

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОЗОТОПОВ ЦЕЗИЯ В СОСНОВЫХ БИОГЕОЦЕНОЗАХ И СВЯЗАННАЯ С НИМ МОЩНОСТЬ ПОГЛОЩЕННОЙ ДОЗЫ ВНЕШНЕГО γ -ИЗЛУЧЕНИЯ

© 2025 г. Т. В. Переволоцкая, А. Н. Переволоцкий, С. А. Гераськин*

Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агрорадиологии
Национального исследовательского центра “Курчатовский институт”, Обнинск, Россия

*E-mail: stgeraskin@gmail.com

Поступила в редакцию 7.02.2024 г.

После доработки 29.02.2024 г.

Принята к публикации 14.05.2025 г.

Представлены данные по распределению ^{137}Cs и ^{134}Cs в основных компонентах (лесная подстилка, верхние слои минеральной части почвы, элементы надземной фитомассы древесных растений) сосновых насаждений белорусского сектора 30-километровой зоны ЧАЭС спустя 8 лет после аварийных радиоактивных выпадений. С применением дозиметрических моделей, основанных на интегрировании дозовой функции точечного источника излучения и численного решения уравнений переноса излучения, выполнены расчеты мощности поглощенной дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м над поверхностью лесной подстилки от излучения радионуклидов, содержащихся в лесной подстилке, минеральной части почвы и элементах фитомассы деревьев. Установлена удовлетворительная сходимость результатов расчета и измерений мощности дозы в сосновых насаждениях. Показано, что разные методы расчета мощности дозы от внешнего γ -излучения радионуклидов, содержащихся в одних и тех же компонентах биогеоценоза, позволяют получить сопоставимые результаты. Установлен определяющий вклад в формирование мощности дозы излучения ^{137}Cs и ^{134}Cs , находящихся в лесной подстилке и двух верхних почвенных слоях минеральной части почвы, вклад элементов надземной фитомассы древесных растений не превышает 2.5%.

Ключевые слова: радиоактивность, ЧАЭС, радионуклиды, γ -излучение, мощность дозы, поглощенная доза, аварийные радиоактивные выпадения, сосновые насаждения

DOI: 10.31857/S0869803125020086, EDN: LPHBDA

Одной из актуальных задач радиоэкологического мониторинга и оценки последствий радиоактивного загрязнения окружающей среды в зоне распространения выбросов объектов использования атомной энергии является прогноз радиационной обстановки, и, в первую очередь, мощности дозы внешнего γ -излучения [1]. Этот показатель является наиболее важным для оценки зависимости “доза–эффект” при исследовании долговременных последствий облучения растений и животных. Наиболее часто прогнозные расчеты мощности дозы осуществляют на основе коэффициентов дозового преобразования (КДП) для стандартных геометрий источника ионизирующего излучения [2], интегрирования дозовой функции точечного источника излучения (инженерные методы) [3–5], а также

численного решения уравнений переноса излучения [6, 7]. Самым простым и удобным методом расчета является применение готовых КДП [2]. Инженерные методы сложнее, требуют высокой квалификации исследователя, однако обеспечивают большую гибкость при изменении физических характеристик источников и приемников излучения. Вместе с тем при одинаковых параметрах результаты расчетов мощности дозы внешнего γ -излучения сопоставимы между собой [8, 9]. Наблюдаемые распределения радионуклидов между компонентами и внутри компонент биогеоценозов могут существенно отличаться от условий, для которых рассчитаны КДП, поэтому исключительно важное значение приобретают исследования закономерностей распределения радионуклидов в природно-рас-

Таблица 1. Радиационная обстановка на постоянных пробных площадях на момент закладки в 1987 г. [11]**Table 1.** The radiation situation in the permanent test areas at the time of laying in 1987 [11]

Опытный объект	Географические координаты	Мощность экспозиционной дозы на высоте 1 м*, мкР/ч	Плотность загрязнения почвы, кБк/м ²		
			¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	⁹⁰ Sr
Гн	29°48'25,96" в.д. 51°38'58,09" с.ш.	310 ± 25	481 ± 39	250 ± 17	85 ± 8
Пг	29°52'32.34" в.д. 51°37'41.72" с.ш.	1310 ± 98	2590 ± 205	1398 ± 101	235 ± 19
Кр	30°13'36,48" в.д. 51°33'16,88" с.ш.	3960 ± 312	13875 ± 1110	7215 ± 562	380 ± 27

Примечание. При закладке пробных площадей измерения мощности экспозиционной дозы внешнего γ -излучения выполнены дозиметром ДРГ-01Т.

тительных комплексах, а также сопоставление результатов прогнозирования мощности дозы на основе установленных закономерностей с применением дозиметрических моделей с фактически измеренными величинами дозового показателя.

Таким образом, целью настоящей работы явился анализ содержания радионуклидов в основных компонентах сосновых биогеоценозов и сравнение разных методов расчета мощности дозы внешнего γ -излучения на основе данных радиоэкологического мониторинга.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Объекты исследований. Объектами исследований послужили чистые сосновые насаждения искусственного происхождения класса II возраста бонитета II с полнотой 0,7, произрастающие в белорусском секторе 30-километровой зоны вокруг ЧАЭС. Выбор этих насаждений в качестве объектов исследований был обусловлен наибольшей распространностью сосны обыкновенной в рассматриваемых природно-климатических условиях [10, 11]. Географические координаты и радиационная обстановка на момент их закладки в 1987 г. приведены в табл. 1 [12]. Для опытных объектов был характерен состав насаждений 10С + Б, тип лесорастительных условий – А2, тип леса – сосняк мшистый. Подрост и подлесок отсутствуют, в напочвенном покрове преобладают мхи Шребера (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. до 70%) и дикранум (*Dicranum polysetum* Sw. до 25%) [12]. Почва на исследуемых участках дерново-подзолистая, слабооподзоленная, развивающаяся на рыхлом мелкозернистом песке, подстилаемая рыхлым средне- или мелкозернистым песком. Обозначения опытных объектов соответствовали названию ближайшего бывшего населенно-

го пункта: Крюки (в дальнейшем Кр, Масаны – Mc, Гнездинка – Гн).

Описание пробных площадей. На каждом опытном объекте была проведена предварительная рекогносцировочная оценка лесоводственных и радиационных характеристик для определения места закладки пробных площадей, в пределах которых предполагалось проведение радиоэкологических исследований [10, 11]. Основными требованиями к пробной площади являлся однородный состав древесной растительности и растений живого напочвенного покрова в соответствии с исследуемым типом лесорастительных условий и типом леса, удаленность не менее 100 метров от дорог, просек, полян и прогалин, равнинный рельеф, минимальное варьирование мощности дозы внешнего γ -излучения (менее 20%). После анализа предварительных результатов исследований в пределах опытного объекта выделяли пробную площадь, размером 50 × 50 метров. В ее пределах проводили перечет деревьев, определяли их средний диаметр и высоту, все деревья были пронумерованы. Пробная площадь ограничивалась столбами, по всей площади равномерно устанавливали десять реек для обозначения мест многолетних измерений мощности дозы и отбора проб почвы для последующего изучения распределения радионуклидов в ее вертикальном профиле [12].

Методика отбора образцов. На каждой пробной площади с одних и тех же деревьев отбирали пробы древесины с 20–25 деревьев с помощью приростного бурава, коры ствола с 5–7 деревьев трубчатым пробоотборником (\varnothing 40 мм), ветки с корой, хвою текущего и прошлых лет формирования с десяти деревьев из середины кроны с помощью секатора длиной 10 м [10, 11]. Отбор образцов лесной подстилки осуществляли шаблоном 14 × 14 см, послойный отбор проб

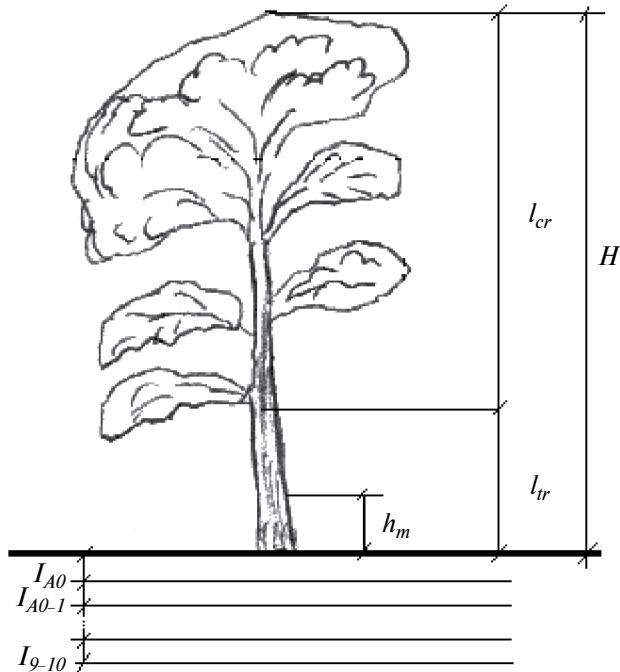


Рис. 1. Основные параметры сосновых насаждений, применяемые в дозиметрических расчетах: H – высота древостоя, м; l_{cr} – длина кроны, м; l_{tr} – длина подкронового пространства, м; h_m – высота измерения и расчета мощности дозы, м; l_{A0} – линейная толщина лесной подстилки, м; $l_{0-1} \dots l_{9-10}$ – линейная толщина почвенных слоев от 0–1 см до 9–10 см слоя, м.

Fig. 1. The main parameters of pine plantations used in dosimetric calculations: H – height of the stand, m; l_{cr} – crown length, m; l_{tr} – length of the subcrown space, m; h_m – height of measurement and calculation of dose rate, m; l_{A0} – linear thickness of the forest floor, m; $l_{0-1} \dots l_{9-10}$ – the linear thickness of the soil layers is from 0–1 cm to 9–10 cm of the layer, m.

почвы – с помощью разборного трубчатого пробоотборника на глубину до 10 см с делением по 1-сантиметровым слоям.

Методика измерений в лаборатории. В камеральных условиях образцы почвы и растений высушивали до воздушно-сухого состояния, измельчали на лабораторной мельнице. По каждому элементу фитомассы готовили смешанные пробы.

Пробы почвы и растений измеряли на г-спектрометрическом комплексе, состоящем из персонального компьютера с платой аналого-цифрового преобразователя и измерительным устройством УИ-36 с полупроводниковым детектором ДГДК-63 (СССР). Эффективность регистрации на линии 661.6 кэВ составляла 0.0035, минимально детектируемая активность ^{137}Cs с дополнительным пассивным блоком защиты – 2 Бк. Статистическая ошибка (1 сигма)

оценки площади фотопиков не превышала 10% и в большинстве случаев была меньше 5% при определении активности ^{137}Cs и менее 7% – ^{134}Cs . Время измерения проб каждой почвы, в зависимости от скорости счета, составляло 0.1–1.0 ч.

Методика измерения мощности экспозиционной дозы. Измерения мощности экспозиционной дозы внешнего γ -излучения выполняли дозиметром ДРГ-01Т с детектором излучения, состоящим из четырех газоразрядных счетчиков СБМ-20 (ЦНПО “Ленинец”, СССР) на высоте 1 м над поверхностью лесной подстилки в реперных точках [12]. Время измерения составляло не менее 25 с. Величину мощности экспозиционной дозы переводили в мощность поглощенной дозы с использованием пересчетного коэффициента 8.77E-03 и выражали в Гр/с [13].

Расчет мощности дозы внешнего γ -излучения. Для расчета мощности дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м от излучения радионуклидов, находящихся в почве и элементах фитомассы древесных растений, были взяты данные по удельной активности радиоизотопов цезия в основных компонентах сосновых насаждений пробных площадей (лесной подстилки, 1-сантиметровых слоев верхней минеральной части почвы и элементов фитомассы) в 1994 г. [12]. Удельную активность ^{134}Cs оценивали исходя из одинаковых коэффициентов перехода радиоизотопов цезия. Выбор 1994 г. для сравнительных оценок мощности дозы измерительными и расчетными методами был обусловлен преобладанием в спектре γ -излучения ^{137}Cs и ^{134}Cs при практически полном отсутствии среднеживущих радионуклидов ($^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$ и $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$) [11].

Для оценки мощности поглощенной дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м в лесном насаждении рассмотрены бесконечно протяженные в продольном направлении источники ионизирующего излучения конечной толщины, содержащие ^{137}Cs и ^{134}Cs : лесная подстилка, минеральная часть почвы из десяти почвенных слоев толщиной 1 см, крона (однородная воздушно-растительная среда, состоящая из веток и хвои разного возраста, кроновой части древесного ствола с корой и атмосферного воздуха, заполняющего промежутки между ними), подкronовое пространство (воздушно-растительная среда, состоящая из древесного ствола с корой, расположенного между лесной подстилкой и нижней границей кроны) (рис. 1) [3–7]. Расчет плотности однородной воздушно-раститель-

ной среды и ее удельной активности выполнен согласно [14]. Биометрические показатели древостоя (высота и диаметр деревьев, биомасса элементов надземной фитомассы на единице площади насаждения) приняты для модальных сосновых насаждений 20-летнего возраста Запада Европейской части [15]. Длина кроны рассчитана согласно [16].

Расчет мощности поглощенной дозы внешнегаммового излучения на высоте 1 м над поверхностью лесной подстилки выполняли на основе интегрирования дозовой функции точечного источника излучения, расположенного за защитой, с учетом фактора накопления рассеянного излучения, аппроксимированного функцией Тейлора [3] и Бергера [4], а также численного решения уравнений переноса излучения [6, 7].

Расчет мощности дозы на основе интегрирования дозовой функции точечного источника излучения. При аппроксимации фактора накопления функцией Тейлора расчет мощности дозы от гаммаизлучения радионуклидов, находящихся в лесной подстилке, почвенных слоях и кроне, рассчитывали по формуле [3], Гр/с:

$$D_{\gamma}^{ext,i} = 2\pi \cdot \Gamma \cdot \rho_a \cdot SA^i \cdot \left[E_2^*(z_1) - E_2^*(z_2) \right] / \mu_a, \quad (1)$$

где Γ – гамма-постоянная радионуклида, ($\text{Гр} \times \text{м}^2$) / ($\text{Бк} \times \text{с}$); SA^i – удельная активность в компоненте соснового биогеоценоза, $\text{Бк}/\text{кг}$; μ_a – линейный коэффициент ослабления гаммаизлучения в воздухе, м^{-1} [19]; ρ_a – плотность воздуха при стандартных условиях, $\text{кг}/\text{м}^3$; $E_2^*(z)$ – модифицированная интегрально-показательная функция второго рода [3]; z_1 и z_2 – параметры модифицированной интегрально-показательной функции согласно [3].

Расчет мощности дозы от гаммаизлучения радионуклидов, содержащихся в элементах фитомассы подкронового пространства, рассчитывали по формуле [3], Гр/с¹:

$$D_{\gamma}^{ext,tr} = 2\pi \cdot \Gamma \cdot \rho_a \cdot SA^{tr} \cdot$$

$$\cdot \left[2 \cdot \left(\frac{A}{1 + \alpha_1} + \frac{1 - A}{1 + \alpha_2} \right) - E_2^*[z_1] - E_2^*[z_2] \right] / \mu_a, \quad (2)$$

где SA^{tr} – удельная активность в однородной воздушно-растительной среде подкронового пространства, $\text{Бк}/\text{кг}$; A , α_1 и α_2 – безразмерные параметры функции Тейлора [13].

Мощность дозы внешнего гаммаизлучения радионуклидов, находящихся в почвенных слоях, кроне и подкроновом пространстве, при аппроксимации фактора накопления функцией Бергера рассчитана согласно [4], Гр/с:

$$D_{\gamma}^{ext,i} = 2\pi \cdot \Gamma \cdot \rho_i \cdot SA^i \cdot \left\{ \begin{array}{l} e^{-\varepsilon_1} - \varepsilon_1 \cdot E_1(\varepsilon_1) - e^{-\varepsilon_2} + \varepsilon_2 \cdot E_1(\varepsilon_2) + \\ + \frac{a}{(1-b)^2} \left[e^{-(1-b) \cdot \varepsilon_1} - e^{-(1-b) \cdot \varepsilon_2} \right] \end{array} \right\} / \mu, \quad (3)$$

где Γ – гамма-постоянная радионуклида, ($\text{Гр} \times \text{м}^2$) / ($\text{Бк} \times \text{с}$); SA^i – удельная активность в компоненте соснового биогеоценоза, $\text{Бк}/\text{кг}$; ρ_i – плотность i -ой компоненты, $\text{кг}/\text{м}^3$; $E_1(\mu)$ – интегрально-показательная функция первого рода [3]; ε_1 и ε_2 – параметры интегрально-показательной функции; a и b – параметры функции Бергера [13].

Параметры интегрально-показательной функции ε_1 и ε_2 рассчитывали по формулам:

$$\varepsilon_1 = \mu \cdot h_m + \sum_{j=1}^n (\mu_s \cdot l_{j-1}), \quad (4)$$

$$\varepsilon_2 = \mu \cdot h_m + \sum_{j=1}^n (\mu_s \cdot l_j), \quad (5)$$

где m , m_s – массовый коэффициент ослабления гаммаизлучения в воздухе и почве соответственно, $\text{м}^2/\text{кг}$ [13]; l_j – линейная толщина компоненты биогеоценоза (рис. 1).

При этом, рассчитывая мощность дозы от гаммаизлучения радионуклидов, находящихся внутри подкронового пространства, предполагали нахождение детектора на границе двух бесконечно протяженных в продольном направлении слоев с одинаковой удельной активностью воздушно-растительной среды. Линейная толщина одного из них равна высоте измерения, а второго – разности между протяженностью подкронового пространства и высотой измерения.

Расчет мощности дозы на основе численного решения уравнений переноса излучения. Расчет мощности дозы от гаммаизлучения радионуклидов, находящихся в лесной подстилке и почвенных слоях, основанный на численном решении уравнения переноса, выполнен согласно [7], Гр/с:

$$D_{\gamma}^{ext,j} = 1 \cdot 10^{-15} \cdot SA_j \cdot \left\{ \begin{array}{l} \frac{a_1}{a_3} \cdot e^{(a_4-a_2)} \cdot e^{-a_3 \cdot e^{(-a_4 \cdot r_{tr})} \cdot l_{j-1}} \times \\ \times \left[1 - e^{-a_3 \cdot e^{(-a_4 \cdot r_{tr})} \cdot (l_j - l_{j-1})} \right] + \\ + \frac{a_5}{a_6} \cdot e^{-a_6 \cdot l_{j-1}} \cdot \left[1 - e^{-a_6 \cdot (l_j - l_{j-1})} \right] \end{array} \right\}, \quad (6)$$

где SA_j – удельная активность в j -м почвенном слое, $\text{Бк}/\text{кг}$; r_{tr} – плотность воздушно-растительной среды подкронового пространства, $\text{кг}/\text{м}^3$; a_1-a_6 – радионуклид-специфичные параметры [7].

Расчет мощности дозы от γ -излучения радионуклидов, находящихся в кроне, с применением численного решения уравнений переноса излучения выполнен по формуле [7], ГР/с:

$$D_{\gamma}^{ext,cr} = 1 \cdot 10^{-16} \cdot SA^{cr} \cdot \zeta_{cr} \cdot \left[R_1 \cdot y_2 + R_2 \cdot (y_2^2 + 2 \cdot y_1 \cdot y_2) - \right. \\ \left. - R_3 \cdot \{(y_1 + y_2) \cdot \ln(y_1 + y_2) - y_1 \cdot \ln(y_1)\} \right], \quad (7)$$

где SA^{cr} – удельная активность в воздушно-растительной среде кроны, $\text{Бк}/\text{кг}$; R_1-R_3 – радионуклид специфичные параметры [7]; ζ_{cr} , y_1 , y_2 – параметры, зависящие от плотности и протяженности кроны [7].

Расчет мощности дозы от γ -излучения радионуклидов, находящихся в подкроновом пространстве, на основе численного решения уравнений переноса излучения, выполнен согласно [7], ГР/с:

$$D_{\gamma}^{ext,tr} = 1 \cdot 10^{-16} \cdot SA^{tr} \cdot \zeta_{tr} \cdot \left[R_1 \cdot (y_0 + y_1) + R_2 \cdot (y_0^2 + y_1^2) - \right. \\ \left. - R_3 \cdot \{y_0 \cdot \ln(y_0) - y_1 \cdot \ln(y_1)\} \right], \quad (8)$$

где SA^{tr} – удельная активность в воздушно-растительной среде подкронового пространства, $\text{Бк}/\text{кг}$; ζ_{tr} , y_0 , y_1 – параметры, зависящие от плотности и протяженности подкронового пространства [7].

Все расчеты были выполнены с применением специально разработанных для этой цели программных средств в среде Lazarus IDE v 2.0.10.

При расчете суммарной мощности поглощенной дозы от лесной подстилки и почвенных слоев учтен естественный радиационный фон в сосновых насаждениях, относящихся к типу лесорастительных условий А2 на территории Республики Беларусь, который составляет 16 пГр/с [17].

РЕЗУЛЬТАТЫ

В табл. 2 приведены данные по удельной активности ^{137}Cs и ^{134}Cs в лесной подстилке и минеральной части почвы в 1994 г., а также расчетная мощность поглощенной дозы на высоте 1 м. Как следует из представленных данных, наибольшая удельная активность радионуклидов наблюдалась в лесной подстилке, достигая $1,7 \cdot 10^6 \text{ Бк}/\text{кг}$ по ^{137}Cs и $7,1 \cdot 10^4 \text{ Бк}/\text{кг}$ по ^{134}Cs на наиболее загрязненном опытном объекте Кр. По мере заглубления содержание обоих радионуклидов снижается в 4–5 раз в слое 0–1 см, примерно на два математических порядка – в 4–5 см слое и на три – в 9–10 см. Тем не менее в этом слое удельная активность ^{137}Cs достигает 70 $\text{Бк}/\text{кг}$ на объекте Гн и 2200 $\text{Бк}/\text{кг}$ – Кр. Удельная активность ^{134}Cs в одних и тех же почвенных слоях существенно (в 15–30 раз) ниже по сравнению с ^{137}Cs .

В 1994 г. суммарная расчетная мощность поглощенной дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м над поверхностью подстилки от излучения ^{137}Cs , содержащегося в этом горизонте и в почвенных слоях, составляла, пГр/с: на объекте Гн 200–250, Пг – 800–1000 и Кр – 4200–5600. Аналогичный показатель по ^{134}Cs меньше примерно в 10 раз. При этом отметим, что суммарная мощность дозы, рассчитанная с применением факто-ра накопления, аппроксимированного функцией Тейлора (1), как правило, больше по сравнению с другими вариантами расчета. Вместе с тем, рассматривая мощность дозы от γ -излучения ^{137}Cs , находящегося в одних и тех же почвенных слоях минеральной части, можно констатировать, что все расчетные формулы позволяют получить сопоставимые между собой результаты.

Наибольший вклад (45–60%) в суммарную мощность поглощенной дозы на высоте 1 м вносит γ -излучение радионуклидов, находящихся в лесной подстилке (табл. 2). В целом же, излучение радионуклидов, находящихся в лесной подстилке и двух верхних почвенных слоях, формирует 93–95% суммарной мощности дозы от

Таблица 2. Распределение удельной активности радионуклидов в почве и расчетная мощность поглощенной дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м

Table 2. Distribution of the specific activity of radionuclides in the soil and the estimated power of the absorbed dose of external gamma radiation at a height of 1 m

Почвенные слои	Удельная активность, Бк/кг [12]		Мощность поглощенной дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м над поверхностью почвы, нГр/с					
			^{137}Cs			^{134}Cs		
	^{137}Cs	^{134}Cs	(1)	(3)	(6)	(1)	(3)	(6)
$\Gamma_{\text{Н}}$								
A0	85100	3247	167.00	142.00	95.62	17.30	14.60	10.44
0–1	16280	645	58.30	47.70	65.66	6.39	5.11	7.44
1–2	3955	217	15.30	12.20	15.20	2.38	1.83	2.38
2–3	1787	96	6.52	5.09	6.07	1.01	0.76	0.92
3–4	770	47	2.62	2.02	2.33	0.49	0.35	0.40
4–5	385	28	1.22	0.93	0.97	0.28	0.20	0.20
5–6	325	18	0.98	0.74	0.77	0.18	0.13	0.12
6–7	226	—	0.61	0.46	0.49	0.10	0.07	—
7–8	191	—	0.45	0.34	0.37	0.07	0.05	—
8–9	96	—	0.20	0.15	0.17	0.04	0.03	—
9–10	66	—	0.12	0.09	0.10	0.02	0.01	—
Сумма	—	—	253.32	211.72	187.74	28.26	23.14	21.89
$\Pi_{\text{Г}}$								
A0	324500	13795	636.00	543.00	364.60	73.60	61.90	44.34
0–1	70300	2742	257.00	210.00	289.17	27.20	21.70	31.61
1–2	25200	924	97.60	77.70	96.73	10.10	7.78	10.09
2–3	8910	406	32.50	25.40	30.29	4.30	3.22	3.90
3–4	4625	202	15.80	12.10	13.98	2.06	1.50	1.71
4–5	2810	120	8.92	6.80	7.09	1.19	0.85	0.84
5–6	1370	79	4.11	3.12	3.26	0.76	0.54	0.51
6–7	815	46	2.16	1.63	1.73	0.42	0.29	0.27
7–8	666	38	1.58	1.19	1.29	0.32	0.22	0.20
8–9	451	23	0.95	0.71	0.80	0.18	0.12	0.11
9–10	277	—	0.50	0.38	0.41	0.09	0.06	—
Сумма	—	—	1057.12	882.03	809.34	120.22	98.17	93.60
Кр								
A0	1709400	70796	3350.00	2860.00	1920.00	378.00	318.00	228.00
0–1	323306	14074	1160.00	947.00	1303.00	139.00	111.00	162.00
1–2	136530	4741	529.00	421.00	524.00	51.80	39.90	52.00
2–3	70818	2086	258.00	202.00	241.00	22.10	16.50	20.03
3–4	36800	1035	125.00	96.50	111.00	10.60	7.71	8.76
4–5	23450	618	74.50	56.80	59.10	6.10	4.35	4.32
5–6	16090	403	48.30	36.60	38.20	3.92	2.75	2.64
6–7	8690	238	23.10	17.40	18.50	2.14	1.47	1.39
7–8	6840	193	16.20	12.20	13.20	1.62	1.10	1.02
8–9	4600	120	9.70	7.28	8.12	0.94	0.63	0.58
9–10	2160	67	3.90	2.95	3.23	0.48	0.32	0.28
Сумма	—	—	5597.70	4659.73	4239.35	616.70	503.73	481.02

Примечание. В скобках приведены номера формул, по которым рассчитана мощность дозы.

Таблица 3. Распределение удельной активности радионуклидов в элементах надземной фитомассы сосны обыкновенной в 1994 г. и мощность поглощенной дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м

Table 3. Distribution of the specific activity of radionuclides in the elements of the aboveground phytomass of Scots pine in 1994 and the power of the absorbed dose of external γ radiation at a height of 1 m

Элемент надземной фитомассы	Удельная активность на воздушно-сухой вес, Бк/кг [12]	Мощность поглощенной дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м над поверхностью почвы, пГр/с												
		крона						подкроновое пространство						
		^{137}Cs			^{134}Cs			^{137}Cs			^{134}Cs			
		^{137}Cs	^{134}Cs	(1)	(3)	(7)	(1)	(3)	(7)	(2)	(3)	(8)	(2)	(3)
$\Gamma_{\text{Н}}$														
Древесина ствола	1690	60	3.5				0.49			80				
Кора ствола	3950	194		3.3	2.7			0.54	0.39	0.93	0.94		0.073	0.072
Ветки с корой	3870	165												0.084
Хвоя 1-летн.	22200	940												
Хвоя прошлых лет	6300	267												
$\Pi_{\text{Г}}$														
Древесина ствола	5620	324	20				2.1			16				
Кора ствола	28100	1049		18	15			2.0			4.1	4.1		
Ветки с корой	25600	892									3.5		0.53	0.56
Хвоя 1-летн.	134000	5073												0.46
Хвоя прошлых лет	42800	1443												
$K_{\text{Р}}$														
Древесина ствола	51500	1773	100				11			29				
Кора ствола	133000	5752		94	77			11	9.2		25			
Ветки с корой	107000	4889						11	29		2.9			
Хвоя 1-летн.	617000	27799									3.1			
Хвоя прошлых лет	172000	7908												2.6

Примечание. В скобках приведены номера формул, по которым рассчитана мощность дозы.

почвы в целом. Вклад почвенных слоев, находящихся на глубине >5 см, в суммарную мощность дозы не превышает 2.5%, причем эта картина характерна для обоих радионуклидов.

В табл. 3 представлены данные по удельной активности ^{137}Cs и ^{134}Cs в элементах надземной фитомассы исследованных сосняков, а также мощность поглощенной дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м над поверхностью лесной подстилки, обусловленной излучением радионуклидов, находящихся в кроне и подкроновом пространстве насаждений в 1994 г. Как следует из представленных данных, ранжированный ряд элементов фитомассы по содержанию радиоизотопов цезия в 1994 г. был следующим: хвоя текущего года формирования $>$ хвоя прошлых лет (в 3–4 раза меньше относительно хвои текущего года) $>$ ветки с корой и кора ствола (в 5–8 раз меньше) $>$ окоренная древесина ствола (в 15–20 раз).

При этом мощность поглощенной дозы на высоте 1 м над поверхностью лесной подстилки от γ -излучения ^{137}Cs , находящегося в кроне, составляет, пГр/с: на объекте Гн 2.7–3.5, Пг – 15–20 и на Кр – 77–100, в то время как мощность дозы от излучения этого радионуклида, находящегося в подкроновом пространстве, в 3–5 раз меньше. Вклад ^{134}Cs в формирование мощности дозы на высоте 1 м примерно в 8–10 раз меньше по сравнению с ^{137}Cs . Обращает на себя внимание, что результаты расчетов разными методами сопоставимы между собой.

В табл. 4 приведены обобщенные данные по мощности поглощенной дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м от всех источников ионизирующего излучения (почвы, включающей лесную подстилку и минеральные почвенные слои, подкронового пространства и кроны), а также диапазон измеренных величин исследуемого показателя. Основным фактором дозоформирования

Таблица 4. Рассчитанная и измеренная мощность поглощенной дозы на высоте 1 м над поверхностью лесной подстилки, нГр/с

Table 4. Calculated and measured absorbed dose rate at a height of 1 above the surface of the forest floor, pGy/s

Опытный объект	Источник излучения	(1), (2)	(3)	(6), (7), (8)	Измеренный диапазон мощности дозы	
Гн	почва*	297.51	251.31	226.00	—	—
	подкроновое	1.00	1.01	0.88		
	крона	3.99	3.84	3.09		
	сумма	302.50	256.16	229.97	195	243
Пг	почва*	1197.11	997.51	919.75	—	—
	подкроновое	4.63	4.66	3.96		
	крона	22.10	20.00	16.60		
	сумма	1223.84	1022.17	940.31	974	1100
Кр	почва*	6245.11	5191.11	4741.19	—	—
	подкроновое	31.90	32.10	27.60		
	крона	111.00	105.00	86.20		
	сумма	6388.01	5328.21	4854.99	4380	5110

Примечание. Учен естественный радиационный фон для типа лесорастительных условий А2 [17].

В скобках приведены номера формул по расчету доз внешнего γ -излучения.

ния внешнего γ -излучения в лесных насаждениях спустя 8 лет после аварийных радиоактивных выпадений является излучение радионуклидов, находящихся в лесной подстилке и верхних почвенных слоях. Этот источник излучения определяет до 98% исследуемого дозового показателя, причем определяющую роль играют радионуклиды, находящиеся в лесной подстилке и двух верхних почвенных слоях. Вклад излучения радионуклидов, находящихся в кроне деревьев не превышает 2%, а в подкроновом пространстве – десятых долей процента.

В целом, рассчитанная разными методами мощность поглощенной дозы на опытных объектах достаточно хорошо согласуется с измеренными значениями, что позволяет говорить о их применимости к оценке формирования дозы. При этом наилучшее соответствие установлено при расчете мощности дозы с применением формул (3) и (6). Применение расчетных формул (1) и (2), учитывающих фактор накопления рассеянного излучения на основе функции Тейлора, обладает несколько большей консервативностью, завышая итоговый показатель до 25%.

ОБСУЖДЕНИЕ

Наблюдаемое нами распределение ^{137}Cs и ^{134}Cs в вертикальном профиле почвы спустя 8 лет после аварийных радиоактивных выпадений хорошо согласуется с результатами исследований для анало-

гичных лесорастительных условий [18, 19]. В этих работах также отмечена наибольшая удельная активность радиоизотопов цезия в лесной подстилке и в верхнем 1-сантиметровом слое минеральной, обусловленная эффективной сорбцией одновалентных катионов органо-минеральным веществом. По мере заглубления его доля снижается и различия в удельной активности смежных слоев менее выражены: если в верхней части почвенного профиля они достигали математического порядка, то с глубиной – 20–30% [11].

В настоящей работе расчеты мощности поглощенной дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м от выполнены для радионуклидов, находящихся на глубине до 10 см в исследованных почвах с автоморфным режимом увлажнения, что обусловлено незначительным содержанием ^{137}Cs на большей глубине, составляющей десятые доли процента от суммарной плотности загрязнения [11, 18]. Вместе с тем на почвах с гидроморфным режимом увлажнения за 8 лет после выпадений ~20% ^{137}Cs мигрировало на глубину >10 см и эту активность необходимо учитывать при расчетах мощности дозы внешнего γ -излучения [20]. Дальнейшая миграция ^{137}Cs в вертикальном профиле почвы определит снижение мощности дозы, обусловленное экранированием излучения поверхностными слоями.

В целом суммарная мощность поглощенной дозы на высоте 1 м, обусловленная излучением

радионуклидов, находящихся в лесной подстилке и минеральной части почвы, пропорциональна плотности загрязнения опытных объектов. При этом следует иметь ввиду, что к 1994 г. (8 лет после аварийных выпадений) полностью распались короткоживущие радионуклиды, прошло примерно восемь периодов полураспада ^{106}Ru и ^{144}Ce , соответственно, на 97% спектр γ -излучения на опытных объектах определяли радиоактивные изотопы цезия [11]. По этой причине сравнение расчетной и измеренной мощности дозы выполнено наиболее корректно, так как другие радионуклиды из состава аварийного выброса практически не влияли на исследуемый показатель, а также был учтен естественный радиационный фон для аналогичных лесорастительных условий.

При сравнении величины мощности поглощенной дозы на высоте 1 м от поверхности лесной подстилки от γ -излучения ^{137}Cs и ^{134}Cs , находящихся в одних и тех же почвенных слоях, можно заметить, что первый из радионуклидов формирует в 5–10 раз большую мощность дозы по сравнению со вторым. Одновременно с этим удельная активность ^{137}Cs в одном и том же слое почвы в 15–25 раз больше по сравнению с ^{134}Cs . Эти непропорциональные изменения дозового показателя определены снижением активности ^{134}Cs в 16 раз с момента прекращения выпадений на фоне неравномерности миграционных процессов в вертикальном профиле почвы [18] и значительно (в 2.5 раза) большей энергией γ -излучения ^{134}Cs по сравнению с таковой для ^{137}Cs [13].

Обращают на себя внимание различия в содержании радионуклидов в лесной подстилке и верхнем 1-сантиметровом слое почвы, с одной стороны, и расчетной мощностью дозы на высоте 1 м от этих источников – с другой. Так, в 1994 г. лесная подстилка характеризовалась наибольшей удельной активностью радиоцезия на исследованных опытных объектах и по этому показателю примерно в 5 раз превышала концентрацию в верхнем 1-сантиметровом слое почвы, однако различия по величине мощности дозы были значительно меньше – в 1.5–2.7 раза. Это объясняется тем, что плотность лесной подстилки в типе лесорастительных условий А2 при естественной влажности составляла $\sim 220 \text{ кг}/\text{м}^3$ и была значительно меньше по сравнению с плотностью верхнего почвенного слоя ($\sim 1000 \text{ кг}/\text{м}^3$) [10]. Соответственно, запас радионуклидов в лесной подстилке опытных объектов в 1994 г. составлял 45–50%, в то время как в верхнем 1-сантиметровом слое почвы – $\sim 30\%$

[11]. Кроме того, более рыхлая лесная подстилка обладает меньшей экранирующей способностью и самопоглощением к ионизирующему излучению по сравнению с минеральной частью почвы.

Наилучшее соответствие результатов расчета мощности дозы внешнего γ -излучения разными методами наблюдается для кроны, подкронового пространства (табл. 3) и почвенных слоев минеральной части почвы (табл. 2). Вместе с тем для мощности дозы от γ -излучения радионуклидов, находящихся в лесной подстилке, несколько большие значения получены на основе формул (1) и (3) по сравнению с (6), что может быть связано с необходимостью дополнительных исследований по параметризации этого почвенного горизонта.

В целом же можно констатировать, что через 8 лет после аварийных радиоактивных выпадений в сосновых насаждениях, относящихся к типу лесорастительных условий А2, наибольший вклад в формирование дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м принадлежит почве (до 98%). Надземная фитомасса древесных растений привносит незначительный вклад в мощность дозы на высоте 1 м – менее 2%, причем 1.3–1.9% принадлежит кроне и только десятые доли процента – подкроновому пространству за счет γ -излучения радионуклидов, накопленных в древесине и коре ствола. Эта ситуация в сосновых насаждениях данного типа лесорастительных условий сохранится и в дальнейшем, поскольку именно в этот период в исследуемых лесорастительных условиях установилось квазиравновесное состояние в распределении радиоцезия в системе “почва – древесное растение” [11, 18]. Соответственно, при снижении суммарной активности радиоцезия в биогеоценозе, вызванном радиоактивным распадом, распределение радионуклидов по компонентам в относительных величинах активности прогнозируется на постоянном уровне.

Расчеты мощности дозы на высоте 1 м от γ -излучения радионуклидов, содержащихся в исследованных компонентах сосновых биогеоценозов, выполненные на основе разных расчетных формул, позволяют получить сопоставимые результаты – различия в итоговых данных не превышают 25% (табл. 4). Кроме того, можно отметить удовлетворительное соответствие расчетных и измеренных значений мощности поглощенной дозы, хотя применение формул (1) и (2) демонстрирует большую степень консервативности.

Таким образом, результаты расчетов мощности дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м позволяет говорить о применимости рассмотренных в работе методов расчета для прогнозной оценки радиационной обстановки в лесных биогеоценозах после радиоактивных выпадений. Расчеты мощности дозы внешнего γ -излучения целесообразно проводить совместно с миграционными моделями распределения радионуклидов в биогеоценозах, которые позволяют получить исходные данные об удельной активности радиоактивных веществ в почвенных слоях и элементах надземной фитомассы, что имеет важное значение при прогнозировании радиационного воздействия на окружающую среду.

ВЫВОДЫ

1. Установлена удовлетворительная сходимость рассчитанных и измеренных величин мощности поглощенной дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м над поверхностью почвы, обусловленной содержанием ^{137}Cs и ^{134}Cs в лесной подстилке, верхних почвенных слоях и элементах надземной фитомассы сосновых насаждений спустя 8 лет после аварийных радиоактивных выпадений ЧАЭС.

2. Показано, что мощность дозы внешнего γ -излучения на высоте 1 м формируется, в основном, за счет излучения радионуклидов, находящихся в лесной подстилке и двух верхних почвенных слоях.

3. Вклад излучения радионуклидов, содержащихся в элементах надземной фитомассы, не превышает 2.5%. Разные методы расчета мощности дозы позволяют получить сопоставимые результаты для одних и тех же источников излучения, что позволяет рекомендовать их для выполнения прогнозных оценок внешнего облучения.

4. Дальнейшее развитие рассмотренных методов дозиметрических расчетов, представляется в их совместном использовании с моделями миграции радионуклидов в природно-растительных комплексах, прогнозирующих содержание радионуклидов в их основных компонентах, а также их применение для решения широкого спектра задач по обеспечению радиационной безопасности окружающей среды в зонах радиоактивного загрязнения.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена согласно плану НИР по государственному заданию НИЦ Курчатовский институт – ВНИИРАЭ в соответствии с пунктом 5п7.4.

Авторы декларируют отсутствие явных и потенциальных конфликтов интересов, связанных с публикацией статьи.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Практические рекомендации по вопросам оценки радиационного воздействия на человека и биоту. Под общ. ред. И.И. Линге и И.И. Крышева. М.: ООО Сам Полиграфист, 2015. 265 с. [Prakticheskie rekommendatsii po voprosam otsenki radiatsionnogo vozdeystviya na cheloveka i biotu. Pod obshch. red. I.I. Linge i I.I. Krysheva. = Practical recommendations on the assessment of radiation effects on humans and biota. M.: OOO Sam Poligrafist, 2015. 265 s. (In Russ.)].
2. Dose Coefficients for External Exposure to Environmental Sources. Publication 144. Ann. ICRP 49(2). London: SGSE Publications Ltd., 2020. 152 p. <https://doi.org/10.1177/0146645320906277>
3. Спиридонов С.И., Фесенко С.В., Гераськин С.А. и др. Оценка доз облучения древесных растений в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС. *Radiac. биология. Radioэкология.* 2008;48(4):443–449. [Spiridonov S.I., Fesenko S.V., Geraskin S.A. et al. The dose estimation of woody plants in the long-term after Chernobyl NPP Accident. *Radiac. biology. Radioekology.* 2008;48(4):443–449. (In Russ.)].
4. Спирин Е.В. Метод расчета доз облучения животных для оценки последствий загрязнения окружающей среды. *Radiac. биология. Radioэкология.* 2009;49(5):608–616. [Spirin E.V. The method for the dose absorbed by terrestrial animals for assessment of the environmental impact from radioactive contamination. *Radiac. biology. Radioekology.* 2009. 2009;49(5):608–616. (In Russ.)].
5. Переволоцкий А.Н., Спирин Е.В., Переволоцкая Т.В., Спиридонов С.И. Модель расчета мощности поглощенной дозы в вертикальном профиле почвы в острую фазу радиоактивных выпадений. *Radiac. биология. Radioэкология.* 2018;58(4):415–424. [Perevolotskiy A.N., Spirin E.V., Perevolotskaya T.V., Spiridonov S.I. Model for calculating the distribution of absorbed dose rate in the vertical soil profile in the acute phase radioactive fallout. *Radiac. biology. Radioekology.* 2018;58(4):415–424. (In Russ.)]. <https://doi.org/10.1134/S0869803118040148>
6. Golikov V. Gamma ray exposure due to sources in the contaminated forest. In: Contaminated Forests, Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives. Eds. I. Linkov and W. R. Schell. NATO ASI Series 2, Environmental Security. V. 58. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1999. P. 333–341.
7. Golikov V.Yu. Air kerma rate from radionuclides distributed in forest ecosystem. *J. Environ. Radioact.* 2023;270:107283. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2023.107283>
8. Perevolotskaya T.V., Perevolotskii A.N., Kurachenko Yu.A. Methods of calculating the g-absorbed dose

- rate in case of radioactive contamination of meadow biogeocenoses. *Atomic Energy*. 2020;128(2):109–114. <https://doi.org/10.1007/s10512-020-00658-8>
9. Perevolotskaya T.V., Perevolotskii A.N. Dose calculations for herbaceous plants: comparison of two methods. *Atomic Energy*. 2021;130(5):300–303. <https://doi.org/10.1007/s10512-021-00813-9>
 10. Булавик И.М. Обоснование лесопользования в условиях радиоактивного загрязнения Белорусского Полесья : Дис. ... д-ра с.-х. наук. Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 1998. [Bulavik I.M. Obosnovaniye lesopolzovaniya v usloviyakh radioaktivnogo zagryazneniya Belorusskogo Polesya = Justification of forest management in conditions of radioactive contamination of the Belarusian Polesie: Dis. ... d-ra s.-kh. nauk = D. Agr. Sci. Dis. Gomel: Institute of Forest NAS Belarus, 1998. (In Russ.)].
 11. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП “Институт радиологии”, 2006. 255 с. [Perevolotskiy A.N. Raspredeleniye ^{137}Cs i ^{90}Sr v lesnykh biogeotzenozakh = Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in forest biogeocenoses. Gomel: RNIUP “Institute of radiology”, 2006. 255 p. (In Russ.)].
 12. Переволоцкий А.Н. Закономерности миграции ^{137}Cs в основных компонентах сосняка мшистого Гомельского Полесья: Дис. ... канд. с.-х. наук. Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 1995. [Perevolockij A.N. Zakonomernosti migracii ^{137}Cs v osnovnykh komponentakh sosnyaka mshistogo Gomel'skogo Poles'ya = Patterns of migration of ^{137}Cs in the main components of mossy pine forests of Gomel Polesie: Dis. ... kand. s.-h. nauk: Ph. D. Agr. Diss. Gomel: Institute of Forest NAS Belarus (In Russ.)].
 13. Машкович В.П., Кудрявцева А.В. Защита от ионизирующих излучений: Справочник. М.: АльянС, 2024. 496 с. [Mashkovich V.P., Kudryavtseva A.V. Zashchita ot ioniziruyushchikh izlucheniyy: Spravochnik = Protection from ionizing radiation: A reference book. Moscow:AlianS, 2024. 496 p. (In Russ.)].
 14. Perevolotsky A.N., Perevolotskaya T.V., Geras'kin S.A. Verification of a Migration-Dosimetric Model Describing the Formation of the Radiation Situation in Pine Stands in the First Year after Catastrophic Fall-out. *Biol. Bull.*. 2022;49(12):2369–2377. <https://doi.org/10.1134/S1062359022120196>
 15. Shvidenko A.Z., Schepaschenko D.G., Nilsson S., Buluy Yu.I. Tables and models of growth and productivity of forests of major forest forming species of northern Eurasia (standard and reference materials). M.:Federal Agency of Forest Management, 2008. 886 p.
 16. Атрошенко О.А. Лесная таксация. Минск: БГТУ, 2009. 466 с. [Atroshchenko O. A. Lesnaya taksatsiya = Forest taxation. Minsk: BSTU, 2009. 466 p. (In Russ.)]
 17. Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В. О содержании ^{40}K , ^{226}Ra и ^{232}Th в лесных почвах Республики Беларусь. *Radiac. biologiya. Radioekologiya*. 2014;54(2):193–200. [Perevolotsky A.N., Perevolockaya T.V. About the content of ^{40}K , ^{226}Ra and ^{232}Th in forest soils of the Republic of Belarus. *Radiac. biology. Radioekology*. 2014;54(2):193–200. (In Russ.)]. <https://doi.org/10.7868/S086980311402009X>
 18. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 1999. 268 с. [Shcheglov A.I. Biogeokhimiya tekhnogennyykh radionuklidov v lesnykh ekosistemakh: Po materialam 10-letnikh issledovaniy v zone vliyaniya avari na ChAES = Biogeochemistry of technogenic radionuclides in forest ecosystems: By the materials of the 10-year research in the area effected by the Chernobyl nuclear power station disaster. M.: Nauka, 1999. 268 p. (In Russ.)].
 19. Краснов В.П., Орлов А.А. Прикладная радиоэкология леса. Житомир: Волынь, 2007. 680 с. [Krasnov V.P., Orlov A.A. Prikladnaya radioekologiya lesa = Applied radioecology of forests. ZHitomir: Volyn, 2007. 680 p. (In Russ.)].
 20. Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В. Прогнозирование вертикального распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных почвах Республики Беларусь. *Radiac. biologiya. Radioekologiya*. 2012;52(6):625–635. [Perevolockij A.N., Perevolockaya T.V. Forecasting the vertical distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the forest soils of the Republic of Belarus. *Radiac. biology. Radioekology*. 2012;52(6):625–635. (In Russ.)].

Distribution of Cesium Radioisotopes in Pine Biogeocenoses and the Associated Absorbed Dose Rate of External γ -Radiation

T. V. Perevolotskaya, A. N. Perevolotsky, S. A. Geras'kin*

Russian Institute of Radiology and Agroecology of National Research Centre "Kurchatov Institute", Odninsk, Russia

*E-mail: stgeraskin@gmail.com

Data on the distribution of ^{137}Cs and ^{134}Cs in the main components (forest litter, upper layers of the mineral part of the soil, elements of the aboveground phytomass of woody plants) of pine plantations in the Belarusian sector of the 30 kilometer zone around the Chernobyl nuclear power plant 8 years after the emergency radioactive fallout are presented. Using dosimetric models based on the integration of the dose function of a point radiation source and the numerical solution of the radiation transfer equations, calculations of the absorbed dose rate of external gamma radiation at a height of 1 m above the surface of the forest floor from the radiation of radionuclides contained in the studied components were performed. Satisfactory convergence of the results of calculation and measurement of dose rate in pine plantations has been established. It is shown that different methods for calculating the dose rate from external gamma radiation of radionuclides contained in the same components of biogeocenosis allow us to obtain comparable results. The determining contribution to the formation of the radiation dose rate of ^{137}Cs and ^{134}Cs located in the forest floor and 2 upper soil layers of the mineral part of the soil has been established, the contribution of elements of the aboveground phytomass of woody plants does not exceed 2.5%.

Keywords: radioactivity, crown surface of woody plants, surface layer of soil, radionuclides, b-radiation, g-radiation, emergency radioactive fallout, absorbed dose rate, pine stands, emergency radioactive release

ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

Переволоцкая Татьяна Витальевна – канд. биол. наук, доцент, старший научный сотрудник лаборатории математического моделирования и программно-информационного обеспечения, Федеральное государственное бюджетное учреждение “Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии Национального исследовательского центра “Курчатовский институт”. ORCID: 0000-0001-8250-5536. forest_rad@mail.ru

Переволоцкий Александр Николаевич – д-р биол. наук, ведущий научный сотрудник лаборатории математического моделирования и программно-информационного обеспечения, Федеральное государственное бюджетное учреждение “Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии Национального исследовательского центра “Курчатовский институт”. ORCID: 0000-0002-6913-7609. Aleks_Perevolotsky@mail.ru

Гераськин Станислав Алексеевич – д-р биол. наук, проф., главный научный сотрудник лаборатории радиобиологии и экотоксикологии растений, Федеральное государственное бюджетное учреждение “Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии

гии Национального исследовательского центра “Курчатовский институт”. ORCID: 0000-0001-9978-3049 stgeraskin@gmail.com

Tatyana V. Perevolotskaya – Candidate of Biological Sciences, Associate Professor, senior researcher at the Laboratory of Mathematical Modeling and Software and Information Support, Russian Institute of Radiology and Agroecology of National Research Centre “Kurchatov Institute”. ORCID: 0000-0001-8250-5536 SPIN: 4562-3671.

Alexander N. Perevolotsky – Doctor of Biological Sciences, leading researcher at the Laboratory of Mathematical Modeling and Software and Information Support, Russian Institute of Radiology and Agroecology of National Research Centre “Kurchatov Institute”. ORCID: 0000-0002-6913-7609.

Stanislav A. Geras'kin – Doctor of Biological Sciences, professor, Head of Plant Radiobiology and Ecotoxicology Laboratory, Russian Institute of Radiology and Agroecology of National Research Centre “Kurchatov Institute”. ORCID: 0000-0001-9978-3049.

ВКЛАД АВТОРОВ

Все авторы сделали эквивалентный вклад в подготовку публикации.