

УДК 630.182.2(630.174.754):630.43: 539.163(546.36)

## ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЗАПАСА $^{137}\text{Cs}$ В БИОГЕОЦЕНОЗЕ СОСНЯКА ВЕРЕСКОВОГО ПОСЛЕ ВЕРХОВОГО ПОЖАРА В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ

© 2025 г. А. В. Углянец, Д. К. Гарбарук\*, М. В. Кудин

*Государственное природоохранное научно-исследовательское учреждение*

*“Полесский государственный радиационно-экологический заповедник”, Хойники, Республика Беларусь*

*\*E-mail: dima.garbaruk.77@mail.ru*

Поступила в редакцию 15.02.2024 г.

После доработки 29.06.2025 г.

Принята к публикации 14.05.2025 г.

Выполнена оценка распределения запаса  $^{137}\text{Cs}$  в элементах биогеоценоза сосняка верескового в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС и на гари, образовавшейся на его месте после устойчивого верхового пожара. Через полтора года после пирогенного воздействия установлено снижение содержания радионуклида в древесине мертвого древостоя сосны, лесной подстилке и появившемся живом напочвенном покрове и рост его активности в коре и естественном возобновлении древесных и кустарниковых растений. За это время лесная подстилка восстановила функции основного депо радионуклида в биогеоценозе и биогеохимического барьера на пути его вертикальной миграции. Увеличился запас  $^{137}\text{Cs}$  в минеральной части почвы. В ее верхней 200 мм толще произошло существенное перераспределение радионуклида. Значимого изменения общей активности  $^{137}\text{Cs}$  в трансформированном биогеоценозе после устойчивого верхового пожара не выявлено.

**Ключевые слова:** зона отчуждения, биогеоценоз, сосняк вересковый, верховой пожар, гарь, запас  $^{137}\text{Cs}$

**DOI:** 10.31857/S0869803125020099, **EDN:** LPHMQM

В границах территории зоны отчуждения (далее ЗО) Чернобыльской АЭС (далее ЧАЭС) функционирует Полесский государственный радиационно-экологический заповедник (далее заповедник), одной из главных задач которого является предотвращение выноса выпавших в результате катастрофы на ЧАЭС радиоактивных веществ за пределы загрязненной ими территории.

Серьезной проблемой в решении этой задачи являются лесные пожары, особенно верховые, при которых уничтожается вся растительная составляющая биогеоценоза, почти вся лесная подстилка, термическому воздействию подвергается верхний минеральный слой почвы. На гаях и прилегающих к ним территориях резко меняется радиационная обстановка, направленность потоков и скорость миграции радионуклидов [1–3].

Лесные пожары ремобилизуют депонированные в биогеоценозах ЗО ЧАЭС радиоактивные вещества [3]. Сгорание загрязненных лесных

горючих материалов приводит к вторичному переходу радионуклидов в атмосферу в составе аэрозолей [4], а  $^{137}\text{Cs}$  — и в газообразной фазе [5]. В дымах присутствуют все выпавшие при аварии на ЧАЭС радионуклиды [4, 6, 7]. Особенно высока в них доля  $^{137}\text{Cs}$  [7].

При лесных пожарах в атмосферу переходит 2.4% от сгоревшей массы лесных горючих материалов [8], с которыми может мигрировать 25–50%  $^{137}\text{Cs}$  от его количества, содержащегося в растительности, опаде, лесной подстилке [1, 9], и даже до 21% запаса радионуклида, аккумулированного в подстилке и верхнем слое минеральной части почвы [10]. Вынос радионуклидов в атмосферу возрастает при увеличении интенсивности пожара и повышении плотности поверхностного загрязнения почвы (далее ПЗ) [11].

Лесные пожары 1992 и 2002 годов в ЗО ЧАЭС приводили к повышению содержания радионуклидов в приземном слое воздуха на длительное время [12]. Степень загрязнения аэрозолей в дымах лесных пожаров в значительной мере зави-

сит от ПЗ радионуклидами [8]. При верховом пожаре на площади более 5000 м<sup>2</sup> и уровне ПЗ более  $370 \times 10^3$  Бк/м<sup>2</sup> (10 Ки/м<sup>2</sup>) их концентрация в атмосферном воздухе на расстоянии до 20 км от пожара увеличивается в 3–4 раза по сравнению с фоновой [13]. При пожарах в ЗО ЧАЭС концентрация радиоактивных веществ в дымах может возрастать от 20–30% [1] до сотен раз, или даже на несколько порядков [4, 8].

Поднявшиеся в атмосферу радиоактивные аэрозоли транспортируются воздушными массами на тысячи километров [3], но количественный их перенос на большие расстояния незначителен. Существенного влияния пожаров на изменение радиационной обстановки на загрязненных радионуклидами землях не происходит [4, 14]. Увеличение ПЗ радионуклидами за счет оседания радиоактивных аэрозолей в ЗО ЧАЭС составляет десятитысячные доли процента [6].

На месте пройденных огнем и сгоревших насаждений остаются мертвые вертикально стоящие и поваленные деревья, на поверхности почвы образуется зола и недожог. На них из атмосферы оседают радиоактивные аэрозоли. В минеральную часть почвы мигрирует до 80% оставшихся после пожара на поверхности почвы радионуклидов [1]. Содержание <sup>137</sup>Cs в ней может вырасти в среднем на 40% [15]. Кроме того, увеличению ПЗ <sup>137</sup>Cs в верхних двухсантиметровых слоях при верховом пожаре способствует восходящее внутрипочвенное его перемещение под действием тепловлагодиффузии [10]. Очевидно, что на гарях происходит кардинальное перераспределение радионуклидов. Косвенное влияние на этот процесс оказывает биологическая составляющая последствий верхового пожара: на поверхность почвы не поступает растительный опад, негоревшая часть лесной подстилки быстро разлагается, а новый верхний ее горизонт формируется из недожога, отмирающей древесины и травяной растительности [16].

Биогеоценозы в белорусском секторе ЗО ЧАЭС периодически подвергаются пирогенному воздействию. За 1991–2012 гг. пожарами пройдено 25,5 тыс. га ее территории, в том числе 17,7 тыс. га лесопокрытой площади. В 1992, 1996 и 2003 годах верховыми пожарами было уничтожено 4,9 тыс. га леса [17]. За 2007–2016 гг. площадь лесных пожаров составила 10229 га, в том числе 2763 га – верховых, из них 327,2 га – в вересковом типе леса. Верховые пожары привели к образованию гарей, 65% которых приурочены

к автоморфным почвам с типами лесорастительных условий (далее ТЛУ) А<sub>1</sub> и А<sub>2</sub> [18].

Самые большие лесные пожары произошли в июне 2015 г., когда огнем было пройдено 11004 га, или 5,1% территории заповедника. Площадь самого крупного из них составила 10961 га. Верховым устойчивым пожаром было уничтожено 5560 га (4,6%) лесов заповедника, в том числе и постоянный пункт наблюдения (далее ППН), входивший в сеть радиационно-экологического мониторинга лесных экосистем заповедника. Полученные при его закладке данные положены в основу оценки перераспределения <sup>137</sup>Cs на образовавшейся гари.

Цель работы – изучить перераспределение запасов <sup>137</sup>Cs в компонентах систем “лесной биогеоценоз–гарь” на примере сосняка верескового в ЗО ЧАЭС после катастрофического воздействия верхового пожара.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Объект исследований – сосняк вересковый, затем гарь на ППН, расположенном в квартале 169 Тульговичского лесничества заповедника (N: 51°43'29.6"; E: 29°43'01.7") на первой надпойменной террасе р. Припять в 0,8 км севернее поймы и в 45,6 км северо-западнее ЧАЭС. Почва дерново-подзолистая связнопесчаная оглеенная внизу, развивающаяся на связных древнеаллювиальных песках, сменяемых с глубины 450 мм песками рыхлыми [19], ТЛУ А<sub>1-2</sub>.

Заложен ППН 17.09.2014 г. в соответствии с Техническим кодексом устоявшейся практики (далее ТКП) 498-2013 (02080) “Радиационный мониторинг лесного фонда. Закладка постоянного пункта наблюдения. Порядок проведения” (Беларусь). Таксация древостоя и определение показателей насаждения выполнены в соответствии с ТКП 622–2018 (33090) “Технические требования при лесоустройстве. Отвод и таксация лесосек в лесах Республики Беларусь” и источником [20] при использовании справочных материалов [21, 22].

Учет подростка и подлеска проводился на четырех площадках размером 5 × 5 м в соответствии с ТКП 498-2013 (02080), обилие живого напочвенного покрова (далее ЖНП) по видам определяли по шкале Друде [23], общее проективное покрытие (далее ОПП) – глазомерно в процентах.

При закладке ППН в соответствии с ТКП 499-2013 (02080) “Радиационный мониторинг лесного фонда. Обследование постоянного пункта



Рис. 1. Гарь сосняка верескового по состоянию на 18.10.2018 г.

Fig. 1. Burnt of heather pine forest as of 18.10.2018.

наблюдения. Порядок проведения” (Беларусь)” в девяти контрольных точках ППН измеряли мощность дозы  $\gamma$ -излучения (далее МД) на поверхности почвы и на высоте 1 м с погрешностью измерения  $\pm 20\%$  дозиметром-радиометром МКС–АТ6130 (Атомтех, Беларусь) и отбирали образцы почвы на глубину 200 мм с лесной подстилкой стандартным пробоотборником диаметром 40 мм. В разных местах ППН заложили четыре шурфа с послойным (через 50 мм) отбором почвы на глубину 400 мм.

Пробы древесины отбирали у 30 деревьев классов I–III роста и развития по Крафту на высоте 1.3 м возрастным буром “Мора” (Швеция) до середины ствола. У тех же деревьев и на той же высоте при помощи специального пробоотборника диаметром 40 мм были взяты образцы коры. Отбор проб корней у деревьев, проб стволиков, корней и листьев у растений подроста и подлеска, проб фитомассы у растений ЖНП производили равномерно по всему ППН.

При верховом пожаре были полностью уничтожены ЖНП, подрост, подлесок, почти вся лесная подстилка, вся хвоя и третья часть скелета крон древостоя. Стволы деревьев обгорели, покрылись сажой и копотью, потеряли жизнеспособность, мелкие — отпали (рис. 1).

При восстановлении ППН после пожара (15.11.2016 г.) повторили замеры МД и отбор об-

разцов почвы в девяти контрольных точках. Рядом с допожарными шурфами взяли послойные (по 50 мм) почвенные пробы на глубину 400 мм. Произвели таксацию погибшего древостоя, учеты появившегося подроста и подлеска, описание ЖНП с последующим отбором биологических образцов в каждом из этих элементов.

На дату закладки ППН чистый 73-летний сосновый древостой III класса бонитета, который на протяжении 30 лет не подвергался хозяйственному воздействию, характеризовался достаточно высокими показателями роста и продуктивности. На гари через 560 дней после пожара сохранилось 92.4% мертвых стоящих деревьев (табл. 1).

Подрост и подлесок до пожара был редким, бедным в видовом отношении. В ЖНП доминировали мхи с единичным присутствием высших сосудистых растений. На гари к моменту исследований появился очень густой самосев осины, в значимом количестве — ракитник русский, сформировалось редкое травяное сообщество с преобладанием *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop. (табл. 2).

Измерения удельной активности (далее  $A_y$ )  $^{137}\text{Cs}$  в почвенных и биологических образцах выполнены в лаборатории спектрометрии и радиохимии заповедника на сцинтилляционном гамма-бета-спектрометре МКС–АТ1315 (Атомтех,

**Таблица 1.** Таксационные показатели древостоя до и после пожара

**Table 1.** Taxation indicators of the stand before and after the fire

Тип леса или категория земель	Состав древостоя	Возраст, лет	Средние		Класс бонитета	Число деревьев, шт./10 <sup>4</sup> м <sup>2</sup>	Полнота	Запас, м <sup>3</sup> /10 <sup>4</sup> м <sup>2</sup>
			диаметр, мм	высота, м				
Сосняк вересковый	10С	73	229	17.8	III	844	1.05	305
Гарь	мертвые деревья	—	239	18.8	—	780	—	277

**Таблица 2.** Характеристика нижних ярусов растительности в сосняке вересковом и на гарь

**Table 2.** Characteristics of the lower layers of vegetation in the heather pine forest type and on the its burnt area

Подрост, подлесок: вид — высота, мм/густота, шт./10 <sup>4</sup> м <sup>2</sup>	Живой напочвенный покров
До пожара	
<i>Quercus robur</i> L. — 360/352, <i>Populus tremula</i> L. — 370/4, <i>Frangula alnus</i> Mill. — 540/680, <i>Sorbus aucuparia</i> L. — 530/24, <i>Pyrus communis</i> L. — 270/4, Все виды — 480/1064	<i>Pleurozium schreberi</i> (Brid.) Mitt. — 90%, <i>Dicranum polysetum</i> SW. — 5%, <i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.) Schimp. in B.S.G. — менее 1%. Общее проективное покрытие — 95%. <i>Lycopodium clavatum</i> L., <i>Polygonatum odoratum</i> (Mill.) Druce, <i>Convallaria majalis</i> L. — sp; <i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull, <i>Carex</i> sp., <i>Chimaphila umbellata</i> (L.) W. Barton, <i>Festuca ovina</i> L., <i>Genista tinctoria</i> L., <i>Melampyrum polonicum</i> (Beauverd) Soó, <i>Solidago virgaurea</i> L. — sol. Общее проективное покрытие — 5%.
После пожара	
<i>Populus tremula</i> L. — 150/37000, <i>Chamaecytisus ruthenicus</i> (Fisch. ex Woloszcz.) Klaskova — 130/2300, Все виды — 150/39300	<i>Chamaenerion angustifolium</i> (L.) Scop. — cop <sup>1</sup> ; <i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq. — sp; <i>Acetosa pratensis</i> Mill., <i>Acetosella vulgaris</i> (W. D. J. Koch) Fourr., <i>Achillea millefolium</i> L., <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth, <i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop., <i>Genista tinctoria</i> L., <i>Oreoselinum nigrum</i> Delarb., <i>Pilosella officinarum</i> F. Schultz et Sch. Bip., <i>Poaceae</i> Barnhart, <i>Solidago virgaurea</i> L. — sol. Общее проективное покрытие — 30%.

**Таблица 3.** Процент естественного распада <sup>137</sup>Cs по временным интервалам

**Table 3.** Proportion of natural decay of <sup>137</sup>Cs by time intervals

Характеристика интервала	Временной интервал		Процент естественного распада <sup>137</sup> Cs
	даты	дней	
Определение A <sub>y</sub> <sup>137</sup> Cs — начало пожара	06.11.2014–14.06.2015	220	1.38
Пожар	15.06.2015–16.06.2015	2	0.01
Пожар — определение A <sub>y</sub> <sup>137</sup> Cs	16.06.2015–27.12.2016	560	3.47
Между определениями A <sub>y</sub> <sup>137</sup> Cs	06.11.2014–27.12.2016	782	4.82

Беларусь), отобранных до пожара — 6.11.2014 г., после пожара — 27.12.2016 г.

Между измерениями прошло 782 дня. Для корректировки запасов радионуклида рассчитали процент естественного распада <sup>137</sup>Cs (период естественного полураспада 30.17 лет) для некоторых временных интервалов (табл. 3) с использованием программного продукта “RadDecay v.4”.

Определение запасов <sup>137</sup>Cs в сравниваемых вариантах допозарного биогеоценоза и гарь прово-

дили путем оценочных расчетов запасов фито- и мортмассы и собственных данных A<sub>y</sub> радионуклида в них.

Запасы массы органического вещества в структурных компонентах изучаемых сообществ (древесина, кора, ветви, хвоя и корни деревьев; стволики, листья и корни растений подроста и подлеска; надземная и подземная части ЖНП) определяли экспериментально-расчетным методом с использованием данных перечислительной таксации, учетов и описаний нижних ярусов

**Таблица 4.** Изменение радиационной обстановки после пожара**Table 4.** Changes in the radiation situation after a fire

Дата	*Мощность дозы, мкЗв/ч		**Удельная активность $^{137}\text{Cs}$ в 20 см слое почвы, Бк/кг	ПЗ $^{137}\text{Cs}$ , $10^3$ Бк/м <sup>2</sup>
	на поверхности почвы	на высоте 1 м		
До пожара (6.11.2014)	$0.42 \pm 0.04$	$0.37 \pm 0.02$	$1172 \pm 234$	314
После пожара (27.12.2016)	$0.46 \pm 0.03$	$0.40 \pm 0.02$	$1098 \pm 220$	279

\*Среднеарифметическое значение  $\pm$  стандартное отклонение; \*\* – измеренная величина  $\pm$  погрешность измерения.

растительности на ППН, нормативно-справочной и научной литературы (для древостоя [24–28], для ЖНП [29–35]), и с применением аллометрических уравнений.

Массу компонентов деревьев сосны до и после пожара, рассчитывали по уравнению аллометрической модели (1) зависимости биомассы от диаметра ствола для фракций надземной биомассы деревьев естественных сосняков Южного Урала [28]:

$$\ln P_i = a_0 + a_1 \ln D, \quad (1)$$

где  $P_i$  – биомасса  $i$ -й фракции среднего дерева (ствол, ветви, листва (хвоя)) в абсолютно сухом состоянии, кг;  $a_0$  и  $a_1$  – коэффициенты уравнений;  $D$  – диаметр ствола на высоте 1.3 м, см.

При расчете биомассы  $i$ -й фракции на  $10^4$  м<sup>2</sup> полученные результаты умножали на число деревьев на  $10^4$  м<sup>2</sup>.

Наземную фитомассу подроста и подлеска в насаждении определяли с использованием данных учетов (табл. 2) и аллометрических уравнений (2) [36]:

$$P_i = a \times h^b, \quad (2)$$

где  $P_i$  – биомасса  $i$ -й фракции (надземная древесная, листва (хвоя), корни (для подроста)) в абсолютно сухом состоянии, кг;  $a$  и  $b$  – коэффициенты уравнений;  $h$  – средняя высота древесных пород и кустарников, м.

При расчете биомассы на  $10^4$  м<sup>2</sup> полученные результаты умножали на число растений подроста и подлеска на  $10^4$  м<sup>2</sup>.

Запас  $^{137}\text{Cs}$  в структурных компонентах соснового фитоценоза и гари на  $10^4$  м<sup>2</sup> устанавливали по формуле (3):

$$M_i = P_i \times A_{yi}, \quad (3)$$

где  $M_i$  – запас  $^{137}\text{Cs}$  на  $10^4$  м<sup>2</sup> в  $i$ -й фракции (структурном компоненте),  $10^5$  Бк/м<sup>2</sup>;  $A_{yi}$  – удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в  $i$ -й фракции, Бк/кг.

Послойные запасы  $^{137}\text{Cs}$  в вертикальном профиле почвы определяли через ПЗ.

Обработку материалов производили при помощи стандартных пакетов прикладных программ Microsoft Excel 2010.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

*Изменение радиационной обстановки.* За время между измерениями  $A_y$   $^{137}\text{Cs}$  в образцах почвы и биологического материала до и после пожара на объекте исследования произошло малозначимое (в пределах погрешности измерений) увеличение МД  $\gamma$ -излучения (табл. 4), которое обеспечено ростом концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в сохранившейся части подстилки и спекшейся с ней золе (табл. 5) и высокой активностью радионуклида в образовавшемся наземном недожоге ( $2003 \pm 401$  Бк/кг). Частичная нивелировка МД  $\gamma$ -излучения между сравниваемыми датами произошла за счет естественного распада радионуклида.

За анализируемый промежуток времени  $A_y$   $^{137}\text{Cs}$  в образцах верхнего 200-мм слоя почвы с лесной подстилкой и ЖНП снизилась на 6.5%, ПЗ  $^{137}\text{Cs}$  – на 15.0% (табл. 4), что обусловлено перераспределением запаса радионуклида в результате воздействия пирогенного фактора [2, 8–11, 15, 37] и его радиоактивным распадом (табл. 3).

*Перераспределение  $^{137}\text{Cs}$  в лесной подстилке.* Подстилка в почвах лесных насаждений аккумулирует радионуклиды, замедляя их переход в подподстилочный слой [38, 39], особенно в сосновых лесах, где процесс ее минерализации длится 6–10 лет [40]. Через 15–20 лет после аварии на ЧАЭС на автоморфных почвах установилось относительно квазиравновесное состояние  $^{137}\text{Cs}$  в подсистемах биологического круговорота “фитоценоз–подстилка–почва” [41] и “почва–растение” [38, 42], обеспечившее его стабильный

**Таблица 5.** Распределение  $^{137}\text{Cs}$  в почвах сосняка верескового и на гари

**Table 5.** Distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in soils of heather pine forest type and of its burnt area

Часть почвы	Глубина слоев, мм		Удельная активность, Бк/кг		Фактический запас, 10 <sup>3</sup> Бк/м <sup>2</sup>		Изменение запаса (±), %
	6.11.2014	27.12.2016	6.11.2014	27.12.2016	6.11.2014	27.12.2016	27.12.2016/ 6.11.2014
Лесная подстилка	0–30	0–5	3490	8590	14.4	5.1	–64.6
	31–60	6–20	12490	22710	208.9	216.3	+3.5
	Итого в подстилке				223.3	221.4	–0.8
Минеральная	0–50		990	270	55.6	15.6	–71.9
	51–100		290	860	17.9	45.8	+155.9
	101–150		130	270	7.9	18.5	+134.2
	151–200		110	210	5.6	12.0	+114.3
	201–250		90	60	4.7	4.6	–2.1
	251–300		60	40	3.3	2.9	–12.1
	301–350		70	50	4.0	3.1	–22.5
	351–400		50	50	3.2	2.8	–12.5
	Итого				102.2	105.3	+3.0
Всего в почвенном разрезе					325.5	326.7	+0.4

баланс в биогеоценозе. В настоящее время надземными ярусами радиоактивно загрязненных лесов Беларуси на автоморфных почвах вовлечено в биологический круговорот до 5% запаса данного радионуклида [43].

Лесные подстилки сосняков в 30 ЧАЭС через 20 лет после выпадения радионуклидов удерживали от 10 до 70–80% запаса  $^{137}\text{Cs}$  от общего количества в почве [42]; в сосняках вересковых через 28 лет содержалось 63.6% радионуклида [44], в загрязненных сосновых лесах Беларуси на автоморфных почвах через 30–35 лет – 33–53% [43]. За 220 дней до пожара 60 мм лесная подстилка в сосняке вересковом удерживала 68.6% запаса  $^{137}\text{Cs}$  от общего в почве. Основное его количество находилась в 31–60 мм толще (табл. 5).

Перемещение радионуклидов в слоях лесной подстилки ненарушенных лесных биогеоценозов определяют поступление на ее поверхность относительно более чистого растительного опада и скорость трансформации органического вещества [38, 42, 45], а переход их из подстилки в почву – биогенная миграция и инфильтрационный поток влаги, зависящий от количества осадков [38, 46].

На вынос  $^{137}\text{Cs}$  из подстилок в песчаных почвах решающее влияние оказывает влага. В ус-

ловиях автоморфного увлажнения из них за год в минеральную часть почвы перемещается 2–3% запаса радионуклида [42]. Максимальной способностью удерживать  $^{137}\text{Cs}$  обладают лесные подстилки хвойных фитоценозов толщиной 60 мм и более со сплошным моховым покровом, из которых в минеральную часть почвы за год переходит менее 1% его запаса [38]. Толщина лесной подстилки в сосняке вересковом до пожара составляла 60 мм, проективное покрытие почвы моховым покровом – 95% (табл. 2, 5).

По данным исследовательской станции “Масаны” заповедника, расположенной в 15 км северо-северо-западнее ЧАЭС и в 32 км юго-восточнее объекта исследований, за время между закладкой ППН и началом пожара выпало 238 мм атмосферных осадков, что на 61% ниже среднегодового их количества (609 мм) за 1997–2012 гг. [47]. Коэффициент увлажнения территории по Иванову составлял 0.40, в отдельные месяцы опускался до 0.03–0.07.

В сосняке вересковом часть выпадавших осадков задерживалась деревьями и почти сплошным моховым покровом, часть их возвращалась в атмосферу в результате физического испарения. Малое количество поступавшей в подстилку влаги и засушливые погодные явления создали



неблагоприятные условия для микробиологической деятельности и разложения лесной подстилки, что сильно замедляло трансформацию органики, миграцию  $^{137}\text{Cs}$  внутри подстилки и переход в подподстилочный слой. Некоторое его количество, вероятно, было вовлечено мхами в малый биологический круговорот [42]. Запас  $^{137}\text{Cs}$  в лесной подстилке, с одной стороны, пополнялся с поступлением загрязненного опада, с другой — сокращался за счет естественного распада. Вероятнее всего, приход в нее радионуклида превалировал над расходом.

*Во время пожара* перераспределение  $^{137}\text{Cs}$  в подстилке соснового насаждения определяли процессы горения и озоления органического вещества растений, лесной подстилки, почвенного гумуса, накопления радионуклида в золе и остатках подстилки, возгонка его в атмосферу с дымами в составе аэрозольных частиц [4, 6, 9, 37, 48]. В результате на поверхности почвы образовался спекшийся слой золы с обугленными остатками подстилки, мхов и древесного недожога, что характерно для гарей хвойных лесов Беларуси и России [34, 48–51].

*В послепожарный период*  $^{137}\text{Cs}$  осаждался из атмосферного воздуха [6, 8, 9, 37] на мертвые деревья и почву, поступал на ее поверхность с опадом и отпадом деревьев и возобновившейся древесно-кустарниковой растительности, наземной фитомассы ЖНП, а также со стволовыми водами, имеющими высокую концентрацию радионуклида [38].

На гарях хвойных лесов подстилки восстанавливаются за 3–10 и более лет [50–52]. Ее толщина на гари сосняка верескового через полтора года после пирогенного воздействия достигла 20 мм. В 5 мм слое опада  $A_y$   $^{137}\text{Cs}$  превышала допожарное значение в 2.5 раза, что говорит о поступлении на поверхность почвы сильно загрязненного материала. Из-за малой мощности запас радионуклида в нем сократился в 2.8 раза. В слое подстилки 6–20 мм  $A_y$   $^{137}\text{Cs}$  увеличилась в 1.8 раза за счет повышенной его концентрации в золе и недожоге. Приращение активности радионуклида в этом слое составило 3.5%. На столько же уменьшился его запас в биогеоценозе за счет естественного распада (табл. 3). Таким образом, трехкратное снижение мощности подстилки на гари в сравнении с допожарной компенсировалось значительным повышением в ней  $A_y$   $^{137}\text{Cs}$ . В итоге суммарный запас радионуклида без поправки на его распад практически не изменился (–0.8%).

В период от завершения пожара до отбора проб средняя температура воздуха (+9.9°C) оказалась выше среднегодовой многолетней температуры (+7.8°C) за 1997–2012 гг. [47] на 2.1°C, количество осадков (962 мм) — в 1,6 раза. Коэффициент увлажнения территории по Иванову составил 1.58, варьируя по месяцам от 0.07 до 6.23. Увеличение количества атмосферных осадков, не задерживаемых растительностью, в сочетании с повышенной температурой воздуха и нарастанием запаса и активности микробиоты и мезофауны [53, 54] обеспечили ускорение трансформации органического вещества формирующейся подстилки, растворение находящегося в золе  $^{137}\text{Cs}$ , перенос его с инфильтрационной влагой и биогенным материалом в подподстилочный слой.

#### *Перераспределение $^{137}\text{Cs}$ в минеральной части почвы*

В слое 0–50 мм почвы сосняков вересковых 30 ЧАЭС в 2014 г. было аккумулировано 21.8%  $^{137}\text{Cs}$  от общего количества в почве, 150–200 мм — менее 2%, 200–250 мм — менее 1%, а в 350–400 мм — десятые доли процента [44]. К 2020 г. в 0–50 мм минеральных слоях автоморфных почв, загрязненных радионуклидами, сосновых лесов Беларуси в среднем содержалось 44–53%  $^{137}\text{Cs}$  от его активности в 0–200-миллиметровой толще [43]. Центр его запаса в песчаных почвах ближней зоны ЧАЭС к этому времени располагался на глубине 61.1–67.4 мм [55].

*До пожара* в 0–50 мм слое почвы сосняка верескового было сосредоточено более половины (54.4%) запаса  $^{137}\text{Cs}$  от общей активности в 400 мм минеральной толще. Основное его количество находилось в слое 0–200 мм — 85.1% от запаса в минеральной части почвы и 26.7% от общего содержания в профиле. В слое 200–400 мм эти доли составляли 14.9 и 4.7% соответственно (табл. 5).

Перемещение  $^{137}\text{Cs}$  вниз по почвенному профилю находится в прямой зависимости от увлажнения территории, влажности и температуры почвы и в обратной — от ее кислотности, суммы обменных К, Са и Mg, емкости почвенного поглощающего комплекса, содержания гумуса, количества вторичных минералов, а его интенсивность определяют температура, количество избыточной влаги, скорость движения воды в почве, а также почвенная мезофауна и микробиологическая деятельность в органогенных горизонтах [38, 42, 46, 55, 56].

В заповеднике верхний слой почвы 0–200 мм, аналогичной исследуемому объек-

ту, характеризуется низкими показателями рН (3.89), емкости поглощения (46.8 ммоль(+)/кг), насыщенности основаниями (21.37%), содержания гумуса (0.76%) [19]. Приведенные показатели, а также высокая водопроницаемость песчаных почв и преобладание в них первичных минералов [57] свидетельствуют о высоком миграционном потенциале  $^{137}\text{Cs}$  в почве сосняка верескового. Выше показано, что осадки практически не достигали минеральной ее поверхности, и переход туда радионуклида был сильно заторможен. К тому же в минеральном профиле автоморфных песчаных почв  $^{137}\text{Cs}$  с середины 2000-х годов находится в малоподвижной форме [41], а его активность медленно снижается за счет радиоактивного распада при несущественном вкладе миграции [58], современная скорость которой в песчаных почвах ближней зоны ЧАЭС составляет 2.1–2.9 мм/год [55]. Со снижением влажности почв она замедляется [38, 42, 43], достигая минимума в ТЛУ А<sub>1</sub> [42], т.е. в лесорастительных условиях близких к сосняку вересковому.

На основе изложенного выше и с учетом естественной “суховатости” почв сосняков вересковых в Белорусском Полесье [59], усиленной дефицитом влаги в условиях региональной засухи, с большой долей вероятности можно полагать, что до пожара вертикальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  в минеральной части почвы была несущественной. Послойное распределение радионуклида оставалось неизменным на фоне радиоактивного распада и корневого потребления растениями: на 06.11.2014 г. коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  в различные компоненты фитоценоза находились в пределах  $(0.9–43.6) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ .

*При верховом пожаре* наиболее вероятными направлениями перемещения  $^{137}\text{Cs}$  были его подъем из минеральной толщи 0–60 мм на поверхность почвы под действием термического фактора [10] с последующей возгонкой некоторой части в атмосферу [4, 6, 8, 37].

*После пожара* активность  $^{137}\text{Cs}$  в верхних слоях минеральной части почвы в первые годы может повышаться на 40–80% [1, 15, 16]. На образовавшейся гари основное его перераспределение наблюдалось в верхней 200-миллиметровой толще вертикального профиля (табл. 6). В слое 0–50 мм количество радионуклида снизилось в 3.6 раза, в то время как в слоях 51–100, 101–150 и 151–200 мм возросло в 2.6, 2.3 и 2.1 раза соответственно. В слое 201–250 мм активность  $^{137}\text{Cs}$  почти не изменилась, а в толще 251–400 мм

произошло незначительное послойное снижение его концентрации и запаса. Некоторое количество радионуклида, вероятно, опустилось глубже 400 мм отметки. Количественно верхний 50 мм минеральный слой был обеднен  $^{137}\text{Cs}$  на  $40.0 \times 10^3 \text{ Бк/м}^2$ , а толща 51–400 мм обогащена им на  $43.1 \times 10^3 \text{ Бк/м}^2$ .

Итогом разнонаправленного перемещения  $^{137}\text{Cs}$  в минеральной части почвы при пожаре и после него стало суммарное увеличение запаса радионуклида на 3% на фоне снижения его активности в биогеоценозе на 3.5% из-за естественного распада. Таким образом, постпожарное поступление в почву  $^{137}\text{Cs}$  превысило вынос радионуклида из нее во время пожара.

В слое 0–100 мм почвы ненарушенных лесных насаждений вертикальное перемещение  $^{137}\text{Cs}$  определяется процессами биогенной миграции, диффузии и конвективного переноса; вклад последнего возрастает ниже по профилю, а также при увеличении влажности почвы и количества атмосферных осадков [38, 41, 42].

Полагаем, что основную роль в перераспределении  $^{137}\text{Cs}$  в минеральном профиле почвы на гари сыграл конвективный его перенос, при некотором вкладе биогенной миграции, несущественном диффузионном перемещении и отвлечении незначительной части радионуклида возобновившейся растительностью, так как доля вовлекаемых в биологический круговорот радионуклидов в сравнении с их запасами в биогеоценозе ничтожно мала [38].

Перенос радионуклидов с инфильтрационной влагой наиболее интенсивен на дерново-подзолистых песчаных почвах с промывным режимом, обеспечивающим образование растворимых соединений, а перемещаемые их запасы пропорциональны количеству поступившей воды, скорости ее движения в почве и обратно пропорциональны количеству органического вещества, вторичных минералов, емкости почвенного поглощающего комплекса [46, 47].

Под действием пирогенного фактора физико-химические свойства почв в сосняках претерпевают значительные изменения. После пожаров высокой интенсивности в них резко снижается содержание гумуса [48] и, следовательно, прочность закрепления  $^{137}\text{Cs}$  [60]. Отметим, что с органикой почв радионуклид связывается слабо. Радионуклид сорбируется в основном в обогащенной минералами верхней подподстилочной



толще, в закреплении с которыми его миграция ускоряется [38, 56].

Из-за выгорания лесной подстилки и сильного прогревания верхней части минеральной составляющей почвы (при верховом пожаре на глубинах 1, 50, 100 и 150 мм температура поднимается до 185°, 123°, 84° и 49°С соответственно [10]) многократно сокращается или полностью уничтожается почвенная мезофауна [54, 61], микробиота [53], прежде всего, грибной комплекс, являющийся главным накопителем  $^{137}\text{Cs}$ , обеспечивающим лесным подстилкам функцию удержания радионуклида и сдерживания его вертикальной миграции [38]. Восстановление этих компонентов лесных почв в первые годы протекает крайне медленно, даже после низовых пожаров [53, 54]. Образующиеся в местах выгоревших корней, мезофауны и гумуса пустоты улучшают условия для ускоренного тока воды и миграции радионуклидов [56].

Сосредоточенные в остатках лесной подстилки зольные вещества опускаются с инфильтрационной влагой в минеральные горизонты почвы до глубины 400–500 мм [50, 51]. В их составе преобладает калий [50] (аналог  $^{137}\text{Cs}$ ), запасы которого после пирогенного воздействия не сокращаются [48]. При растворении калия снижается поглощение  $^{137}\text{Cs}$  почвой, а повышение ее влажности обеспечивает рост количества обменной формы радионуклида [56]. Перемещение зольных веществ вглубь почвы способствует ослаблению всех форм кислотности, увеличению суммы обменных оснований и степени насыщенности ими почвы [50]. Очевидно, что следствием огневого воздействия на фитоценоз и почву является высвобождение значительного количества  $^{137}\text{Cs}$  и переход его в миграционно-подвижные формы.

На исследуемой гари поступление  $^{137}\text{Cs}$  в минеральную часть почвы, перемещение его с нисходящим током воды определяли погодноклиматические условия, обеспечившие периодический промывной режим дерново-подзолистой песчаной почвы, характеризующейся высокой водопроницаемостью, преобладанием первичных минералов, измененными после пожара химическими свойствами, обедненной органикой, мезофаунистическим и, особенно, микробным и грибным комплексами.

Сокращение запаса  $^{137}\text{Cs}$  в слое почвы 0–50 мм обусловлено, главным образом, конвективным переносом, в результате которого произошел вынос радионуклида с инфильтрационной влагой

(в виде воднорастворимых соединений и твердых частичек [56]) в нижележащие слои, а также переходом некоторой его части в появившуюся растительность. Соответственно, увеличение запаса  $^{137}\text{Cs}$  в 51–200 мм толще произошло в результате его приноса гравитационными водами и закрепления в твердой фазе почвы. Послойное замедление приращения содержания  $^{137}\text{Cs}$  при опускании от 51 до 200 мм отметки, снижение его активности в 201–400 мм толще объясняется [38] сокращением количества проникающей влаги с глубиной.

#### *Перераспределение $^{137}\text{Cs}$ в биогеоценозе*

При трансформации сосняка верескового в гарь произошло кардинальное перераспределение органического вещества и содержания радионуклидов в элементах биогеоценоза.

*Оценка запасов фито- и мортмассы.* Массу древостоя сосны определяли на основе его таксационных показателей (табл. 1), плотности древесины (520 кг/м<sup>3</sup>) [24] и коры (334 кг/м<sup>3</sup>) [25]. Согласно источнику [27], масса этих компонентов до пожара при соотношении объемов в стволах 9:1 составляла соответственно 14.274 и 10.187 кг/м<sup>2</sup> (здесь и далее в абсолютно сухом состоянии), масса стволов в коре — 15.291 кг/м<sup>2</sup>. Аналогичным образом получены весовые запасы древесины (12.964 кг/м<sup>2</sup>), коры (0.925 кг/м<sup>2</sup>) и стволов (13.889 кг/м<sup>2</sup>) мертвых деревьев.

Масса стволов сосны в этом насаждении до и после пожара, рассчитанная по уравнению аллометрической модели (1) зависимости биомассы от диаметра ствола для компонентов надземной биомассы деревьев естественных сосняков Южного Урала, составила соответственно 14.831 и 13.706 кг/м<sup>2</sup>. Это на 3.0 и 1.3% ниже величин, рассчитанных по белорусским таблицам. Столь небольшие отклонения послужили основанием использовать эти модели для определения биомассы остальных фракций древостоя. Расчетным путем установлены масса хвои (0.755 кг/м<sup>2</sup>), сучьев и веток (1.728 кг/м<sup>2</sup>) в насаждении. При пожаре сгорела вся хвоя и мелкие ветки крон. На ветви и сучья в сосняке брусничном Припятского заповедника, расположенного в 130 км северо-западнее ЗО ЧАЭС, приходится 68.1% фитомассы скелета крон, в мшистом — 69.5% [26]. По визуальной оценке, в пройденном огнем древостое сохранилось 2/3 скелета крон, степень их сохранности приняли равной 65%. На основании этих данных расчетная масса сучьев и веток после пожара составляла 1.124 кг/м<sup>2</sup>. Общий запас надземной фитомассы древостоя до пожара

составлял  $17.777 \text{ кг/м}^2$ , мортмассы после него —  $15.012 \text{ кг/м}^2$ .

На корни сосны в естественных насаждениях приходится 19% от надземной фитомассы древостоя [28], а их объем оценивается в  $82 \text{ м}^3/\text{га}$  [27]. Через полтора года после пожара сохранились только крупные скелетные, средние и боковые корни, объем которых приняли по извлекаемому из почвы количеству ( $38 \text{ м}^3/\text{га}$ ) [27], или 46% от их допожарного объема. Согласно расчетам, масса корней в сосняке вересковом до пожара составляла  $3.378 \text{ кг/м}^2$ , после него —  $1.554 \text{ кг/м}^2$ .

Надземную фитомассу подроста и подлеска в насаждении определяли с использованием данных учетов (табл. 2) и аллометрических уравнений (2) [36]. Так как до пожара эти элементы насаждения были представлены небольшим числом пород с преобладанием в составе крушины ломкой, то расчет произведен для доминантного вида с учетом общей густоты и средневзвешенной высоты всех видов. Расчетная масса подростово-подлесочного яруса составила  $0.0006 \text{ кг/м}^2$ , в том числе стволиков и веток —  $0.0005 \text{ кг/м}^2$ , листьев —  $0.0001 \text{ кг/м}^2$ . Исходя из отношения надземной и подземной фитомасс крушины 0.92:1 [62], запас подземной фитомассы также равен  $0.0006 \text{ кг/м}^2$ .

В восстанавливаемом после пожара подросте и подлеске доминировала осина. По ней был определен общий запас фитомассы естественного возобновления деревьев и кустарников на основе общей их густоты и средневзвешенной высоты с применением аллометрического уравнения (2). Расчетный вес надземной фитомассы составил  $0.0039 \text{ кг/м}^2$  и включал  $0.0032 \text{ кг/м}^2$  стволиков и веток и  $0.0007 \text{ кг/м}^2$  листьев, подземной —  $0.0032 \text{ кг/га}$ .

До пожара ЖНП был представлен преимущественно зелеными мхами (табл. 2). Их биологическая масса в сосняке вересковом Березинского заповедника Беларуси при ОПП 99.2% составляла  $0.250 \text{ кг/м}^2$  [29, 30], биомасса мхов и лишайников в сосняке мшистом в Припятского заповедника —  $0.280 \text{ кг/м}^2$  [26]. Усреднив эти данные и пересчитав на 95% ОПП исследуемого объекта, получили вес мохового покрова  $0.252 \text{ кг/м}^2$ . Вклад кустарничково-травянистых растений в запас ЖНП не включали из-за незначительного их участия в ОПП почвы.

Оценку запаса ЖНП после пожара выполнили, основываясь на схожести начальных стадий

послепожарных сукцессий на исследуемом объекте и на гарях хвойных лесов России, где в составе формирующихся сообществ преобладает иван-чай узколистный (*Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop.) [63]. Масса ЖНП на гари определена в количестве  $0.103 \text{ кг/м}^2$  путем усреднения запасов фитомассы на 1–2-летних кипрейных типах гарей в разных регионах России в относительно близких к ППН условиях с учетом проективного покрытия кустарничково-травяной растительности [33–35] и с поправками на его ОПП на исследуемом объекте.

Запас корней ЖНП, в связи со слабой изученностью его на гарях, оценили в  $0.098 \text{ кг/га}$  исходя из среднего отношения фитомассы подземных частей сообществ травянистых растений к надземным на вырубках (1:0.96) по источникам [31, 32].

В ряде элементов биоценоза сосняка верескового запасы  $^{137}\text{Cs}$  не определяли в связи с их незначительной биомассой. Так, внеярусная растительность на ППН представлена лишайниками с доминированием *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. Ее фитомасса в примыкающих к ЗО ЧАЭС сосняках составляет всего  $0.00003 \text{ кг/м}^2$  [64]. Анализ источника [65] показал, что ориентировочная зоомасса почвенной мезофауны в структуре исследуемого биогеоценоза составляет менее 0.01%. Вклад зоомассы наземного фаунистического комплекса в суммарную биомассу лесного биогеоценоза также незначителен [66].

*Перераспределение массы органического вещества после пожара.* Запас фитомассы сосняка верескового до пожара составлял  $21.41 \text{ кг/м}^2$ , в том числе надземной части — 84.2%. Основное ее количество было сосредоточено в деревьях сосны (98.8%), прежде всего, в древостое (83.0%). В результате пирогенного воздействия подрост, подлесок и ЖНП общей массой  $0.25 \text{ кг/м}^2$  были уничтожены полностью, деревья сосны сильно повреждены и утратили жизнеспособность.

Через полтора года на гари сохранилось 92.4% мертвых деревьев сосны мортмассой  $16.56 \text{ кг/м}^2$  (77.4% от фитомассы насаждения), в том числе надземной мортмассой древостоя  $15.01 \text{ кг/м}^2$  (84.4% от его допожарной массы), являющихся временным хранилищем радионуклидов. Фитомасса возобновившейся на гари древесно-кустарниковой растительности в сравнении с насаждением увеличилась в 5.5 раз, запас фитомассы ЖНП достиг 79.8% допожарного значения. Общая фито- и мортмасса гари ( $16.77 \text{ кг/м}^2$ )

**Таблица 6.** Удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах сосны до и после пожара, Бк/кг**Table 6.** Specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  in pine components before and after fire, Bq/kg

Компоненты деревьев сосны	Древесина	Кора	Корни
До пожара (6.11.2014)	781	2033	3996
После пожара (27.12.2016)	589	5862	3530

**Таблица 7.** Оценочные запасы  $^{137}\text{Cs}$  в элементах биогеоценоза сосняка верескового и на гари**Table 7.** Estimated stocks of  $^{137}\text{Cs}$  in the elements of the biogeocenosis of heather pine forest type and on the it's burnt area

Элемент биогеоценоза	Лес (на 06.11.2014)		Гарь (на 27.12.2016)		Изменение ( $\pm$ )	
	$10^5$ Бк/м <sup>2</sup>	%	$10^5$ Бк/м <sup>2</sup>	%	$10^5$ Бк/м <sup>2</sup>	%
<b>Надземная фито- и мортмасса*</b>						
Древесина живая и *мертвая	111.5	3.0	76.4*	2.2*	-35.1	-31.5
Кора живая и *мертвая	20.7	0.6	54.2*	1.6*	+33.5	+161.8
Кроны и *скелеты крон	54.0	1.5	43.4*	1.2*	-10.6	-19.6
Хвоя	54.8	1.5	0.0	0.0	-54.8	-100.0
Итого в древостое живом и *мертвом	241.0	6.6	174.0*	5.0*	-67.0	-27.8
Подрост и подлесок	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Живой напочвенный покров	15.6	0.4	3.3	0.1	-12.3	-78.8
Итого в надземной фито- и мортмассе	256.6	7.0	177.3	5.1	-79.3	-30.9
<b>Подземная фито- и мортмасса*</b>						
Корни деревьев живые и *мертвые	135.0	3.7	54.8*	1.5*	-80.2	-59.4
Корни живого напочвенного покрова	0.0	0.0	3.0	0.1	0.0	0.0
Корни подроста и подлеска	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
Итого в подземной фито- мортмассе	135.0	3.7	57.9	1.6	-77.1	-57.1
<b>Почва</b>						
Лесная подстилка	2232.9	61.3	2214.0	63.2	-18.9	-0.8
Минеральная часть почвы	1022.5	28.0	1053.3	30.1	+30.8	+3.0
Итого в почве	3255.4	89.3	3267.3	93.3	+11.9	+0.4
<b>Всего</b>						
Фито- и мортмасса	391.6	10.7	235.2	6.7	-156.4	-39.9
Органическое вещество биогеоценоза	2624.5	72.0	2449.2	69.9	-175.2	-6.7
Биогеоценоз	3647.0	100.0	3502.5	100.0	-144.5	-4.0

включала мортмассу погибших деревьев, фито-массу подроста, подлеска и ЖНП ( $0.21 \text{ кг/м}^2$ ). В результате пожара общий запас органического вещества гари в сравнении с сосняком вересковым уменьшился на  $4.64 \text{ кг/м}^2$  (на 21.7%), в том числе надземной части — на 16.7%, подземной — на 54.0%, древостоя — на 21.6%, подроста, подлеска и ЖНП — на 17.8%.

*Определение запасов  $^{137}\text{Cs}$  в элементах лесного насаждения и гари.* Исследованиями установлено, что до пожара  $A_y$   $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг) составляла: в хвое сосны — 7253, в скелете ее кроны — 3124,

в стволиках крушины — 642, в ее корнях и листьях — 2449 и 528 соответственно, в моховом покрове (средневзвешенная с учетом проективного покрытия почвы каждым видом) — 6188 Бк/кг. После пожара концентрация радионуклида в сохранившихся ветвях и сучьях мертвых деревьев была равна 3859 Бк/кг, в стволиках естественного возобновления — 736, в его листьях — 4080, в корнях — 1547, в надземной части ЖНП — 3187, в подземной — 3043 Бк/кг. Сведения об  $A_y$   $^{137}\text{Cs}$  на обе даты измерений в древесине, коре и корнях сосны представлены в табл. 6, о его запасах в почве — в табл. 5.

На основе приведенных выше данных массы органического вещества и  $A_y$   $^{137}\text{Cs}$  в элементах биогеоценозов сосняка верескового и гари рассчитаны запасы радионуклида на даты измерений (табл. 7).

Установлено, что в биогеоценозе сосняка верескового содержалось  $3647 \times 10^5$  Бк/м<sup>2</sup>  $^{137}\text{Cs}$ . Древостой сосны удерживал 6.6% его запаса, в том числе древесина и крона — по 3.0%, кора — 0.6%. В корнях деревьев было депонировано 3.7% активности радионуклида от общей, в ЖНП — 0.4%. Вклад накопленного в подросте и подлеске радионуклида в общую активность биогеоценоза незначительный. Основное его количество было сосредоточено в почве ( $3255.4 \times 10^5$  Бк/м<sup>2</sup>, или 89.3%), неравномерно распределенное между лесной подстилкой (68.6%) и минеральной частью (31.4%). Запас  $^{137}\text{Cs}$  в фитомассе насаждения составлял 10,7% от общего, в общей массе органического вещества биогеоценоза (фитомассе и лесной подстилке) — 72.0%.

Через полтора года после пожара доля запаса  $^{137}\text{Cs}$  в деревьях сосны сократилась до 6.5%, в том числе в надземной их мортмассе — до 5%, в подземной — до 1.5%. Осаждение на поверхности коры сажи и радиоактивных аэрозолей привело к почти трехкратному росту концентрации радионуклида в этом компоненте ствола и к повышению его вклада в общее загрязнение гари до 1.6%. Резкое, но незначимое в масштабе биогеоценоза, увеличение активности  $^{137}\text{Cs}$  в подросте и подлеске (с  $18 \times 10^5$  до  $102 \times 10^5$  Бк/м<sup>2</sup>), вызвано быстрым нарастанием фитомассы естественного возобновления деревьев и кустарников после пожара и повышением  $A_y$  радионуклида в их надземных органах. Уменьшение активности  $^{137}\text{Cs}$  в ЖПН в 2.5 раза определено более низким запасом фитомассы и пониженной концентрацией в ней радионуклида в послепожарное время. Последняя обусловлена различной емкостью поглощения его видами (видовой специфичностью накопления) [67], входивших в до- и послепожарный состав ЖНП.

Суммарный запас  $^{137}\text{Cs}$  в органическом веществе гари в сравнении с сосняком вересковым уменьшился на 6.7%, в том числе в фито(морт)массе — на 39.9%, лесной подстилке — на 0.8%. В то же время в минеральной части почвы его прирост составил 3.0%. В структуре гари в сравнении с лесным насаждением удельный вес активности радионуклида в общей массе органического вещества сократился на 2.1%, на столько же он вырос в минеральном профиле почвы. Все-

го между определениями  $A_y$   $^{137}\text{Cs}$  в образцах, или за 782 дня общая потеря запаса радионуклида в биогеоценозе составила 4.0% (табл. 7). За вычетом естественного распада (4.8%) его общая активность за это время выросла на 0.8%.

При оценке изменения запаса  $^{137}\text{Cs}$  в биогеоценозе непосредственно за время пожара исходили из того, что отток радионуклида ниже глубины экспериментального профиля был незначительным [46], горизонтальный сток ввиду плоского рельефа местности отсутствовал, а баланс активности радионуклида за период между измерениями  $A_y$  определялся возгонкой его в атмосферу при пожаре, осаждением из нее и естественным распадом. Последний на современном этапе последствий Чернобыльской катастрофы имеет определяющее значение в очищении загрязненных радионуклидами биогеоценозов [29, 30]. Расчетная активность  $^{137}\text{Cs}$  в биогеоценозе сосняка верескового непосредственно перед пожаром (за вычетом естественного распада) составляла  $3596.7 \times 10^5$  Бк/м<sup>2</sup>, сразу после пожара —  $3624.0 \times 10^5$  Бк/м<sup>2</sup>. За время пирогенного воздействия она, с учетом распада ( $0.4 \times 10^5$  Бк/м<sup>2</sup>), увеличилась на  $27.7 \times 10^5$  Бк/м<sup>2</sup>, или на 0.8%, хотя теоретически должна была снизиться, так как при пожаре в атмосферу возгоняется значительное количество радионуклида, аккумулированного в биомассе [1, 6, 9] и самом верхнем гумусированном слое минеральной части почвы [10].

Однако искомая величина могла быть и отрицательной. Во-первых, количественная оценка запаса  $^{137}\text{Cs}$  после пожара установлена исходя из его активности через полтора года, за которые на гари могло быть осаждено некоторое количество радионуклида из атмосферы [6] ввиду длительности данного процесса [8], что привело к ошибке. Во-вторых, при измерениях, расчетах и оценках также могли быть допущены ошибки и отклонения. Тем не менее с высокой долей вероятности можно утверждать, что существенного изменения запаса  $^{137}\text{Cs}$  в биогеоценозе при пирогенной трансформации сосняка верескового в гарь не происходит.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

При устойчивом верховом пожаре в белорусском секторе ЗО ЧАЭС на месте сосняка верескового образовалась гарь. Ее биомасса (без подстилки) через полтора года после пожара составляла 78.3% от фитомассы допожарного насаждения за счет сохранения на корню более 90% мертвых деревьев. Значимого изменения

суммарной активности  $^{137}\text{Cs}$  в трансформированном биогеоценозе не произошло.

Накопленные в лесном насаждении запасы радионуклида перераспределились между элементами гари. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  снизилось в большинстве компонентов мертвого древостоя и появившемся ЖНП, но возросло в коре мертвых деревьев и естественном возобновлении древесно-кустарниковых пород.

Основное количество  $^{137}\text{Cs}$ , как до пожара, так и после него было сосредоточено в почве. Деструктурированная под воздействием пирогенного фактора лесная подстилка за полтора года на треть восстановила свою мощность и функцию основного депо  $^{137}\text{Cs}$  в биогеоценозе, удерживая в себе близкий к допожарному его запас. В минеральной части почвы запас  $^{137}\text{Cs}$  увеличился за счет поступления в нее некоторого количества радионуклида, высвободившегося из сгоревшей биомассы. Опускание  $^{137}\text{Cs}$  по вертикальному профилю с гравитационными водами привело к существенному перераспределению его активности в 0–250-миллиметровой минеральной толще.

Очевидно, что при верховых пожарах в радиационно загрязненных сосновых лесах ЗО ЧАЭС, произрастающих на автоморфных почвах легкого гранулометрического состава, выноса большого количества  $^{137}\text{Cs}$  не происходит; практически весь его запас перераспределяется между элементами гарей.

Работа выполнена без целевого финансирования.

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

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Краснов В.П., Орлов А.А. Лесотехнологический подход к оценке запасов радионуклидов в лесной подстилке в связи с лесными пожарами. *Предупреждение, ликвидация и последствия пожаров на радиоактивно загрязненных землях*. 2002;54:153–155. [Krasnov V.P., Orlov A.A. Lesotekhnologicheskij podhod k ocenke zapasov radionuklidov v lesnoj podstilke v svyazi s lesnymi pozharemi. *Preduprezhdenie, likvidacija i posledstvija pozharov na radioaktivno zagriznennyh zemljah*. 2002;54:153–155. (In Russ.)].
2. Пожары и их последствия в чернобыльской зоне. [Pozhary i ih posledstvija v chernobyl'skoj zone]. Доступно по: <http://chernobyl.in.ua/pozar-chernobyl-zone.html>. Ссылка активна на 08.12.2023.
3. Evangeliou N., Balkanski Y., Cozic A. et al. Wild-fires in Chernobyl-contaminated forests and risks to the population and the environment: A new nuclear disaster about to happen? *Environ. Int.* 2014;73:346–358.
4. Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Protsak V.P. et al. Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part I. Fire experiments. *J. Environ. Radioactiv.* 2006;86:143–163.
5. Огородников Б.И., Мирошниченко А.В., Челюканов А.В. и др. Изучение поведения  $^{137}\text{Cs}$  в объектах окружающей среды при температурах до 900°C. *Предупреждение, ликвидация и последствия пожаров на радиоактивно загрязненных землях*. 2002;54:164–167. [Ogorodnikov B.I., Miroshnichenko A.V., Cheljukhanov A.V. i dr. Izuchenie povedenija  $^{137}\text{Cs}$  v obyektah okruzhajushhej sredy pri temperaturah do 900°C. *Preduprezhdenie, likvidacija i posledstvija pozharov na radioaktivno zagriznennyh zemljah*. 2002;54:164–167. (In Russ.)].
6. Kashparov V.A., Lundin S.M., Kadygrib A.M. et al. Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobyl accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of fire-fighters. *J. Environ. Radioactiv.* 2000;51:281–298.
7. Пазухин Э.М., Огородников Б.И. Влияние лесного пожара на перераспределение радионуклидов в зоне отчуждения ЧАЭС. *Предупреждение, ликвидация и последствия пожаров на радиоактивно загрязненных землях*. 2002;54:167–170. [Pazuhin E.M., Ogorodnikov B.I. Vlijanie lesnogo pozhara na pereraspredelenie radionuklidov v zone otchuzhdenija ChAJeS. *Preduprezhdenie, likvidacija i posledstvija pozharov na radioaktivno zagriznennyh zemljah*. 2002;54:167–170. (In Russ.)].
8. Душа-Гудым С.И. Радиоактивные лесные пожары. М.: ВНИИХлесхоз, 1999. 158 с. [Dusha-Gudym S.I. Radioaktivnye lesnye pozhary. M.: VNIHhleshhoz, 1999. 158 p. (In Russ.)].
9. Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Сухоруков Ф.В. Экогеохимическая роль лесных пожаров в Байкальском регионе. *География и природные ресурсы*. 2008;(2):60–65. [Shherbov B.L., Strahovenko V.D., Suhorukov F.V. Jekogeohimicheskaja rol' lesnyh pozharov v Bajkal'skom regione. *Geografija i prirodnye resursy*. 2008;(2):60–65. (In Russ.)].
10. Садчиков В.И., Бондарь Ю.И., Забродский В.Н. и др. Перераспределение радионуклидов чернобыльских выпадений в почвах при лесных пожарах на территории зоны отчуждения в Республике Беларусь. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2018;58(2):1–12. [Sadchikov V.I., Bondar Yu.I., Zabrotski V.N. et al. Radionuclides in soil in the areas of forest fires on the territory of the exclusion zone in the Republic of Belarus. *Radiat. biology. Radioecology*. 2018;58(2):1–12. (In Russ.)]. <https://doi.org/10.1134/S0869803118040173>

11. Молодых В.Г. Радиоэкологические последствия лесных пожаров. Минск: [б. и.], 1999. 17 с. [Molodyh V.G. Radiojekologicheskie posledstviya lesnyh pozharov. Minsk: [b. i.], 1999. 17 p. (In Russ.).]
12. Миронов В.П., Кудряшов В.П., Жмура Г.М. Радиоактивное загрязнение приземного воздуха Беларуси долгоживущими искусственными радионуклидами. Науч.-практ. конф. "Современные проблемы радиоэкологии". Минск, 2002. С. 91–94. [Mironov V.P., Kudryashov V.P., Zhmura G.M. Radioaktivnoe zagriznenie prizemnogo vozduha Belarusi dolgozhivushimi iskusstvennymi radionuklidami. Nauch.-prakt. konf. "Sovremennye problemy radiojekologii". (Conf. proc.) Minsk, 2002. P. 91–94. (In Russ.).]
13. Дворник А.М., Дворник А.А. Лесные пожары в зонах радиоактивного загрязнения. *Эко-потенциал*. 2016;2(14):7–11. [Dvornik A.M., Dvornik A.A. Lesnye pozhary v zonah radioaktivnogo zagrizneniya. *Jeko-potencial*. 2016. 2016;2(14):7–11. (In Russ.).]
14. Дворник А.М., Дворник А.А. Атмосферный перенос радионуклидов с дымом лесных пожаров. *Пробл. лесоведения и лесоводства*. 2007;67:370–379. [Dvornik A.M., Dvornik A.A. Atmosfernyj perenos radionuklidov s dymom lesnyh pozharov. *Probl. lesovedenija i lesovodstva*. 2007;67:370–379. (In Russ.).]
15. Кононова Г.А., Марадудин И.И. Миграция радионуклидов после пожаров в радиоактивно загрязненных лесах. VII съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность). М., 2014. С. 275 [Kononova G.A., Maradudin I.I. Migracija radionuklidov posle pozharov v radioaktivno zagriznennyh lesah. VII syezd po radiacionnym issledovanijam (radiobiologija, radiojekologija, radiacionnaja bezopasnost'). (Conf. proc.) M., 2014. P. 275. (In Russ.).]
16. Кучма Н.Д., Бедная С.М., Архипов Н.П. Отдаленные радиоэкологические последствия лесных пожаров на радиационно загрязненных территориях. *Предупреждение, ликвидация и последствия пожаров на радиоактивно загрязненных землях*. 2002;54:155–158. [Kuchma N.D., Bednaja S.M., Arhipov N.P. Otdalennye radiojekologicheskie posledstviya lesnyh pozharov na radiacionno zagriznennyh territorijah. *Preduprezhdenie, likvidacija i posledstviya pozharov na radioaktivno zagriznennyh zemljah*. 2002;54:155–158. (In Russ.).]
17. Кудин М.В. Горимость лесов белорусского и украинского секторов зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. *Пробл. лесоведения и лесоводства*. 2014;74:539–551. [Kudin M. Fire dander forests of the belarus and ukrainian sectors of the zone of alienation of the Chernobyl atomic power station. *Probl. of forest science and forestry*. 2014;74:539–551. (In Russ.).]
18. Усеня В.В., Гордей Н.В., Тегленков Е.А. Особенности лесовосстановления на крупных горях Полесского государственного радиационно-экологического заповедника. *Пробл. лесоведения и лесоводства*. 2018;78:104–113. [Usenya V.V., Gordey N.V., Teglenkov E.A. Features of reforestation on large burned areas in Polesye State Radiation-Ecological Reserve. *Probl. of forest science and forestry*. 2018;78:104–113. (In Russ.).]
19. Лапа В.В., Цибулько Н.Н., Цырибко В.Б. и др. Почвы Полесского государственного радиационно-экологического заповедника = Soils of Polesye state radiation-ecological reserve. Минск: ИВЦ Минфина, 2019. 97 с. [Lapa V.V., Cibul'ko N.N., Cyribko V.B. i dr. Pochvy Poles'skogo gosudarstvennogo radiacionno-jekologicheskogo zapovednika = Soils of Polesye state radiation-ecological reserve. Minsk: IVC Minfina, 2019. 97 p. (In Russ.).]
20. Мартынов А.Н., Мельников Е.С., Ковязин В.Ф. и др. Основы лесного хозяйства и таксация леса. Санкт-Петербург: Лань, 2022. — 432 с. [Martynov A.N., Mel'nikov E.S., Kovjazin V.F. i dr. Osnovy lesnogo hozjajstva i taksacija lesa. Sankt-Peterburg: Lan', 2022. 432 p. (In Russ.).]
21. Мирошников В.С., Труль О.А., Ермаков В.Е., и др. Справочник таксатора. Минск: Ураджай, 1980. 360 с. [Miroshnikov V.S., Trull' O.A., Ermakov V.E. i dr. Spravochnik taksatora. Minsk: Uradzhaj, 1980. 360 p. (In Russ.).]
22. Кузьменков М.В., Кулагин А.П., Таркан А.В. и др. Таксационно-лесоустроительный справочник. Минск: Лесное и охотничье хозяйство, 2019. 335 с. [Kuz'menkov M.V., Kulagin A.P., Tarkan A.V. i dr. Taksacionno-lesoustroitel'nyj spravochnik. Minsk: Lesnoe i ohotnich'e hozjajstvo, 2019. 335 p. (In Russ.).]
23. Сорокина Г.А., Пахарькова Н.В., Шашкова Т.Л. и др. Учебная полевая практика по геоботанике. Красноярск: СФУ, 2012. 30 с. [Sorokina G.A., Pahar'kova N.V., Shashkova T.L. i dr. Uchebnaja polevaja praktika po geobotanike. Krasnojarsk: SFU, 2012. 30 p. (In Russ.).]
24. Глезер Л.И. Заяц Я.И., Чудаков П.И. Справочник по массам авиационных и других материалов: (Весовые характеристики): в 6 т. Неметаллические материалы. Приложения. Т. 6. М.: Машиностроение, 1975. 141 с. [Glezer L.I. Zajac Ja.I., Chudakov P.I. Spravochnik po massam aviacionnyh i drugih materialov: (Vesovye harakteristiki): v 6 t. Nemetallicheskie materialy. Prilozhenija. T. 6. M.: Mashinostroenie, 1975. 141 p. (In Russ.).]
25. Цывин М.М. Использование древесной коры. М.: Лесная пром-ть, 1973. 94 с. [Cyvin M.M. Ispolzovanie drevesnoj kory. M.: Lesnaja promyshlennost', 1973. 94 p. (In Russ.).]
26. Бойко А.В., Смольский Н.В., Сидорович Е.А. и др. Экспериментальные исследования ландшафтов Припятского заповедника. Минск: Наука и техника, 1976. 304 с. [Bojko A.V., Smol'skij N.V., Sidorovich E.A. i dr. Jekspierimental'nye issledovanija landshaftov Pripjatskogo zapovednika. Minsk: Nauka i tehnika, 1976. 304 p. (In Russ.).]

27. Багинский В.Ф., Есимчик Л.Д., Гримашевич В.В. и др. Комплексная продуктивность земель лесного фонда. Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2007. 295 с. [Baginskij V.F., Esimchik L.D., Grimaševich V.V. i dr. Kompleksnaja produktivnost' zemel' lesnogo fonda. Gomel': Institut lesa NAN Belarusi, 2007. 295 p. (In Russ.)].
28. Усольцев В.А., Цепордей И.С., Норицин Д.В. Аллометрические модели биомассы деревьев лесобразующих пород Урала. *Леса России и хозяйство в них*. 2022;(1(80)):4–14. [Usoltsev V.A., Tsepordyey I.S., Noritsin D.V. Allometric models of single-tree biomass for forest-forming species of the Urals. *Forests of Russia and economy in them*. 2022;(1(80)):4–14. (In Russ.)].
29. Блинцов И.К., Кудин М.В., Ставровская Л.А. Некоторые особенности развития напочвенного покрова в сосняке вересковом и мшистом Березинского заповедника. *Заповедники Белоруссии. Исследования*. 1979;3:3–9. [Blincov I.K., Kudin M.V., Stavrovskaja L.A. Nekotorye osobennosti razvitiya napochvennogo pokrova v sosnjake vereskovom i mshistom Berezinskogo zapovednika. *Zapovedniki Belorussii. Issledovaniya*. 1979;3:3–9. (In Russ.)].
30. Ставровская Л.А. Характеристика надземной фитомассы живого напочвенного покрова в некоторых типах сосновых лесов Березинского заповедника. *Заповедники Белоруссии. Исследования*. 1981;5:35–39. [Stavrovskaja L.A. Harakteristika nadzemnoj fitomassy zhivogo napochvennogo pokrova v nekotoryh tipah sosnovyh lesov Berezinskogo zapovednika. *Zapovedniki Belorussii. Issledovaniya*. 1981;5:35–39. (In Russ.)].
31. Панов А.В., Онучин А.А., Кошурникова Н.Н. Структура и динамика фитомассы на вырубках в сосняках лишайниковых Средней Сибири. *Вестн. Краснояр. ГАУ*. 2009;12:129–133. [Panov A.V., Onuchin A.A., Koshurnikova N.N. Phytomass structure and dynamics at cuttings in the Central Siberia lichen pine forests. *Bulletin of KSAU*. 2009;12:129–133. (In Russ.)].
32. Терехов Г.Г., Луганский Н.А., Стародубцева Н.И. Начальные этапы формирования корневой системы ели в культурах на Среднем Урале. *Леса России и хозяйство в них*. 2014; 4(51):24–31. [Terekhov G.G., Luganskiy N.A., Starodubtseva N.I. Primary stages of spruce root system formation in plantations in the Middle Urals. *Forests of Russia and economy in them*. 2014. 2014; 4(51):24–31. (In Russ.)].
33. Протопопова В.В., Габышева Л.П. Пирологическая характеристика растительности в лесах Центральной Якутии и ее динамика в постпожарный период. *Природные ресурсы Арктики и Субарктики*. 2018;25(3):80–86. [Protopopova V.V., Gabysheva L.P. Pyrological characteristic of vegetation in forests of Central Yakutia and its dynamics in post-fire period. *Arctic and Subarctic Natural Resources*. 2018;25(3):80–86 (In Russ.)].  
<https://doi.org/10.31242/2618-9712-2018-25-3-80-86>
34. Козаченко М.А., Курбанов И.Ю. Послепожарные сукцессии в сосновых лесах Лысогорского лесничества Саратовской области. *Аграрные конференции*. 2021;26(2):11–19. [Kozachenko M.A., Kurbanov I.Yu. Post-fire successions in the pine forests of the Lysohorsky forestry of the Saratov region. *Agrarian conferences*. 2021;26(2):11–19 (In Russ.)].
35. Ибрагимов А.К., Егорагин В.Г., Подольский А.В. О дигрессивной динамике биологических ресурсов для побочного лесопользования в деградирующих лесных экосистемах. Доступно по: [http://www.science-bsea.bgita.ru/2004/leskomp\\_2004/ibragimov.htm](http://www.science-bsea.bgita.ru/2004/leskomp_2004/ibragimov.htm). Ссылка активна на 16.07. 2023.
36. Уткин А.И., Замолодчиков Д.Г., Гульбе Т.А. и др. Аллометрические уравнения для фитомассы по данным деревьев сосны, ели, березы и осины в Европейской части России. *Лесоведение*. 1996;(6):36–46. [Utkin A.I., Zamolodchikov D.G., Gul'be T.A. i dr. Allometricheskie uravneniya dlja fitomassy po dannym derev'ev sosny, eli, berezy i osiny v Evropejskoj chasti Rossii. *Lesovedenie*. 1996;(6):36–46. (In Russ.)].
37. Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Levchuk S.E. et al. Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part II. Modeling the transport process. *J. Environ. Radioact.* 2006;87(3):260–278.
38. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 2000. 268 с. [Shcheglov A.I. Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems: by the materials of 10-year research in the area effected by the Chernobyl accident. М.: Nauka, 2000. 268 p. (In Russ.)].
39. Ипатьев В.А., Булко Н.И., Митин Н.В. и др. Радиологический феномен лесных экосистем. Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2004. 310 с. [Ipat'ev V.A., Bulko N.I., Mitin N.V. i dr. Radiologicheskij fenomen lesnyh jekosistem. Gomel': IL NAN Belarusi, 2004. 310 p. (In Russ.)].
40. Краснов В.П., Орлов А.А., Бузун В.А. и др. Прикладна радіоекологія лісу. Житомир: Полісся, 2007. 680 с. [Krasnov V.P., Orlov A.A., Buzun V.A. i dr. Prikladnaya radioekologiya leca. Zhitomir: Poles'e, 2007. 680 p. (In Russ.)].
41. Грабовский В.А., Дзендзилюк О.С., Катеринчук И.Н. и др. Вертикальная миграция цезия-137 в почвах Шацкого национального природного парка. Междунар. науч. конф. “Радиация и экосистемы”. Гомель, 2008. С. 84–89. [Grabovskij V.A., Dzendziljuk O.S., Katerinchuk I.N. i dr. Vertikal'naja migracija cezija-137 v pochvah Shackogo nacional'nogo prirodnogo parka // Mezhdunar. nauch. konf. “Radiacija i jekosistemy”. Gomel', 2008. P. 84–89. (In Russ.)].
42. Переволоцкий А.Н. Распределение <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr в лесных биогеоценозах. Гомель: Институт радиологии, 2006. 255 с. [Perevolotsky A.N. Raspredelenie



- <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr v lesnykh biogeotsenozakh. Gomel: Institut radiologii, 2006. 255 p. (In Russ.)).
43. 35 лет после Чернобыльской катастрофы: Итоги и перспективы преодоления ее последствий. Национальный доклад Республики Беларусь. Минск: ИВЦ Минфина, 2020. 152 с. [35 let Chernobyl'skoi avarii: Itogi i perspektivy preodoleniya ee posledstviy. [nacional'nyj doklad Respubliki Belarus']. Minsk: IVC Minfina, 2020. 152 p. (In Russ.)].
44. Kudzin M., Zabrotski V., Harbaruk D. Distribution of <sup>137</sup>Cs Between the Components of Pine Forest of Chernobyl NPP Exclusion Zone. In: Impact of Cesium on Plants and the Environment. Ed. D.K. Gupta, Cl. Walther. Switzerland: Springer Int. Publ., 2017. P. 149–169.
45. Ипатьев В.А., Багинский В.Ф., Булавик И.М. и др. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации. Гомель: Речицкая укрупненная типография, 1999. 454 с. [Ipatyev V.A., Baginsky V.F., Bulavik I.M. et al. Forest. Human. Chernobyl. Forest ecosystems after the accident at the Chernobyl NPP: condition, prediction, response of the population, ways of rehabilitation. Gomel: Rechitskaya ukрупnennaya tipografiya, 1999. 454 p. (In Russ.)].
46. Агапкина Г.И. Органические формы соединений искусственных радионуклидов в почвенных растворах природных биогеносов. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2002;42(4):404–411. [Agapkina G.I. Organic compounds of anthropogenic radionuclides in the soil solutions of nature environments. *Radiat. biology. Radioecology*. 2002;42(4):404–411. (In Russ.)].
47. Марченко Ю.Д. Погодно-климатические условия в ближней зоне Чернобыльской АЭС. В кн. Экосистемы и радиация: аспекты существования и развития. Минск, 2013. С. 32–45. [Marchenko Ju.D. Pogodno-klimaticheskie uslovija v blizhnej zone Chernobyl'skoi AJeS. In: Jekosistemy i radiacija: aspekty sushhestvovaniya i razvitija. Minsk, 2013. P. 32–45. (In Russ.)].
48. Усень В.В. Лесные пожары, последствия и борьба с ними. Гомель: Институт леса, 2002. 206 с. [Usenja V.V. Lesnye pozhary, posledstviya i bor'ba s nimi. Gomel': Institut lesa, 2002. 206 p. (In Russ.)].
49. Иванова Г.А., Жила С.В., Иванов В.А. и др. Постпирогенная трансформация основных компонентов сосняков Средней Сибири. *Сибирский лесной журнал*. 2018. № 3. С. 30–41. [Ivanova G.A., Zhila S.V., Ivanov V.A. et al. Post-fire transformation of basic components of pine forests in Central Siberia. *Sib. J. For. Sci.* 2018. № 3. P. 30–41 (In Russ.)].
50. Тарасов П.А., Тарасова А.В. Исследование постпирогенной динамики агрохимических показателей подзолистого почва. *Хвойные бореальной зоны*. 2020;XXXVIII(5–6):276–284. [Tarasov P.A., Tarasova A.V. Study of postpyrogenic dynamics agrochemical indicators of podzoly soil. *Conifers of the Boreal Area*. 2020;XXXVIII(5–6):276–284. (In Russ.)].
51. Шахматова Е.Ю. Изменение свойств подстилки и почв на гарях в сосновых лесах Западного Забайкалья. *Наука и образование*. 2017;(3):101–106. [Shakhmatova E.Yu. Properties differentiation of burned areas in pine forests of Western Transbaikalia. *Science and Education*. 2017;(3):101–106. (In Russ.)].
52. Шуркина В.В. Особенности восстановления лесной подстилки после пожара на кластерном участке “Подзаплоты” заповедника “Хакасский”. *Успехи современных естественных наук*. 2018;(3):82–86. [Shurkina V.V. The features recovery of forest floor after a fire on the cluster site “Podzaploty” of the reserve Khakassky. *Advances in Current Natural Sciences*. 2018;(3):82–86. (In Russ.)].
53. Богородская А.В. Микробная биомасса, ее активность и структура в песчаных подзолах южнотажных сосняков после пожаров разной интенсивности. *Хвойные бореальной зоны*. 2012; XXX(3–4): 224–228. [Bogorodskaja A.V. Mikrobnaja biomassa, ee aktivnost' i struktura v peschanyh podzolah juzhnotaehzhnyh sosnjakov posle pozharov raznoj intensivnosti. *Hvojnye boreal'noj zony*. 2012;XXX(3–4):224–228 (In Russ.)].
54. Баязин И.В. Пирогенная динамика структуры почвенной мезофауны в лесных сообществах Южно-Минусинской котловины (на примере Шунерского бора). *Изв. Иркутского государственного университета. Сер. “Биология. Экология”*. 2013;6(2):67–73. [Balyazin I.V. Pyrogenic dynamics of soil mesofauna structure in the forest associations of Minusinsk depression (as exemplified of the Shunersky pine forest). *The Bulletin of Irkutsk State University. Series Biology and Ecology*. 2013;6(2):67–73. (In Russ.)].
55. Головешкин В.В., Калиниченко С.А., Ненасhev Р.А. Оценка параметров миграции долгоживущих радионуклидов в почвах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. Междунар. науч.-практ. конф. “Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2021”. Севастополь, 2021. С. 148–153. [Goloveshkin V.V., Kalinichenko S.A., Nenashev R.A. Assessment of long-lived radionuclides migration parameters in soil of Chernobyl NPP exclusion zone // Int. scient. and pract. conf. “Environmental, industrial and energy security – 2021”. (Conf. proc.) Sevastopol, 2021. P. 148–153. (In Russ.)].
56. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 216 с. [Pavlockaja F.I. Migracija radioaktivnyh produktov global'nyh vypadenij v pochvah. M.: Atomizdat, 1974. 216 p. (In Russ.)].
57. Ковда В.А. Основы учения о почвах. М.: Наука, 1973. 448 с. [Kovda V.A. Osnovy uchenija o pochvah. M.: Nauka, 1973. 448 p. (In Russ.)].
58. Переволоцкая Т.В., Булавик И.М., Переволоцкий А.Н. Распределение <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr в вертикаль-

- ном профиле почвы геохимически сопряженных ландшафтов. Междунар. науч. конф. “Радиация и экосистемы”. Гомель, 2008. С. 55–59. [Perevolotsky A.N., Bulavik I.M., Perevolotskaya T.V. Raspredelenie  $^{137}\text{Cs}$  i  $^{90}\text{Sr}$  v vertikal'nom profile pochvy u geokhimicheski sopryazhennykh landshaftov. // Mezhdunar. nauch. konf. “Radiatsiya i ekosistemy”. (Conf. proc.) Gomel, 2008. P. 55–59. (In Russ.)].
59. Юркевич И.Д., Ловчий Н.Ф., Гельтман В.С. Леса Белорусского Полесья (геоботанические исследования). Минск: Наука и техника, 1977. 288 с. [Jurkevich I.D., Lovchij N.F., Gel'tman V.S. Lesa Belorusskogo Poles'ja (geobotanicheskie issledovaniya). Minsk: Nauka i tehnika, 1977. 288 p. (In Russ.)].
  60. Ивашкевич Л.С., Бондарь Ю.И. Влияние основных химических свойств на закрепление радионуклидов в почве. *Радиохимия*. 2008;50(1):87–90. [Ivashkevich L.S., Bondar' Ju.I. Vlijanie osnovnykh himicheskikh svojstv na zakreplenie radionuklidov v pochve. *Radiokhimiya*. 2008;50(1):87–90. (In Russ.)].
  61. Гонгальский К.Б. Лесные пожары и почвенная фауна. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2014. 169 с. [Gongal'skij K.B. Lesnye pozhary i pochvennaja fauna. M.: Tovarishhestvo nauchnykh izdaniy KMK, 2014. 169 p. (In Russ.)].
  62. Булко Н.И. Особенности накопления  $^{137}\text{Cs}$  ярусами березового насаждения в условиях различной обводненности гидроморфных почв. *Пробл. лесоведения и лесоводства*. 2006;66:73–82. [Bulko N.I. Osobennosti nakopleniya  $^{137}\text{Cs}$  jarusami berezovogo nasazhdeniya v uslovijah razlichnoj obvodnennosti gidromorfnykh pochv. *Probl. lesovedeniya i lesovodstva*. 2006;66:73–82. (In Russ.)].
  63. Гарбарук Д.К., Турчин Л.М., Углынец А.В. Послепожарная сукцессия живого напочвенного покрова на гари сосняка верескового в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС. Междунар. науч.-практ. конф. “Сохранение и рациональное использование биологических ресурсов в системе устойчивого лесопользования”. Гомель, 2022. С. 158–162. [Garbaruk D.K., Turchin L.M., Uglyanec A.V. Poslepozharnaja suksessija zhivogo napochvennogo pokrova na gari sosnjaka vereskovo v zone otchuzhdeniya Chernobyl'skoj AJeS. Mezhdunar. nauch.-prakt. konf. “Sohranenie i racional'noe ispol'zovanie biologicheskikh resursov v sisteme ustojchivogo lesoupravleniya”. (Conf. proc.) Gomel', 2022. P. 158–162. (In Russ.)].
  64. Храмченкова О.М., Цуриков А.Г., Лазарева М.С. Оценка запаса лишайника *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. в сосновых лесах юго-востока Беларуси. *Экологический вестник*. 2015;32(2):95–100. [Khranchankova O.M., Tsurkau A.H., Lazareva M.S. Stock assessment of lichen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. in pine forests of southeastern Belarus. *Ecological bulletin*. 2015;32(2):95–100. (In Russ.)].
  65. Козулько А.Г., Козулько Т.М. Почвенные беспозвоночные лесов Беловежской пуши: состав, плотность, зоомасса и распределение. В кн. Сохранение биологического разнообразия лесов Беловежской пуши. Каменюки, 1996. С. 161–182. [Kozul'ko A.G., Kozul'ko T.M. Pochvennye bespozvonochnye lesov Belovezhskoj pushhi: sostav plotnost', zoomassa i raspredelenie. In: Sohranenie biologicheskogo raznoobrazija lesov Belovezhskoj pushhi. Kamenjuki, 1996. P. 161–182. (In Russ.)].
  66. Мелехов И.С. Лесоведение. М.: ГОУ ВПО МГУЛ, 2007. 372 с. [Melekhov I.S. Lesovedenie. M.: GOU VPO MGUL, 2007. 372 p. (In Russ.)].
  67. Парфенов В.И., Якушев Б.И., Мартинович Б.С. и др. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси. Минск: Наука и техника, 1995. 578 с. [Parfenov V.I., Yakushev B.I., Martinovich B.S. i dr. Radioaktivnoe zagryaznenie rastitel'nosti Belarusi. Minsk: Nauka i tehnika, 1995. 578 p. (In Russ.)].

## Redistribution of the $^{137}\text{Cs}$ Stock in the Heather Pine Forest Biogeocenosis after a Crown Fire in the Chernobyl Nuclear Power Plant Exclusion Zone

A. V. Uglyanets, D. K. Garbaruk\*, M. V. Kudin

State Environmental Research Institution

“Polesye State Radiation and Ecological Reserve”, Khoiniki, Belarus

\*E-mail: dima.garbaruk.77@mail.ru

An assessment of the distribution of the  $^{137}\text{Cs}$  stock in the elements of the biogeocenosis of heather pine forest and on the burning formed in its place after a steady crown fire in the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power plant was carried out. A year and a half after the pyrogenic effect, a decrease in the content of radionuclide in the wood of a dead pine stand, forest litter and the emerging living ground cover and an increase in its activity in the bark and natural renewal of woody and shrubby plants was established. During this time, the forest litter has restored the functions of the main radionuclide depot in the biogeocenosis and the biogeochemical barrier on the way of its vertical migration. The stock of  $^{137}\text{Cs}$  in the mineral part of the soil has increased. A significant redistribution of the radionuclide occurred in its upper 200 mm thickness. No significant change in the total activity of  $^{137}\text{Cs}$  in the transformed biogeocenosis after a steady crown fire has been established.

**Keywords:** exclusion zone, biogeocenosis, heath pine forest, crown forest fire, burned area,  $^{137}\text{Cs}$  stock

## ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

Углынец Анатолий Владимирович (Uglyanets Anatoly Vladimirovich), Полесский государственный радиационно-экологический заповедник, Хойники, Беларусь (Polesye State Radiation and Ecological Reserve, Khoyniki, Belarus), uhlianets@mail.ru

Гарбарук Дмитрий Константинович (Garbaruk Dmitry Konstantinovich), Полесский государ-

ственный радиационно-экологический заповедник, Хойники, Беларусь (Polesye State Radiation and Ecological Reserve, Khoyniki, Belarus), dima.garbaruk.77@mail.ru

Кудин Максим Владимирович (Kudin Maksim Vladimirovich), <https://orcid/0000-0001-6857-2337>, Полесский государственный радиационно-экологический заповедник, Хойники, Беларусь (Polesye State Radiation and Ecological Reserve, Khoyniki, Belarus), max.kudin@mail.ru