кристаллом 200 см³, с тонким входным бериллиевым окном, энергетическим разрешением 1,9 кэВ по γ -линии 1,33 МэВ ⁶⁰Co, находящимся в низкофоновой чугунной защите. Для калибровки по энергии и интенсивности использовались стандартные γ -источники. Энергетическая шкала спектров была в диапазоне от 40 до 1700 кэВ, что позволяло четко регистрировать характерные γ -линии таких изотопов, как: ²⁴¹Am (59,5 кэВ); ¹³⁷Cs (661,7 кэВ); ⁴⁰K (1460,8 кэВ). Поскольку мы имели дело с пробами, в которых присутствовала небольшая активность, то время измерения образцов определяли в зависимости от скорости формирования пика γ -линии 661 кэВ так, чтобы обеспечивалась статистическая погрешность 3-5 %. Обработку спектров проводили с использованием программы WINSPEC-RUM [8].

Удельную активность ⁹⁰Sr в образцах определяли на β -спектрометре «СЭБ-50». Измеренные β -спектры обрабатывали с использованием модифицированной программы «Бета +» путем сопоставления со спектрами стандартных источников (⁹⁰Sr + ⁹⁰Y, ¹³⁷Cs, ⁴⁰K и суммы ⁹⁰Sr + ⁹⁰Y и ¹³⁷Cs) и фона. Избирательно проводили сравнение результатов измерений проведенных различными методами (метод толстых проб, радиохимия), установлена хорошая корреляция в пределах 15-20 %.

Результаты исследований

Исследования поведения радионуклидов проводили в лесных экосистемах Козелецкого района Черниговской области. Для исследований была выбрана территория с небольшим холмистым рельефом между населенными пунктами Карпиловка и Десна. Выбор местности обусловлен тем, что в этом регионе нами ранее в 1990-е годы уже проводились радиэкологические исследования. Уровни поверхностного загрязнения почв ¹³⁷Cs были ~ 1 Ки/км², что является условно чистой зоной. Однако на этих территориях наблюдалось повышенное содержание ⁹⁰Sr (А ~ 0,5 Ки/км²). Отбор проб проводился в смешанном лесу, на участках, где не наблюдались следы антропогенного воздействия. Для данной местности характерны дерново-подзолистые песчаные почвы. Мощность экспозиционной дозы в местах отбора проб почвы варьировала от 18 до 25 мкР/ч.

В результате проведенных измерений выявлено наличие радионуклидов: ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, а также ²⁴¹Am, который мы ранее не регистрировали. Это связано с тем, что с годами после аварии количество ²⁴¹Am в окружающей среде увеличилось (и будет постоянно увеличиваться, и достигнет максимума к середине XXI в., превысив свой начальный уровень в 40 раз).

В качестве примера представлены γ -спектры верхнего слоя почвы (рис. 1).

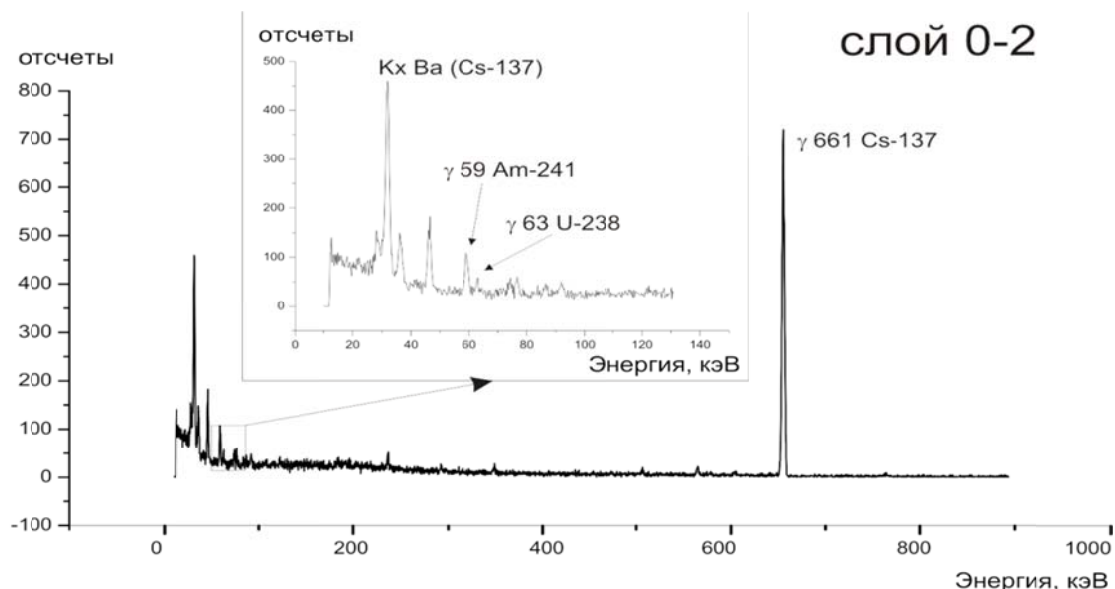


Рис. 1. Фрагмент γ -спектра верхнего слоя почвы исследуемой территории, а – низкоэнергетическая область спектра

Средние значения удельной активности радионуклидов в образцах почвы верхнего слоя (0-2 см) были: ^{137}Cs – 1,02 кБк/кг; ^{90}Sr – 0,71 кБк/кг; ^{40}K – 0,15 кБк/кг, ^{241}Am – 0,02 кБк/кг. Соотношения активностей $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ соответствуют соотношению, которое мы наблюдали в 30-километровой зоне [4].

Основной вклад в суммарную загрязненность данной местности вносят радионуклиды ^{137}Cs (54 %) и ^{90}Sr (37 %). На рис. 3 представлено распределение радионуклидов в почве до глубины 30 см в изученных разрезах лесных почв.

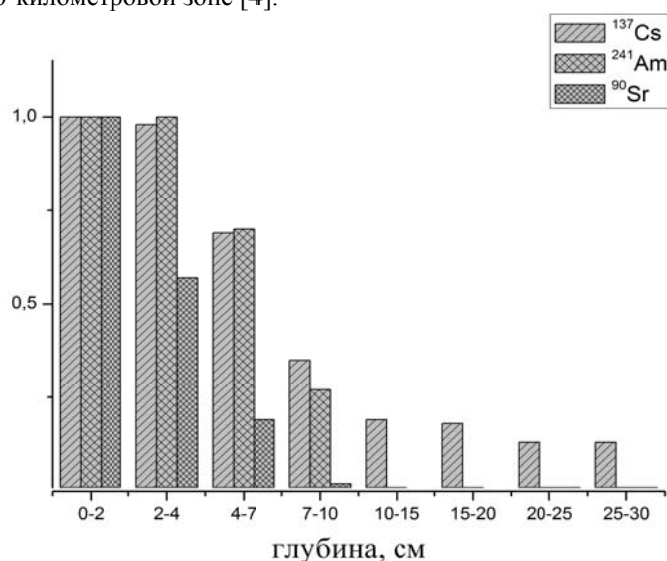


Рис. 2. Распределение радионуклидов в почве до глубины 30 см в изученных почвенных разрезах

Проведенные исследования показали, что в настоящий период основная часть радиоактивных выпадений около 80 % по-прежнему сосредоточена в верхнем горизонте почвы (0-4 см), где они, по-видимому, хорошо удерживаются органическими и минеральными компонентами. Приведенные данные свидетельствуют о том, что основная часть радиоактивных изотопов находится на протяжении десятилетий в корнеобитаемом слое почвы.

Плотность загрязнения территории техногенными радионуклидами составляет: ^{137}Cs – 25,2 кБк/м²; ^{90}Sr – 10,3 кБк/м²; ^{241}Am – 0,6 кБк/м².

Таблица 1

Представлены уровни загрязнения данной территории в 1990 и 2011 гг.

	Плотность загрязнения Ки/км ²			
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am	^{144}Ce
1990	0,71	0,45	–	0,33
2011	0,68	0,27	0,02	–

Из этих данных нами проведена оценка периодов полуочистения верхнего 5-сантиметрового корнеобитаемого горизонта от различных радионуклидов. Они составляют: для ^{241}Am – 140 ± 40 лет, ^{90}Sr – 90 ± 30 лет, ^{137}Cs – 77 ± 34 лет. Полученные данные указывают на то, что изменение уровней радиоактивного загрязнения территории обусловлены в основном физическим распадом радионуклидов. Анализ динамики радиационно-экологической ситуации на исследуемой территории позволяет предполагать, что в ближайшее время не ожидается существенного ее изменения. Внешнее гамма-облучение будет по-прежнему определяться суммой естественного гамма-фона и активностью ^{137}Cs . Горизонтальная миграция радионуклидов за счет воздушного и водного переноса не окажет существенного влияния на структуру радиоактивного загрязнения территории.

Хотелось бы отдельно обсудить влияние микро- и макромицетов на процессы миграции радионуклидов. Хорошо известно, что грибы являются отличными абсорбентами и переносчиками ^{137}Cs в лесную подстилку. Это способствует длительному удержанию радиоактивности в органическом слое почвы [9-11]. Это приводит к замедлению вертикальной миграции радионуклидов, благодаря чему вертикальную динамику в органических горизонтах лесной почвы можно считать почти стационарной.

Расчеты некоторых исследователей свидетельствуют о том, что роль грибов в биогеохимическом цикле ^{137}Cs намного превышает вклад высших растений. В лесных экосистемах, по разным оценкам, доля ^{137}Cs в грибах может составлять до 70 % [12; 13]. Следует подчеркнуть, что грибы также являются традиционным продуктом питания населения Украины, особенно проживающего на территориях, примыкающим к лесным массивам. Поэтому достаточно важно сделать оценку вклада радиоактивности в грибах в дозовые нагрузки населения.

Спектротрические исследования плодовых тел грибов выявили следующие радионуклиды: природный ^{40}K , техногенные ^{137}Cs и ^{90}Sr . В исследованных видах грибов (табл. 3) из техногенных радионуклидов, присутствующих в почвах, наиболее активно накапливается ^{137}Cs , который регистрировали во всех собранных образцах. Наблюдали ярко выраженные видовые различия в уровнях накопления радионуклидов. Удельная активность ^{137}Cs в грибах разных видов варьировала от 8,8 до 240 кБк/кг. Среди изученных видов грибов биоиндикативные свойства проявляют *Cortinarius praestans* – паутинник съедобный: это обусловлено максимально высокими уровнями содержания ^{137}Cs и широкой распространенностью на данной территории. В научной литературе [6]

имеются сведения о чрезвычайно высоких уровнях накопления ¹³⁷Cs, вне зависимости от уровня загрязнения территории, представителями микосимбиотрофных семейств паутинниковых. В последующие годы по мере проникновения радионуклидов в более глубокие слои биоиндикаторами могут стать другие виды грибов, мицелий которых расположен в более глубоких слоях почвы. Наименьшая удельная активность ¹³⁷Cs оказалась у *Russula xerampelina* (сыроежка), *Cantharellus cibarius* (лисичка) и *Suillus luteus* (масленок) – 5,4; 8,8; и 12,9 Бк/г сухой массы соответственно.

Установлено, что грибы намного сильнее аккумулируют ¹³⁷Cs, чем ⁴⁰K, несмотря на то, что они оба являются одновалентными элементами. Относи-

тельная удельная активность ⁴⁰K в плодовых телах была в 4-6 раз ниже. Содержание ⁴⁰K в грибах практически не зависело от вида и составляло в среднем 3,7 кБк/кг. Несмотря на то, что ¹³⁷Cs является химическим аналогом K, концентрации ¹³⁷Cs и ⁴⁰K не коррелирует между собой. Это говорит о том, что в данном случае ¹³⁷Cs нельзя рассматривать как полный химический аналог K.

Значение удельной активности ⁹⁰Sr у разных видов было в диапазоне 1,2-4,7 кБк/кг. Это указывает на то, что накопление ⁹⁰Sr дикорастущими грибами происходит менее интенсивно. Результаты исследований о концентрациях ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr приведены в табл. 2.

Таблица 2

Аккумуляция ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в плодовых телах грибов, кБк/г сухой массы

Вид грибов	Удельная активность радионуклидов, кБк/кг		
	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁹⁰ Sr
Съедобные			
<i>Cortinarius praestans</i> – паутинник съедобный	193 ± 22	4,1	4,7
<i>Boletus edulis</i> – белый гриб	0,20 ± 0,15	4,0	< 1
<i>Armillariella mellea</i> – опенок настоящий	0,52 ± 0,20	3,7	< 2
<i>Cantharellus cibarius</i> – лисичка	8,8 ± 1,3	5,3	< 4
<i>Russula vesca</i> – сыроежка съедобная	31 ± 5	4,5	4
<i>Boletus badius</i> – польский гриб	15,4 ± 2,3	2,2	2,8
<i>Russula cyanoxantha</i> – сыроежка сине-зеленая	45 ± 7	1,8	3,4
<i>Suillus luteus</i> – масленок обыкновенный	12,9 ± 1,9	2,8	3
<i>Russula xerampelina</i> – сыроежка буреющая	5,4 ± 0,8	4,2	1,2
Условно съедобные			
<i>Lepista gilva</i> – леписта золотистая	68 ± 10		4,5
<i>Lactarius turpis</i> – груздь оливково-черный	15,8 ± 2,4	1,9	1,2
<i>Amanita rubescens</i> – мухомор краснеющий -	50 ± 8	5,1	7,9
Ядовитые			
<i>Lactarius helvus</i> – Н, в свежем виде – Я	48 ± 7	4,7	5,3

* погрешность при определении ⁹⁰Sr составляла не более 30 %

Приведенные в таблице данные свидетельствуют, о том, что удельная активность ¹³⁷Cs в плодовых телах многих видов грибов превышает действующие санитарно-гигиенические нормативы. Согласно допустимых уровней содержания радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в продуктах питания и питьевой воде (ДР-2006), удельная активность ¹³⁷Cs в сушеных грибах не должна превышать 2500 Бк/кг, а в свежих – 500 Бк/кг [12].

Отметим также, что в плодовых телах грибов радионуклиды накапливаются неодинаково. В шляпках грибов концентрация радионуклидов ¹³⁷Cs была в 1,7-2,5 раза выше, чем в ножках, что объясняется более интенсивным поступлением минеральных веществ в шляпку в связи с происходящими в ней процессами спорообразования. Установлено, что удельная активность ⁴⁰K примерно одинакова в различных частях исследуемых грибов.

Было проведено также изучение зависимости накопления радионуклидов плодовыми телами грибов

от уровня загрязнения почв. Интенсивность переноса радионуклидов из почвы в грибы характеризует коэффициент накопления (КН), который равен отношению удельной активности радионуклида в грибе (Бк/кг) к удельной активности радионуклида в почве (Бк/кг).

$$\hat{E}I = \frac{A_f}{A_s}, \quad (1)$$

где A_f – удельная активности радионуклида в плодном теле гриба, A_s – удельная активности радионуклида в почве. Для адекватности расчета КН использовали удельные активности проб почвы, отобранные вблизи места сбора грибов. Межвидовые различия средних значений КН ¹³⁷Cs у макромицетов были существенными (табл. 3). Согласно данным литературы, коэффициент перехода зависит как от вида макромицетов, так и от района сбора. Наиболее сильно КН зависит от видовой принадлежности гриба и может отличаться на несколько порядков.

Таблица 3

Коэффициенты накопления (КН) ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в грибах

Вид грибов	Коэффициенты накопления (КН)	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
<i>Cortinarius praestans</i> – паутинник съедобный, С	10,21	0,5
<i>Cantharellus cibarius</i> – лисичка, С	0,47	0,4
<i>Armillariella mellea</i> – опенок настоящий – С	0,03	0,1
<i>Boletus edulis</i> – белый гриб – С	0,01	0,2

Boletus badius – польський гриб – С	0,83	0,3
Russula vesca – сирієжка їстівна С	1,64	0,4
Russula cyanoxantha – сирієжка синьо-зелена – С	2,47	0,34
Suillus luteus – масленок звичайний – С	0,70	0,3
Russula xerampelina – сирієжка буріюча – С	0,29	0,1

Середнє значення КН для ^{137}Cs – 1,92. ^{90}Sr більш слабо накоплюється в плодових тілах грибів, відповідні середні значення КН для даного радіонукліда були КН = 0,33.

Широке розповсюдження багатьох видів їстівних грибів в Українських лісах і їх традиційне використання в їжу місцевим населенням обумовлює надходження значительних активностей радіонуклідів по їдальнім ланцюжкам з лісу до людини і може створювати суттєву дозову навантаження. Виконані к поточному часу роботи показують довготривалий характер цього фактора [14-15]. Нами оцінені величини дозових навантажень населення за рахунок вживання грибів, виростаючих на досліджуваних територіях. Розрахунок доз проводили з використанням результатів вимірювань удільної активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в грибах [16]. Формула розрахунок ефективної дози має вигляд:

$$E_{\text{НП}}^{\text{int}} = d_k \cdot \sum_i A_i \cdot V_i^{\text{эфф}} \cdot K_i, \text{ мЗв/год}, \quad (2)$$

де: A_i – середня удільна активність ^{137}Cs , Бк/кг; $V_i^{\text{эфф}}$ – ефективне річне вживання грибів, кг/рік; для розрахунок використали величину вживання – 10 кг/рік; K_i – коефіцієнт зменшення вмісту ^{137}Cs в готовому їдальньому продукті порівняно з початковим, внаслідок його кулінарної обробки, відн. од.; $K_i = 0,5$ для грибів; d_k – дозовий коефіцієнт для надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr в організм людини з їдальнею, мЗв/Бк.

З зображень консервативності при розрахунок величини $E_{\text{НП}}^{\text{int}}$ допустимо використовувати чисельні значення $V_i^{\text{эфф}}$, відповідні раціону харчування дорослої людини. Для розрахунок ці величини приймаються рівними: для грибів лісових (дозовий еквівалент вживання продуктів природного походження) – 10 кг/рік. Для розрахунок

ефективної дози ми використали значення удільної активності «середнього гриба», так як передбачали, що «грибна кошик» населення складається з різних видів грибів. Для оцінки доз внутрішнього облучення за рахунок вживання грибів перевагу надавали тим видам, які виростають в даній місцевості і переважно вживаються місцевими жителями. Консервативна оцінка показує, що дозова навантаження від радіонуклідів ^{137}Cs + ^{90}Sr становить ~ 1,8 мЗв/рік. Згідно нашим розрахунок, незважаючи на достатньо низьке радіоактивне забруднення ґрунту досліджуваного лісового екотопу, населення, проживаюче поблизу цієї території, отримає дозу, перевищуючу ліміт дози облучення для населення при вживанні в їжу дикоростаючих грибів. Ліміт дози облучення для населення згідно [17] становить 1 мЗв/рік. Необхідно також відзначити, що населення, проживаюче поблизу лісових масивів, може вживати значно більше кількість грибів в їжу, ніж решта населення України, що необхідно враховувати при оцінках дозових навантажень.

Також при виконанні дозових розрахунок допустимо [16] використовувати оціночні значення величини A_i отримані по формулі:

$$A_i = \hat{E} \ddot{I}_i \cdot \sigma_{137}, \text{ Бк/кг}, \quad (2)$$

де $K\Pi_i$ – коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту в гриби, $10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$; σ_{137} – поверхнева активність ^{137}Cs в ґрунті на території, кБк/м².

Оцінки, зроблені по формулі (2) для поверхневої забрудненості досліджуваної території, дають порівнювані величини з прямими вимірюваннями і наведеними вище розрахунок.

Ранжований ряд видів їстівних грибів по інтенсивності накопичення ^{137}Cs в плодових тілах наведено на рис 3.

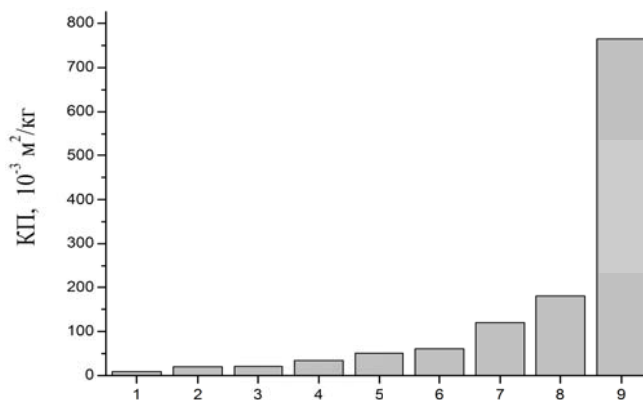


Рис. 3. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту в гриби різних видів, $10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$.

1. – Boletus edulis – білий гриб, 2. – Armillariella mellea – опенок справжній, 3 – Russula xerampelina, сирієжка буріюча, 4 – Cantharellus cibarius – лисичка, 5. – Suillus luteus – масленок звичайний, 6 – Boletus badius – польський гриб, 7 – Russula vesca – сирієжка їстівна, 8 – Russula cyanoxantha 0 сирієжка синьо-зелена, 9 – Cortinarius praestans – паутинник їстівний.

По результатам работы можно сделать следующие выводы.

В исследуемых лесных экосистемах наблюдается незначительная (по сравнению с процессами в ЧЗО) вертикальная миграция радионуклидов чернобыльского происхождения.

Период полуочистения 5-сантиметровых корнеобитаемых горизонтов почвы составляет: от ^{241}Am – 140 ± 40 лет, от ^{90}Sr – 90 ± 30 лет, от ^{137}Cs – 77 ± 34 лет. Очищение окружающей среды происходит в основном за счет процессов физического распада радионуклидов чернобыльского происхождения.

Среди исследованных видов грибов *Cortinarius praestans* – паутичник съедобный наиболее сильно накапливает ^{137}Cs и может служить биоиндикатором уровня загрязнения лесных почв.

Распределение ^{137}Cs в плодовых телах грибов неравномерно; в шляпках его содержится больше, чем в ножках.

Проведена консервативная оценка дозы внутреннего облучения населения за счет потребления грибов, установлено превышение лимита дозы облучения.

ЛІТЕРАТУРА

1. Вертикальный перенос радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах. 1. Долговременная динамика перераспределения радионуклидов в профиле почв in situ / [Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Левчук С. Е. и др.] // Радиохимия. – 1996. – Т. 38. Вып. 3. – С. 264-271.
2. Викид та забруднення території радіонуклідами у складі паливних частинок / [Кашпаров В. О., Лундін С. М., Зварич С. І. та ін.] // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2002. – № 2. – С. 22-32.
3. Дослідження вертикальної міграції радіонуклідів на території полігона «рудий ліс» / [Желтоножська М. В., Куліч Н. В., Липська А. І., Садовніков Л. В.] // Ядерна фізика та енергетика – 2011. – Т. 12. – № 4. – С. 394-400
4. Исследование поведения радионуклидов чернобыльского происхождения на территории опытных полигонов в ближней зоне ЧАЭС / [Желтоножская М. В., Кулич Н. В., Липская А. И., Музюлев П. Н.] // Ядерна фізика та енергетика. – 2010. – Т. 11. – № 3 – С. 294-301.
5. Bondarkov, Mikhail D.; Zheltonozhsky, Viktor A.; Zheltonozhskaya, Maryna V.; Kulich, Nadezhda V.; Maksimenko, Andrey M.; Farfán, Eduardo B.; Jannik, G. Timothy; Marra, James C. Vertical Migration of Radionuclides in the Vicinity of the Chernobyl Confinement Shelter. // Health Physics. 101(4):362-367, October 2011.
6. Макромицети – біоіндикатори забруднення радіо цезієм лісових екосистем України / [Гродзинська Г., Сирчин С., Кучма М., Конішук В.] // Вісн. НАН України. – 2008. – № 9. – С. 26-37
7. Зарубина Н. Е. Многолетняя динамика накопления радионуклидов грибами макромицетами после аварии на Чернобыльской АЭС / [под ред. А. И. Таскаева и др.] // Радиоэкологические исследования в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС (к 20-летию аварии на Чернобыльской АЭС) : Тр. Коми НЦ УрО РАН, № 180. – Сыктывкар, С. 152-167.
8. Атомно-ядерные эффекты в процессе внутренней конверсии гамма-лучей / [Вишневский И. Н., Желтоножский В. А., Зелинский А. Г. и др.] // Сб. научн. трудов ИЯИ. – Киев. – 1999 – С. 60-64.
9. V. Rafferty, D. Dawson and A. Kliashtorin. Decomposition in two pine forests: the mobilisation of ^{137}Cs and K from forest litter // Soil Biol. Biochem. – 1997. – V. 29, № 11/12. – P. 1673 – 1681.
10. Ясковець І. І. Прогнозування поведінки ^{137}Cs у лісових екосистемах інструментами математичного моделювання / І. І. Ясковець, Л. А. Прокопенко, Л. А. Райчук // Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. – 2009. – Вип. 134. – Ч. 1. – С. 214-222
11. Steiner M., Linkov I., Yoshida S. The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems // J. Environ. Radioactivity. – 2002. – Vol. 58. – P. 217-241.
12. Музиченко О. С. Екологічні особливості накопичення ^{137}Cs їстівними грибами в умовах Волинського Полісся / О. С. Музиченко // Наук. вісн. Волинського нац. університету ім. Лесі Українки. – 2010. – № 3. – С. 190-195.
13. Краснов В. П. Прикладная радиоэкология леса / В. П. Краснов, А. А. Орлов, В. А. Бузун, В. П. Ландин, З. М. Шелест. – Житомир : Полісся, 2007. – 679 с.
14. Чоботько Г. М. Формування дози внутрішнього опромінення населення Українського полісся внаслідок споживання харчових продуктів лісового походження / Г. М. Чоботько, Л. А. Райчук, Ю. М. Пісковий, Ясковець І. І. / Агроекологічний журнал. 2011. – № 1. – С. 37-42
15. Попов В. М. Оценка накопленной эффективной дозы внутреннего облучения населения радиоактивно загрязненных территорий за счет потребления грибов / В. М. Попов, А. В. Ромин, Г. В. Фесенко // Збірка наукових праць. Проблеми надзвичайних ситуацій – Вип. 9. – 2009. – С. 76-81
16. IAEA (2006) Countermeasure strategies in rural areas in the long term after the Chernobyl accident. IAEA TC Project RER 09/074. Working materials. International Atomic Energy Agency, Vienna.
17. ДР-2006. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. Державні гігієнічні нормативи. Затверджені наказом МОЗ України від 03.05.2006 № 256. Зареєстр. Мін'юст. України 17.07.2006 р. за № 845/12719.

Рецензенти: **Гродзинський Д. М.** академік НАНУ, д.б.н., проф.;
Кутлахмедов Ю. О., д.б.н., професор.

© Липська А. І., Желтоножська М. В., Куліч Н. В.,
Ніколаєв В. І., Гродзинська А. А., 2012

Дата надходження статті до редколегії: 24.04.2012 р.

ЛИПСЬКА Алла Іванівна – д.б.н., завідувач відділу радіобіології і радіоекології Інституту ядерних досліджень Національної академії наук України, м. Київ.

Коло наукових інтересів: дослідження кінетики основних дозоутворюючих радіонуклідів в організмі тварин у натурних та лабораторних умовах; вивчення міграції радіонуклідів у ґрунтах ЗВ ЧАЕС та на інших радіаційнозабруднених територіях.

ЖЕЛТОНОЖСЬКА Марина Вікторівна – кандидат технічних наук, старший науковий співробітник відділу радіобіології і радіоекології Інституту ядерних досліджень Національної академії наук України, м. Київ.

Коло наукових інтересів: дослідження поведінки радіонуклідів (особливо трансуранових) у ґрунтах забруднених територій (у тому числі і у ЗВ ЧАЕС), визначення ефективних та біологічні періодів напівочищення для різних типів ґрунтів.

КУЛІЧ Надія Владиславівна – науковий співробітник відділу структури ядра Інституту ядерних досліджень Національної академії наук України, м. Київ.

Коло наукових інтересів: дослідження просторового та вертикального розподілу радіонуклідів у ґрунтах найбільш забрудненої частини Чорнобильської зони відчуження; визначення складу радіонуклідів у гарячих частинках.

НКОЛАЄВ Володимир Іванович – науковий співробітник відділу радіобіології і радіоекології Інституту ядерних досліджень Національної академії наук України, м. Київ.

Коло наукових інтересів: радіоекологічний моніторинг із застосуванням інструментальних методів ядерної спектроскопії; визначення вмісту радіонуклідів в організмі дрібних тварин ЧЗВ.

ГРОДЗИНСЬКА Ганна Андріївна – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник Інституту ботаніки ім. М. Г. Холодного НАН України, м. Київ.

Коло наукових інтересів: дослідження особливостей накопичення радіонуклідів різними видами дикорослих макроміцетів у регіонах з різним рівнем поверхневого забруднення ґрунтів.