
РАДИОЛОГИЯ И РАДИОБИОЛОГИЯ, РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

RADIOLOGY AND RADIOBIOLOGY, RADIATION SAFETY

УДК 539.163:546.36:[582.29+582.32]:630

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОАКТИВНОГО И СТАБИЛЬНОГО ЦЕЗИЯ В ПОЧВАХ И РАСТЕНИЯХ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ

**В. Н. СЕГЛИН¹⁾, Н. В. ШАМАЛЬ¹⁾, Р. С. КУРИЛЕНКО¹⁾, Р. А. КОРОЛЬ¹⁾,
А. А. ДВОРНИК¹⁾, А. Н. НИКИТИН¹⁾, Ю. К. СИМОНЧИК¹⁾, Н. И. ТИМОХИНА¹⁾**

¹⁾Институт радиобиологии Национальной академии наук Беларуси,
ул. Федюнинского, 4, 246007, г. Гомель, Беларусь

Образец цитирования:

Сеглин ВН, Шамаль НВ, Куриленко РС, Король РА, Дворник АА, Никитин АН, Симончик ЮК, Тимохина НИ. Распределение радиоактивного и стабильного цезия в почвах и растениях лесных экосистем. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2023;1:32–41.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-1-32-41>

For citation:

Seglin VN, Shamal NV, Kurilenko RS, Korol RA, Dvornik AA, Nikitin AN, Simonchik YuC, Tsimokhina NI. Distribution of radioactive and stable cesium in soils and plants of forest ecosystems. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2023;1:32–41. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2023-1-32-41>

Авторы:

Вероника Николаевна Сеглин – младший научный сотрудник лаборатории моделирования и минимизации антропогенных рисков.

Наталья Владимировна Шамаль – старший научный сотрудник лаборатории моделирования и минимизации антропогенных рисков.

Роман Сергеевич Куриленко – младший научный сотрудник лаборатории моделирования и минимизации антропогенных рисков.

Раиса Александровна Король – научный сотрудник лаборатории моделирования и минимизации антропогенных рисков.

Александр Александрович Дворник – кандидат биологических наук; заведующий лабораторией моделирования и минимизации антропогенных рисков.

Александр Николаевич Никитин – кандидат сельскохозяйственных наук; заместитель директора по научной работе.

Юлия Константиновна Симончик – младший научный сотрудник лаборатории радиоэкологии.

Наталья Ильинична Тимохина – кандидат биологических наук; заведующий отделом качества окружающей среды и продуктов питания.

Authors:

Veronika N. Seglin, junior researcher at the laboratory of modeling and anthropogenic risks minimization.

seglinv@mail.ru

Natalia V. Shamal, senior researcher at the laboratory of modeling and anthropogenic risks minimization.

namahasha@rambler.ru

Roman S. Kurilenko, junior researcher at the laboratory of modeling and anthropogenic risks minimization.

kr.socialmail@gmail.com

Raisa A. Korol, researcher at the laboratory of modeling and anthropogenic risks minimization.

raisa-korol@mail.ru

Aleksander A. Dvornik, PhD (biology); head of the laboratory for modeling and minimizing anthropogenic risks.

aadvornik@gmail.com

Aleksander N. Nikitin, PhD (agriculture); deputy director for research.

nikitin@irb.basnet.by

Yuliya C. Simonchyk, junior researcher at the laboratory of modeling and anthropogenic risks minimization.

simonagomel@yandex.ru

Natalia I. Tsimokhina, PhD (biology); head of the department of environmental and food quality.

natim-2006@tut.by

В исследовании представлены результаты определения содержания радиоактивного (^{137}Cs) и стабильного (^{133}Cs) изотопов цезия в почвенных и растительных образцах (лишайники, мхи, кора, древесина), собранных в средневозрастном сосновом лесу на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ), а также результаты эксперимента по оценке выпадений ^{137}Cs на горизонтальные планшеты. Рассчитаны соотношения концентраций ^{137}Cs к ^{133}Cs , которые могут быть использованы для количественной оценки уровня равновесия между ^{137}Cs и ^{133}Cs в лесных экосистемах. Исходя из предположения, что физико-химические свойства ^{133}Cs и ^{137}Cs схожи, анализ ^{133}Cs и сравнение его соотношений с ^{137}Cs может быть полезен для понимания долгосрочного поведения радионуклида и его равновесного распределения в лесных экосистемах. В результате проведенных исследований установлено, что активность выпадений ^{137}Cs в составе древесного опада выше в сравнении с атмосферными выпадениями радионуклида на горизонтальные планшеты. В осенний сезон отмечается снижение среднесуточных значений активности ^{137}Cs в пробах радиоактивных выпадений из атмосферы и увеличение в древесном опаде. При этом более половины общей активности радионуклида приходится на долю древесного опада. Проведено сравнение вертикального распределения обменной формы ^{137}Cs и ^{133}Cs в минеральных слоях лесной почвы. Общее содержание ^{137}Cs в почвенном профиле снижается с глубиной. Содержание обменной формы ^{137}Cs в почвенном профиле имеет неравномерное распределение, а концентрация обменной формы стабильного изотопа с глубиной возрастает. Соотношения $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в почвенном профиле уменьшаются с глубиной от горизонта 0–5 см к горизонту 15–20 см, что свидетельствует о неравновесном соотношении этих изотопов. Показано, что содержание ^{137}Cs и ^{133}Cs в лишайниках, мхах, коре и древесине различается в зависимости от вида образца и части растения. Самая высокая активность ^{137}Cs отмечена для лишайников и мхов. В условиях совместного произрастания мхи характеризуется более высокой концентрацией ^{133}Cs в сравнении с лишайниками. Отмечена хорошая корреляционная взаимосвязь между содержанием ^{137}Cs и ^{133}Cs для каждого вида растительного образца. Этот результат предполагает вывод, что данные растения поглощают ^{137}Cs аналогично ^{133}Cs .

Ключевые слова: почва; лишайник; мох; сосновый лес; радиоактивный цезий; стабильный цезий; изотопное отношение.

DISTRIBUTION OF RADIOACTIVE AND STABLE CESIUM IN SOILS AND PLANTS OF FOREST ECOSYSTEMS

V. N. SEGLIN^a, N. V. SHAMAL^a, R. S. KURILENKO^a, R. A. KOROL^a,
A. A. DVORNIK^a, A. N. NIKITIN^a, Yu. C. SIMONCHIK^a, N. I. TSIMOKHINA^a

^aInstitute of Radiobiology of the National Academy of Sciences of Belarus,
4 Fiadjuninskaga Street, Gomel 246007, Belarus
Corresponding author: V. N. Seglin (seglinv@mail.ru)

The paper presents the results of determining the content of radioactive (^{137}Cs) and stable (^{133}Cs) isotopes of cesium in soil and plant samples (lichens, mosses, bark, wood) collected in a medium-aged pine forest on the territory of the Polesye State Radiation-Ecological Reserve, as well as the results of the experiment to assess the vertical precipitation of ^{137}Cs on horizontal plates. The ratios of concentrations of ^{137}Cs to ^{133}Cs have been calculated, which can be used to quantify the level of equilibrium between ^{137}Cs and ^{133}Cs in the forest ecosystems. Based on the assumption that the physicochemical properties of ^{133}Cs and ^{137}Cs are similar, the analysis of ^{133}Cs and comparison of its ratios with ^{137}Cs can be useful for understanding the long-term behavior of the radionuclide and its equilibrium distribution in forest ecosystems. As a result of the conducted research, it was established that the precipitation activity of ^{137}Cs in the composition of tree litter is higher in comparison with the atmospheric precipitation of the radionuclide on horizontal plates. In the autumn season, there is a decrease in the average daily values of ^{137}Cs activity observed in the samples of radioactive fallout from the atmosphere and an increase in the tree litter samples. At the same time, more than half of the total activity of the radionuclide is retained by the tree litter. The vertical distribution of the ^{137}Cs exchange form in the forest soil's mineral layers was compared to that of ^{133}Cs . The total content of ^{137}Cs in the soil profile decreases with depth. The content of the ^{137}Cs exchange form in the soil profile has an uneven distribution, and the concentration of the stable isotope's exchange form increases with depth. The ^{137}Cs to ^{133}Cs ratios in the soil profile decrease with a soil depth from the horizon of 0–5 cm to the horizon of 15–20 cm, which indicates a nonequilibrium ratio of these isotopes. It is shown that the content of ^{137}Cs and ^{133}Cs in lichens, mosses, bark and wood varies depending on the type of a sample and the part of a plant. The highest activity values of ^{137}Cs were determined in lichens and mosses. Under conditions of co-growth, mosses are characterized by a higher concentration of ^{133}Cs when compared to lichens. A good correlation was noted between the content of ^{137}Cs and ^{133}Cs for all types of the plant samples. This result suggests the conclusion that these plants absorb ^{137}Cs similarly to ^{133}Cs .

Keywords: soil; lichen; moss; pine forest; radioactive cesium; stable cesium; isotopic ratio.

Введение

Авария на Чернобыльской АЭС привела к широкомасштабному загрязнению радионуклидами значительных территорий Республики Беларусь [1]. Существенная доля выброшенных в атмосферу радиоактивных веществ (около 80 %) в первые дни после аварии была задержана лесными насаждениями [2]. В то же время лес способен перераспределять и аккумулировать радионуклиды, препятствуя их дальнейшему распространению [1; 3–5]. После аварии прошло 36 лет, однако лесные биогеоценозы продолжают сохранять высокий уровень радиоактивного загрязнения, а миграция радионуклидов в компонентах этих экосистем проходит несколько динамических стадий: накопление, стабилизация и постепенное снижение [3].

Однако долгосрочное прогнозирование поведения радионуклидов в естественных лесных экосистемах затруднительно. Причиной является изменение скорости вертикальной миграции и биологической доступности радионуклидов со временем [6]. В почвенно-растительном покрове миграция и порядок распределения техногенных радионуклидов связан с поведением их изотопных и неизотопных аналогов, что позволяет делать прогноз миграции радионуклидов на основании распределения стабильных химических элементов и использовать радионуклиды для анализа поведения их изотопных и неизотопных носителей в биогеохимических исследованиях [7; 8]. Таким образом, анализ поведения стабильных элементов и сравнение их соотношений с радиоизотопами-аналогами может дать информацию о долгосрочном поведении радионуклидов, что позволит прогнозировать изменение уровней радиоактивного загрязнения экосистем и скоростей миграции радионуклида, а также время самоочищения лесных экосистем [6].

Сопряженный анализ распределения техногенного ^{137}Cs и ^{133}Cs проводился для почв, подстилки, грибов и растений в различных лесных экосистемах [9–12], загрязненных в результате чернобыльских и глобальных выпадений. Описанное в ряде работ равновесие в биогеохимических циклах ^{137}Cs и ^{133}Cs зафиксировано на примере отдельных видов грибов и мхов уже через 10–20 лет после чернобыльских выпадений [9]. Но с другой стороны, в этих исследованиях отмечается, что отношение $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ может существенно изменяться в разнообразных лесных экотопах. В исследованиях Йошида и др. [13; 14] анализ данных для грибов, собранных в шести разных лесах, показал хорошую корреляцию между концентрациями ^{137}Cs и ^{133}Cs для каждого участка леса независимо. Однако взаимосвязь во всей лесной экосистеме, включая другие биологические образцы, такие как растения, не изучалась.

Было установлено, что соотношение $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ подходит для разграничения различных слоев лесной почвы [10]. Когда коэффициенты переноса ^{137}Cs и ^{133}Cs аналогичны, соотношения $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в образцах почвы могут быть использованы для идентификации тех слоев почвы, из которых преимущественно поглощается цезий, аналогично методу, показанному [15] для соотношения $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$. Этот подход, однако, ограничен случаем, когда два изотопа не достигли динамического равновесия. Исходя из предположения, что ^{133}Cs достиг динамического равновесия в исследуемой экосистеме, отмечается, что распределение ^{133}Cs в органических слоях почвы и в подлеске представляет собой распределение, которое с поправкой на распад радиоактивного цезия также достигнет равновесия через несколько десятилетий после осадения. Был сделан вывод, что анализ текущего распределения ^{133}Cs в экосистемах может быть подходящим способом для проверки долгосрочных прогнозов передовых радиоэкологических моделей для лесных экосистем.

В 2011–2013 гг. в дальневосточной части России (острова Сахалин и Курилы) были проведены исследования накопления ^{137}Cs и ^{134}Cs в слоевищах лишайников от аварийных выбросов на АЭС Фукусима. Показаны отношения двух радиоактивных изотопов цезия, а также описана возможность использования лишайников как индикаторов ретроспективной динамики загрязнения [16]. Способность эффективно аккумулировать и длительное время удерживать в своей биомассе радионуклиды дает основание на протяжении многих десятилетий использовать мхи и лишайники в качестве биомониторов для изучения атмосферных выпадений радионуклидов [17–20]. Целью для такого биомониторинга могут быть как местные, так и отдаленные источники загрязнения.

Однако изотопные отношения актуальны не только в отношении радиоактивных элементов. Ввиду того, что химическое поведение ^{137}Cs должно быть практически идентичным поведению ^{133}Cs , сравнительный анализ равновесных концентраций ^{137}Cs и его стабильного аналога может дать информацию для понимания механизма накопления радионуклида в лишайниках и мхах. Исследования, проведенные Йошидой и Мураматсу на представителях мохообразных, грибов и одиночных лишайников, показали возможность использования соотношений $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ для моделирования процессов миграции ^{137}Cs в системе почва-растение [9]. Исследования проводились на серии участков в Японии, Центральной и Восточной Европы.

Существующие исследования поведения стабильных элементов и сравнения их соотношений с изотопами-аналогами в растительных образцах показывают положительную корреляцию между концентрациями ^{137}Cs и ^{133}Cs , подтверждая гипотезу о том, что ^{137}Cs поступает в растения подобно стабильному аналогу. Тем не менее, вопрос равновесных концентраций ^{137}Cs и ^{133}Cs в образцах лишайников и мхов

рассматривался лишь фрагментарно, а факторы миграции не обсуждались подробно и не являлись предметом специальных исследований в Республике Беларусь.

Цель исследования: оценить аккумулярующую способность лишайников и мхов в отношении ^{137}Cs и ^{133}Cs и исследовать изотопные отношения $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в профиле лесных почв, лишайников различных экологических групп и мхов.

Материалы и методы исследования

Объектом исследований являлась лесная экосистема на загрязненной радионуклидами территории ПГРЭС. Опытный объект расположен в «ближней» зоне радиоактивного загрязнения, 30 км вокруг ЧАЭС, вблизи бывшего населенного пункта (далее – б. н. п.) Радин. Постоянная пробная площадь выбиралась с учетом плотности радиоактивного загрязнения территории, типа леса и возраста насаждений. В качестве пробной площади был выбран наиболее распространенный в районах аварийных выбросов ЧАЭС сосняк мшистый. Некоторые лесотаксационные характеристики пробной площади: сосняк мшистый, состав 10С, средневозрастной, запас ^{137}Cs – $2599,6 \pm 364,5$ кБк/м². Среднее значение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на поверхности почвы – $3,2 \pm 0,3$ мкЗв/ч, на высоте 1 м – $3,8 \pm 0,4$ мкЗв/ч.

На каждой контрольной точке проводили отбор образцов почвы, эпифитных и эпигейных лишайников, напочвенных мхов, коры и древесины сосны.

Отбор почвенных образцов проводился без живого напочвенного покрова и лесной подстилки цилиндрическим буром (модифицированный бур Малькова) диаметром 4 см. На каждой контрольной точке было сделано по 3 укола на глубину 20 см. Керн почвы разделялся специальным шпателем на слои по 5 см высотой. Одинаковые по глубине слои смешивались и готовились объединенные пробы почвы.

Образцы эпифитных лишайников отбирались со стволов взрослых прямостоящих сосен с максимальным проективным покрытием лишайника на высоте 1–2 м от поверхности земли, чтобы по возможности не допустить загрязнения частицами почвы [21]. При этом стремились отобрать образцы без субстрата, примерно одного размера и, соответственно, сходного возраста. Эпигейные лишайники и мхи отбирали руками или ножом вместе с тонким слоем почвы на участке размером 25 x 25 см.

Собранные виды лишайников и мхов были исследованы и идентифицированы как *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., *Cladonia rangiferina* (L.) Weber ex F. H. Wigg, *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt и *Dicranum polysetum* Sw. Можно справедливо полагать, что на территории ПГРЭС произрастает большее число видов, однако отбирались наиболее распространенные, обильно представленные и узнаваемые виды.

Образцы верхнего слоя коры отбирались с высоты 1–2 м на глубину 0,5 см при помощи ножа или скобеля. Отбор образцов древесины (кернов) проводили возрастным буром «Haglof» (Швеция) в местах отбора коры.

На пробной площади было установлено 4 штатива с горизонтальными планшетами. Планшетом служила деревянная рамка размером 0,9 x 0,9 м, на которую натягивалось фильтровальное полотно Петрянова (ФПП 15–1,5). Ткань Петрянова полностью удерживает осажденный материал и представляет собой липкую поверхность с немного большей шероховатостью, чем поверхность воды, что рекомендуется для мониторинга радиоактивных выпадений [22]. Полотно закреплялось сбоку рамы. На подготовленный планшет накладывалась отбеленная медицинская марля. Штатив устанавливался на высоте 1 м от поверхности земли. Первая установка планшетов проводилась с конца июля по начало августа. Время экспозиции планшетов – 28 суток. Вторая – с августа по октябрь. Время экспозиции – 55 суток.

Подготовка натуральных образцов к измерениям включала в себя предварительное высушивание проб, очищение их от посторонних включений, измельчение, приготовление навески в соответствии с измерительной геометрией, размещение навески в кювете.

Для определения содержания изотопов Cs в обменной форме образцы почвы массой 20 г помещались в 200 мл 1 М раствора ацетата аммония с рН, доведенной до 7,0. Требуемое значение рН получали прибавлением раствора аммиака или раствора уксусной кислоты с массовой долей 10 %. Суспензия взбалтывалась при комнатной температуре на протяжении 24 ч. Экстракт отделялся от почвы фильтрованием. Жидкая фаза объемом 100 мл помещалась в сосуд для измерения на гамма-спектрометре. 100 мкл жидкой фазы разводилось в 12 мл 1 % HNO_3 для измерения содержания элементов на масс-спектрометре.

Измерение удельной активности ^{137}Cs в образцах проводили в соответствии с принятыми методическими рекомендациями с использованием гамма-спектрометрического комплекса *Canberra* на основе полупроводникового гамма-детектора GX2018. Энергетическое разрешение детектора составляло 1,85 кэВ для линии ^{60}Co при 1,33 МэВ. Эффективность регистрации спектра для энергии 1,33 МэВ составила 23,5 %. Погрешность измерения составляла от 7 до 10 % в зависимости от активности образца. Для характеристики уровня радиоактивности образцов использовали величину удельной активности (кБк/кг) в расчете на сухую массу.

Определение ^{133}Cs проводилось с помощью квадрупольного масс-спектрометра с индуктивно связанной плазмой (ICP Q MS) Elan DRC-e, производства Perkin Elmer (США). Измерения содержания ^{133}Cs в каждой пробе проводилось в пятикратной повторности. Для характеристики уровня содержания элемента в образце использовали величину концентрации, выраженную в мг/кг.

Полученные результаты были обработаны методами описательной статистики, а также однофакторного дисперсионного анализа.

Результаты исследования и их обсуждение

Проведен сбор и оценка выпадений ^{137}Cs в сосновом лесу. Результаты представлены в табл. 1. Общая среднесуточная активность выпадений ^{137}Cs в результате первого эксперимента (июль-август, 28 дней) на пробной площадке составила $19,14 \pm 5,64$ Бк/м²*сут, в результате второго эксперимента (август-октябрь, 55 дней) – $16,74 \pm 4,76$ Бк/м²*сут.

Таблица 1

Среднесуточная активность выпадений ^{137}Cs на горизонтальные планшеты

Table 1

Average daily activity of ^{137}Cs deposition on horizontal plates

Параметр	Активность ^{137}Cs , Бк/м ² *сут	
	1-й эксперимент (28 дней)	2-й эксперимент (55 дней)
Атмосферные выпадения		
min	5,4	2,2
max	13,0	8,4
mean ± SE	9,2 ± 2,1	5,7 ± 1,5
Растительный опад (иглица + кора)		
min	2,0	4,7
max	17,0	17,0
mean ± SE	9,9 ± 3,5	11,0 ± 3,3

Примечание. min – минимальное значение, max – максимальное значение, mean ± SE – среднее значение ± стандартная ошибка среднего.

Среднесуточная активность выпадений ^{137}Cs в составе растительного опада в лесных экосистемах выше в сравнении с атмосферными выпадениями радионуклида на горизонтальную поверхность как в первом эксперименте, так и во втором.

В осенний сезон было отмечено снижение среднесуточных значений активности ^{137}Cs в пробах радиоактивных выпадений из атмосферы. При этом наблюдается увеличение среднесуточной активности ^{137}Cs в растительном опаде (иглица + кора). Анализ распределения выпадений ^{137}Cs показал, что более половины общей активности радионуклида приходится на долю древесного опада (51,2 % в первом эксперименте и 65,9 % во втором).

Средняя удельная активность ^{137}Cs древесного опада за период июль-август составила $11,7 \pm 0,8$ кБк/кг, за август – октябрь – $8,3 \pm 1,6$ кБк/кг. При этом среднесуточные значения массы древесного опада составили $0,8 \pm 0,3$ г/м²*сут во время первого эксперимента и $1,3 \pm 0,2$ г/м²*сут во время второго.

Проведено сравнение вертикального распределения ^{137}Cs и ^{133}Cs в лесной почве. В собранных образцах была измерена удельная активность ^{137}Cs (рис. 1а), а также обменная форма ^{137}Cs и ^{133}Cs (рис. 1б, 1в). Удельная активность ^{137}Cs в почвенном профиле снижается с глубиной. Максимальное загрязнение данным радионуклидом в почвах характерно для верхнего слоя (0–5 см) и составляет $28,4 \pm 6,3$ кБк/кг. Анализ валового запаса ^{137}Cs в почве показал, что в верхнем слое содержится 72 % изотопа.

Содержание обменной формы ^{137}Cs в почвенном профиле имеет неравномерное распределение. Имеется тенденция к увеличению содержания обменной формы ^{137}Cs вниз по профилю. Верхние слои почвы, в отличие от общего содержания ^{137}Cs , характеризуются меньшими значениями удельной активности обменной формы радионуклида. При этом наблюдается увеличение доли обменной формы радионуклида вниз по почвенному профилю. В данной форме в почве находится от 0,8 до 17,7 % от общего содержания ^{137}Cs .

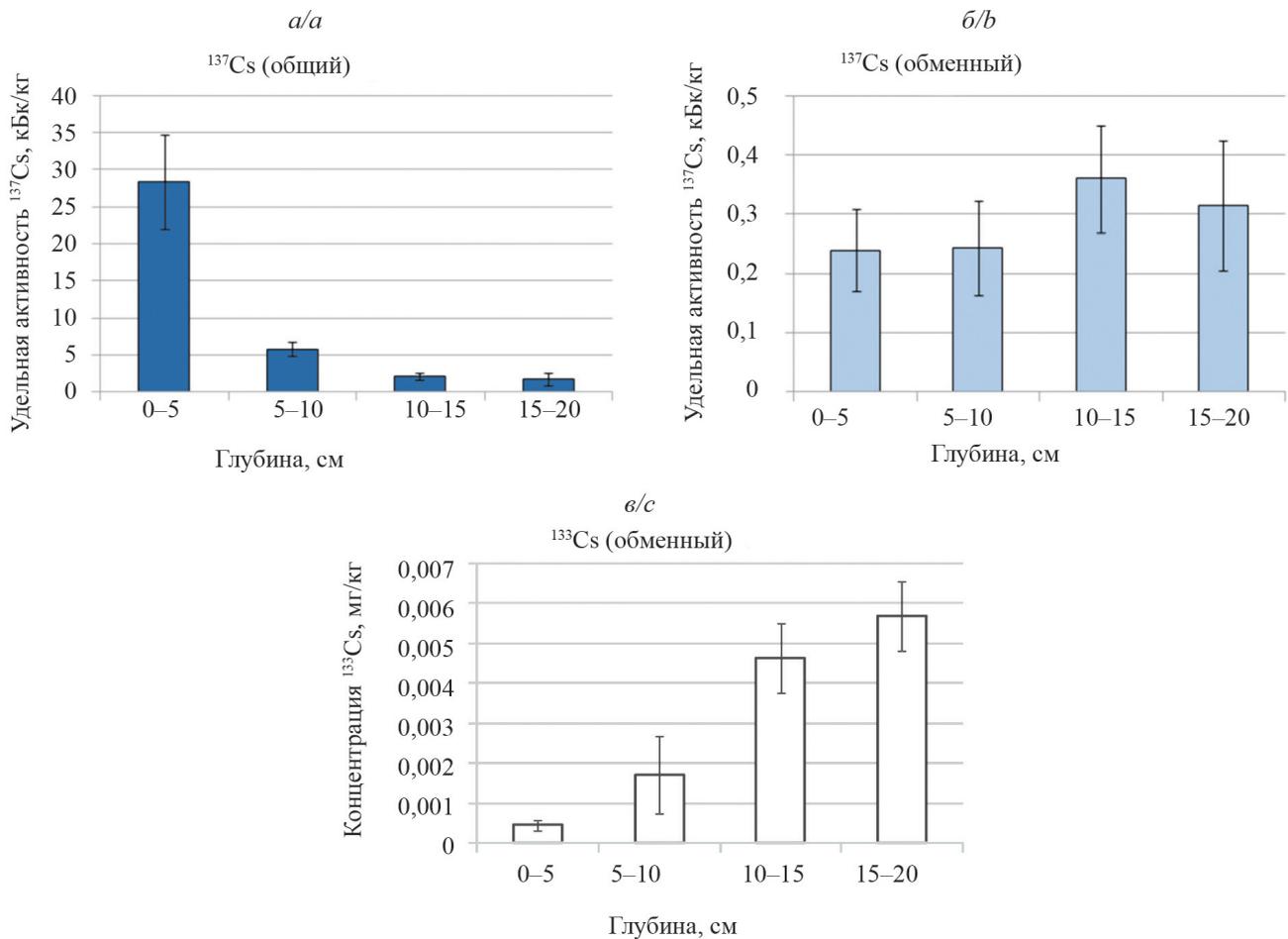


Рис. 1. Вертикальное распределение удельной активности ^{137}Cs (а) и обменной формы ^{137}Cs (б) и ^{133}Cs (в) в почве соснового леса

Fig. 1. Vertical distribution of the specific activity of ^{137}Cs (a) and the exchange form of ^{137}Cs (b) and ^{133}Cs (c) in the soil of a pine forest

Концентрация обменной формы ^{133}Cs в минеральных слоях почвы варьирует от 0,0002 до 0,007 мг/кг. В отличие от послойного распределения ^{137}Cs , концентрация ^{133}Cs с глубиной почвенного профиля возрастает, что связано с высокой степенью подвижности данной формы изотопа. Кроме того, в нижних слоях почвы ^{133}Cs может заключаться в частицах коренных пород, в отличие от антропогенного Cs.

Такая тенденция увеличения концентрации ^{133}Cs с глубиной отмечена для почв японских лесов [23]. Максимальная средняя концентрация обменной формы ^{133}Cs в нижних слоях почвы (10–15 и 15–20 см) сходна и составляет $0,005 \pm 0,0009$ и $0,006 \pm 0,0009$ мг/кг соответственно. Напротив, в верхнем 0–5 см слое почвы концентрация ^{133}Cs минимальная и составляет $0,0005 \pm 0,0001$ мг/кг.

Почвенные профили для обменной формы ^{137}Cs и ^{133}Cs различаются, что приводит к уменьшению соотношения $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ с глубиной от слоя 0–5 см к слою почвы 15–20 см и свидетельствует о неравновесном соотношении этих изотопов ($729,6 \pm 314,8$ кБк/мг для 0–5 см слоя почвы, $303,3 \pm 76,4$ кБк/мг для 5–10 см, $77,9 \pm 12,2$ кБк/мг для 10–15 слоя и $52,3 \pm 15,5$ кБк/мг для 15–20 слоя).

Отношения обменной формы $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в 0–5 слое почвы были более чем на 76 % выше, чем отношения, наблюдаемые в нижеследующих слоях. Исключение составила лишь одна точка отбора, где соотношение $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в 5–10 см слое было почти в 3 раза больше, чем в 0–5 см слое. Для 5–10 см слоя почвы между содержанием ^{137}Cs и ^{133}Cs наблюдается хорошая корреляционная взаимосвязь ($r = 0,91$, $n = 10$).

На рис. 2 представлено отношение между измеренными концентрациями ^{137}Cs и ^{133}Cs обменной формы в почве.

Поскольку удельная активность обменной формы ^{137}Cs не сильно меняется с глубиной, изменение соотношений $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в почве в основном обусловлено концентрацией ^{133}Cs , которая возрастает с глубиной. В исследовании [10] показано, что изменение соотношений $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ было обусловлено концентрацией ^{137}Cs , которая уменьшалась с глубиной. Данные расхождения, вероятно, обусловлены различием принятых к исследованию форм ^{137}Cs в почве. Полученные результаты свидетельствуют о том, что антропогенный ^{137}Cs , выпавший в результате аварии на Чернобыльской АЭС, не достиг равновесия с природным ^{133}Cs

в минеральных почвенных горизонтах на момент отбора проб. Таким образом, соотношение $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в минеральных слоях почвы требует больше времени, чтобы оставаться постоянным.

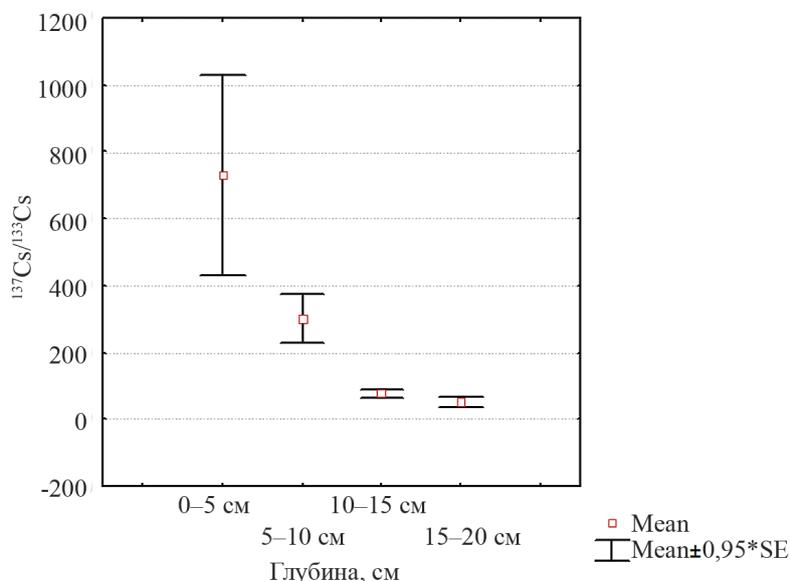


Рис. 2. Вертикальное распределение соотношений $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в почве

Fig. 2. Vertical distribution of $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ ratios in soil

Уровни содержания ^{137}Cs и ^{133}Cs в лишайниках, мхах, коре и древесине различались в зависимости от вида образца (табл. 2). Самая высокая активность ^{137}Cs отмечена для лишайников и мхов. Наибольшее значение содержания ^{137}Cs было обнаружено у вида *Hypogymnia physodes*.

Таблица 2

Содержание ^{137}Cs и ^{133}Cs в растительных образцах

Table 2

Content of ^{137}Cs and ^{133}Cs in plant samples

Вид образца	Удельная активность ^{137}Cs , кБк/кг	Концентрация ^{133}Cs , мг/кг	Отношение $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$, кБк/мг
Лишайник <i>Hypogymnia physodes</i>	139,7±34,2	0,29±0,03	464,3
Лишайник <i>Cladonia rangiferina</i>	91,6±36,4	0,18±0,03	496,1
Мох <i>Pleurozium schreberi</i>	97,1±10,7	0,41±0,02	228,1
Мох <i>Dicranum polysetum</i>	117,7±16,2	0,48±0,04	208,2
Кора	15,7±2,9	0,037±0,006	446,3
Древесина	9,0±2,1	0,016±0,003	624,7

Аккумуляция ^{137}Cs в лишайниках и мхах не зависела от запасов данного радионуклида в почве и мощности дозы в воздухе. Какая-либо видовая специфичность накопления ^{137}Cs в лишайниках и мхах, произрастающих на исследуемой территории, в нашем исследовании также не была отмечена.

Самая высокая средняя концентрация ^{133}Cs в биомассе лишайников была отмечена для вида *Hypogymnia physodes*, мхов – для *Dicranum polysetum*. В условиях совместного произрастания мхи характеризуется более высокой концентрацией ^{133}Cs в сравнении с лишайниками ($n = 57, p < 0,05$). Это может быть связано с тем, что основное количество радиоактивных веществ лишайники поглощают из аэральные выпадений, а другие источники радиоактивного загрязнения имеют меньшее значение, в то время как именно почва является основным депо ^{133}Cs . Полученные данные соответствует проведенному анализу единичных особей лишайников и мхов, собранных в сосновых лесах на территории ПГРЭЗ Йошидой и Мураматсу в 1998 г. [10], где концентрация ^{133}Cs в лишайнике составила $0,239 \pm 0,0045$ мг/кг, а во мхах разных территорий – $0,166 \pm 0,0008$ и $0,339 \pm 0,0027$ мг/кг.

Содержание ^{137}Cs и ^{133}Cs в образцах сосны различалось в зависимости от отобранных частей дерева. Наибольшие значения концентрации изотопов Cs наблюдались в коре, в древесине эти показатели были меньше.

С течением времени под влиянием биологических процессов в лесу ^{137}Cs постепенно мигрирует и приходит в равновесие со ^{133}Cs . Анализ поведения ^{133}Cs и сравнение его соотношения с ^{137}Cs может дать информацию о долгосрочном поведении радионуклида, на основании которой можно прогнозировать динамику уровней радиоактивного загрязнения растительных образцов.

На рис. 3 представлена взаимосвязь между содержанием ^{137}Cs и ^{133}Cs в лишайниках, мхах, коре и древесине. Каждая точка представляет собой один из собранных образцов.

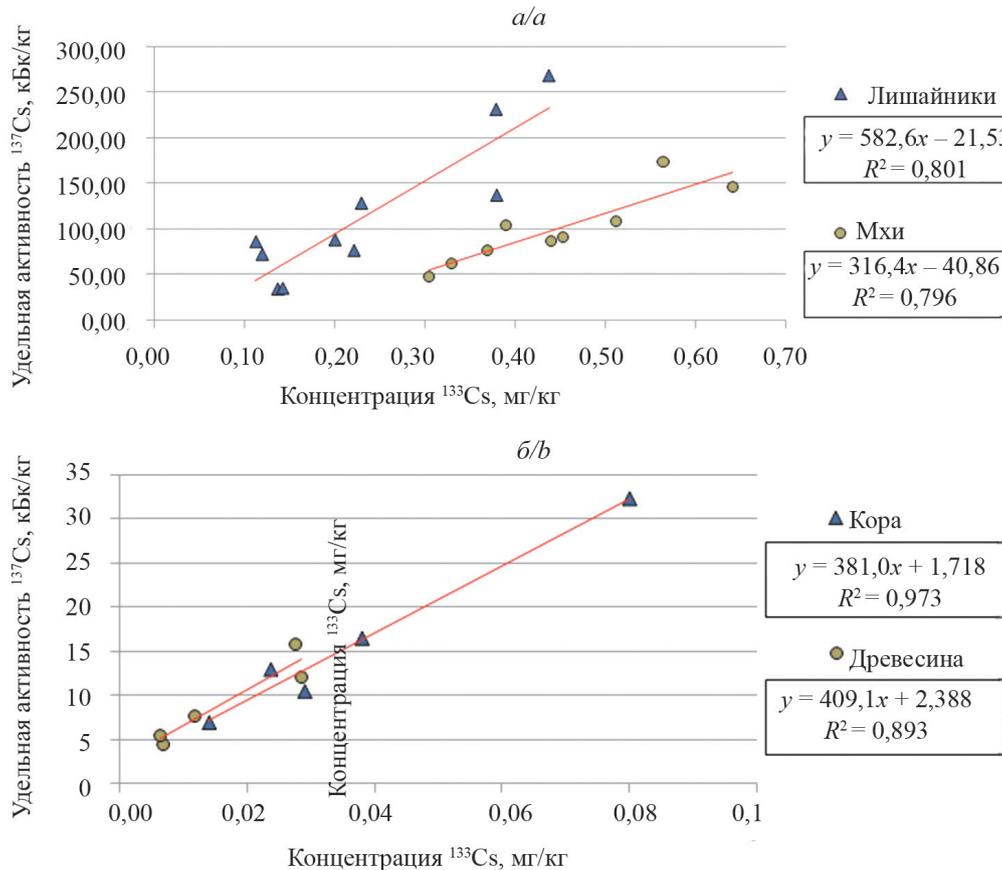


Рис. 3. Отношения между ^{137}Cs и ^{133}Cs в лишайниках и мхах (а) и коре и древесине (б)

Fig. 3. The relationship between ^{137}Cs and ^{133}Cs in lichens and mosses (a) and bark and wood (b)

Для каждого вида растительного образца соотношения $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ были довольно постоянными в пределах пробной площади и составляли $480,2 \pm 56,0$ kBq/mg для лишайников, $219,2 \pm 14,9$ kBq/mg для мхов, $446,3 \pm 32,7$ kBq/mg для коры и $624,7 \pm 67,8$ kBq/mg для древесины. Средние соотношения, обнаруженные у эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes* и эпигейного *Cladonia rangiferina* близки к соотношениям $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в 0–10 см почвенном горизонте ($484,5 \pm 189,5$ kBq/mg) и соответствующим образцам коры. Соотношения $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в 0–15 см слое почвы ($127,3 \pm 18,8$ kBq/mg) близки к наблюдаемым значениям в образцах мхов, отобранных на соответствующих точках. Кроме того, соотношения $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ в 0–5 см почвенном горизонте ($729,6 \pm 314,8$ kBq/mg) близки к наблюдаемым значениям в древесине.

Между содержанием ^{137}Cs и ^{133}Cs в растительной биомассе наблюдается хорошая корреляционная взаимосвязь. Коэффициенты корреляции составили: $r = 0,90$ для лишайников, $r = 0,89$ для мхов, $r = 0,99$ для коры и $r = 0,95$ для древесины. Этот результат предполагает вывод, что данные растения поглощают ^{137}Cs аналогично ^{133}Cs . Таким образом, соотношение $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ может быть полезным критерием для оценки равновесия осажденных ^{137}Cs и ^{133}Cs в лесной экосистеме.

Заключение

Результаты исследования показывают, что среднесуточная активность выпадений ^{137}Cs в составе растительного опада выше в сравнении с атмосферными выпадениями радионуклида на горизонтальную

поверхность. В осенний сезон отмечается снижение среднесуточных значений активности ^{137}Cs в пробах радиоактивных выпадений и увеличение в растительном опаде. При этом более половины общей активности радионуклида приходится на долю растительного опада.

Удельная активность ^{137}Cs в почвенном профиле снижается с глубиной. Максимальное загрязнение данным радионуклидом в почвах характерно для 0–5 см слоя. Содержание обменной формы ^{137}Cs в почвенном профиле имеет неравномерное распределение, верхние слои почвы, в отличие от общего распределения ^{137}Cs , характеризуются меньшими значениями удельной активности обменной формы ^{137}Cs . Концентрация ^{133}Cs , в отличие от вертикального распределения ^{137}Cs , с глубиной почвенного профиля возрастает. Распределение обменных форм ^{137}Cs и ^{133}Cs по профилю почвы различается, что приводит к уменьшению соотношения $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ с глубиной от горизонта 0–5 см к горизонту 15–20 см и свидетельствует о неравновесном соотношении этих изотопов.

Уровни содержания ^{137}Cs и ^{133}Cs в лишайниках, мхах, коре и древесине различаются в зависимости от вида образца. В целом удельная активность ^{137}Cs в биомассе лишайников и мхов значительно превосходит данный показатель в коре и древесине. Наибольшее значение содержания ^{137}Cs отмечено у вида *Hypogymnia physodes*. Самая высокая средняя концентрация ^{133}Cs в биомассе лишайников была отмечена для вида *Hypogymnia physodes*, мхов – для *Dicranum polysetum*. В условиях совместного с лишайниками произрастания мхи характеризуется более высокой концентрацией ^{133}Cs .

Для каждого вида растительного образца между содержанием ^{137}Cs и ^{133}Cs наблюдается хорошая корреляционная взаимосвязь, что свидетельствует о схожих миграционных потоках элементов.

Библиографические ссылки

1. Ипатьев ВА, Багинский ВФ, Булавик ИМ и др. *Лес. Человек. Чернобыль*. В: *Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации*. Гомель: Институт леса НАН Беларуси; 1999. 451 с.
2. Конопля ЕФ, Ролевич ИВ, редакторы. *Последствия чернобыльской катастрофы в Республике Беларусь. Национальный доклад*. Минск: Министерство по чрезвычайным ситуациям и защите населения от последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС Республики Беларусь; 1996. 96 с.
3. Ипатьев ВА, Булавик ИМ, Булко НИ и др. *Лес и Чернобыль*. В: *Проблемы лесоведения и лесоводства: сборник научных трудов Института леса НАН Беларуси*. 1993;37(1):34–43.
4. Ипатьев ВА, Булко НИ, Митин НВ и др. *Радиоэкологический феномен лесных экосистем*. Гомель: Институт леса НАН Беларуси; 2004. 310 с.
5. Щеглов АИ, Цветнова ОБ. Роль лесных экосистем при радиоактивном загрязнении. *Природа*. 2001;4:22–32.
6. Дворник АМ, Дворник АА. Радиоизотопы и их стабильные аналоги в лесных экосистемах. *Известия Гомельского государственного университета имени Ф. Скорины*. 2008;5(50):14–19.
7. Липатов ДН, Щеглов АИ, Манахов ДВ и др. Пространственное распределение чернобыльского ^{137}Cs , стабильного ^{133}Cs и тяжелых металлов в подстилке ельника. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2018;58(6):653–663. DOI:10.1134/S0869803118060085.
8. Павлоцкая ФИ. *Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах*. Москва: Атомиздат; 1974. 216 с.
9. Yoshida S, Muramatsu Y, Dvornik AM, et al. Equilibrium of radiocesium with stable cesium within the biological cycle of contaminated forest ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2004;75(3):301–313. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2003.12.008.
10. Rühm W, Yoshida S, Muramatsu Y, et al. Distribution patterns for stable ^{133}Cs and their implications with respect to the long-term fate of radioactive ^{134}Cs and ^{137}Cs in a semi-natural ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1999;45:253–270. DOI: 10.1016/S0265-931X(98)00104-0.
11. Chao JH, Chiu CY, Lee HP. Distribution and uptake of ^{137}Cs in relation to alkali metals in a perhumid montane forest ecosystem. *Applied Radiation and Isotopes*. 2008;66(10):1287–1294. DOI: 10.1016/j.apradiso.2008.02.087.
12. Vinichuk M. Accumulation of potassium, rubidium and caesium (^{133}Cs and ^{137}Cs) in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest. *Science of The Total Environment*. 2010;408(12):2543–2548. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.02.024.
13. Yoshida S, Muramatsu Y. Concentrations of alkali and alkaline earth elements in mushrooms and plants collected in a Japanese pine forest, and their relationship with ^{137}Cs . *Journal of Environmental Radioactivity*. 1998;41(2):183–205. DOI: 10.1016/S0265-931X(97)00098-2.
14. Yoshida S, Muramatsu Y, Steiner M, et al. Stable elements – as a key to predict radionuclide transport in forest ecosystems. *Radioprotection*. 2002;37:391–396. DOI: 10.1051/radiopro/2002073.
15. Rühm W, Kammerer L, Hiersche L, et al. The $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ ratio in fungi as an indicator of the major mycelium location in forest soil. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1997;35(2):129–148. DOI: 10.1016/S0265-931X(96)00051-3.
16. Ramzaev V, Barkovsky A, Gromov A, et al. Epiphytic fruticose lichens as biomonitors for retrospective evaluation of the $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ ratio in Fukushima fallout. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014;138:177–185. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2014.09.001.
17. Nimis PL. Radiocesium in plants of forest ecosystems. *Studia Geobotanica*. 1996;15:3–49.
18. Бязров ЛГ. *Лишайники – индикаторы радиоактивного загрязнения*. Москва: Издательство КМК; 2005. 476 с.
19. Ramzaev VP, Barkovsky AN, Gromov AV. Temporal variations of ^7Be , ^{40}K , ^{134}Cs and ^{137}Cs in epiphytic lichens (genus *Usnea*) at the Sakhalin and Kunashir islands after the Fukushima accident. *Radiation Hygiene*. 2016;9(3):14–27. DOI: 10.21514/1998-426X-2016-9-3-14-27.
20. Conti ME, Cecchetti G. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review. *Environmental Pollution*. 2001;114(3):471–492. DOI: 10.1016/j.polar.2020.100536.
21. Santitoro A, Aprile GG, Baldantoni D, et al. Trace element analyses an epiphytic lichen and its bark substrate to assess suitability for air biomonitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2004;98:59–67. DOI: 10.1023/b:emas.0000038179.24535.9c.

22. Rosner G, Winkler R. Nuclide-dependent local and collector surface effects in sampling of radioactive deposition to ground. *Applied Radiation and Isotopes*. 2001;55(6):823–829. DOI: 10.1016/s0969-8043(01)00132-4.

23. Yoshida S, Muramatsu Y. Determination of major and trace elements in mushroom, plant and soil samples collected from Japanese forests. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 1997;67(1-4):49–58. DOI: 10.1080/03067319708031393.

References

1. Ipatiev VA, Baginsky VF, Bulavik IM, et al. *Les. Chelovek. Chernobyl'. V: Lesnye ekosistemy posle avarii na Chernobyl'skoi AES: sostoyanie, prognoz, reaktsiya naseleniya, puti reabilitatsii* [Forest. Human. Chernobyl. In: Forest ecosystems after the accident at the Chernobyl NPP: condition, prediction, response of the population, ways of rehabilitation]. Gomel: Forest Institute of the NAS of Belarus; 1999. 451 p. Russian.

2. Konoplya EF, Rolevich IV, editors. *Posledstviya chernobyl'skoi katastrofy v Respublike Belarus'. Natsional'nyi doklad* [Consequences of the Chernobyl disaster in the Republic of Belarus. National report]. Minsk: The Ministry for Emergency Situations and Protection of Population from the Consequences of the Chernobyl Catastrophe of the Republic of Belarus; 1996. 96 p. Russian.

3. Ipatiev VA, Bulavik IM, Bulko NI, et al. *Les i Chernobyl'. Problemy lesovedeniya i lesovodstva: sbornik nauchnykh trudov Instituta lesa NAN Belarusi* [Forest and Chernobyl. In: Problems of forestry and forest management: collection of scientific papers of the Forest Institute of the National Academy of Sciences of Belarus]. 1993;37(1):34–43. Russian.

4. Ipatiev VA, Bulko NI, Mitin NV, et al. *Radioekologicheskii fenomen lesnykh ekosistem* [Radioecological phenomenon of forest ecosystems]. Gomel: Forest Institute of the NAS of Belarus; 2004. 310 p. Russian.

5. Shcheglov AI, Tsvetnova OB. *Rol' lesnykh ekosistem pri radioaktivnom zagryaznenii* [The role of forest ecosystems in radioactive contamination]. *Nature*. 2001;4:22–32. Russian.

6. Dvornik AM, Dvornik AA. *Radioizotopy i ikh stabil'nye analogi v lesnykh ekosistemakh* [Radioisotopes and their stable analogues in forest ecosystems]. *Bulletin of the F. Skorina Gomel State University*. 2008;5(50):14–19. Russian.

7. Lipatov DN, Shcheglov AI, Monakhov DV, et al. *Prostranstvennoe raspredelenie chernobyl'skogo ¹³⁷Cs, stabil'nogo ¹³³Cs i tyazhelykh metallov v podstilke elnika* [Spatial distribution of Chernobyl ¹³⁷Cs, stable ¹³³Cs and heavy metals in spruce forest litter]. *Radiation Biology. Radioecology*. 2018;58(6):653–663. DOI:10.1134/S0869803118060085. Russian.

8. Pavlotskaya FI. *Migratsiya radioaktivnykh produktov global'nykh vypadenii v pochvakh* [Migration of radioactive products of global precipitation in soils]. Moscow: Atomizdat; 1974. 216 p. Russian.

9. Yoshida S, Muramatsu Y, Dvornik AM, et al. Equilibrium of radiocesium with stable cesium within the biological cycle of contaminated forest ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2004;75(3):301–313. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2003.12.008.

10. Rühm W, Yoshida S, Muramatsu Y, et al. Distribution patterns for stable ¹³³Cs and their implications with respect to the long-term fate of radioactive ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in a semi-natural ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1999;45:253–270. DOI: 10.1016/S0265-931X(98)00104-0.

11. Chao JH, Chiu CY, Lee HP. Distribution and uptake of ¹³⁷Cs in relation to alkali metals in a perhumid montane forest ecosystem. *Applied Radiation and Isotopes*. 2008;66(10):1287–1294. DOI: 10.1016/j.apradiso.2008.02.087.

12. Vinichuk M. Accumulation of potassium, rubidium and caesium (¹³³Cs and ¹³⁷Cs) in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest. *Science of The Total Environment*. 2010;408(12):2543–2548. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.02.024.

13. Yoshida S, Muramatsu Y. Concentrations of alkali and alkaline earth elements in mushrooms and plants collected in a Japanese pine forest, and their relationship with ¹³⁷Cs. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1998;41(2):183–205. DOI: 10.1016/S0265-931X(97)00098-2.

14. Yoshida S, Muramatsu Y, Steiner M, et al. Stable elements – as a key to predict radionuclide transport in forest ecosystems. *Radioprotection*. 2002;37:391–396. DOI: 10.1051/radiopro/2002073.

15. Rühm W, Kammerer L, Hiersche L, et al. The ¹³⁷Cs/¹³⁴Cs ratio in fungi as an indicator of the major mycelium location in forest soil. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1997;35(2):129–148. DOI: 10.1016/S0265-931X(96)00051-3.

16. Ramzaev V, Barkovsky A, Gromov A, et al. Epiphytic fruticose lichens as biomonitors for retrospective evaluation of the ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs ratio in Fukushima fallout. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014;138:177–185. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2014.09.001.

17. Nimis PL. Radiocesium in plants of forest ecosystems. *Studia Geobotanica*. 1996;15:3–49.

18. Byazrov LG. *Lishainiki – indikatory radioaktivnogo zagryazneniya* [Lichens – indicators of radioactive contamination]. Moscow: KMK Scientific Press Ltd.; 2005. 476 p.

19. Ramzaev VP, Barkovsky AN, Gromov AV. Temporal variations of ⁷Be, ⁴⁰K, ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in epiphytic lichens (genus *Usnea*) at the Sakhalin and Kunashir islands after the Fukushima accident. *Radiation Hygiene*. 2016;9(3):14–27. DOI: 10.21514/1998-426X-2016-9-3-14-27.

20. Conti ME, Cecchetti G. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review. *Environmental Pollution*. 2001;114(3):471–492. DOI: 10.1016/j.polar.2020.100536.

21. Santitoro A, Aprile GG, Baldantoni D, et al. Trace element analyses an epiphytic lichen and its bark substrate to assess suitability for air biomonitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2004;98:59–67. DOI: 10.1023/b:emas.0000038179.24535.9c.

22. Rosner G, Winkler R. Nuclide-dependent local and collector surface effects in sampling of radioactive deposition to ground. *Applied Radiation and Isotopes*. 2001;55(6):823–829. DOI: 10.1016/s0969-8043(01)00132-4.

23. Yoshida S, Muramatsu Y. Determination of major and trace elements in mushroom, plant and soil samples collected from Japanese forests. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 1997;67(1-4):49–58. DOI: 10.1080/03067319708031393.

Статья поступила в редколлегию 29.11.2022.
Received by editorial board 29.11.2022.