

Радиационная обстановка в молодом сосновом лесу, выросшем после Чернобыльской аварии

В.П. Рамзаев, А.Н. Барковский, К.В. Варфоломеева, В.А. Некрасов

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

После Чернобыльской аварии в связи с существенным радиоактивным загрязнением сельскохозяйственных угодий определенную долю таких земель пришлось вывести из сферы обычного использования. В настоящее время одной из рассматриваемых опций возвращения заброшенных сельскохозяйственных земель в хозяйственный оборот в России является лесоводство. При использовании бывших земель сельскохозяйственного назначения для лесоводства на радиоактивно загрязненных территориях важно иметь представление о потенциальных дозах облучения, которые формируются в этом случае у работников лесного хозяйства и населения. Целью настоящего исследования являлась оценка радиационной обстановки в молодом сосновом лесу, посаженном и выросшем после Чернобыльской аварии в зоне отселения на бывшем пахотном поле. Для сравнения был взят рядом расположенный старый сосновый лес, выросший до Чернобыльской аварии. Изучение радиационной обстановки проводили в период 1998–2022 гг. В молодом лесу ^{137}Cs в верхнем 20-сантиметровом слое почвы был распределен довольно равномерно; далее с глубиной удельная активность ^{137}Cs резко снижалась. В старом лесу максимум удельной активности ^{137}Cs в почве во все годы был зарегистрирован в самом верхнем слое 0–2 см. С глубиной удельная активность ^{137}Cs уменьшалась. В 1998 г. в молодом лесу, по сравнению со старым лесом, среднее значение мощности поглощенной дозы в воздухе от ^{137}Cs было в 3 раза меньше, что связано с различиями в вертикальном распределении ^{137}Cs в почве. Со временем мощность поглощенной дозы в воздухе от ^{137}Cs на обоих участках снижалась с одинаковым эффективным периодом полууменьшения, равным 21,7 года. Удельная активность ^{137}Cs в биоте (сосна, съедобные грибы) в молодом лесу, по сравнению со старым лесом, была в 4–30 раз меньше. Компонент эффективной дозы внешнего облучения взрослого человека от источника ^{137}Cs в молодом лесу был в 3 раза меньше, чем таковой в старом лесу. Оцененный компонент эффективной дозы внутреннего облучения от ^{137}Cs при потреблении съедобных грибов из молодого леса по сравнению со старым был в 10 раз меньше. В целом, выполненное исследование показывает, что использование заброшенных радиоактивно-загрязненных пахотных земель для лесоводства может оказаться весьма целесообразным и оправданным с радиологической точки зрения.

Ключевые слова: Чернобыльская авария, заброшенные земли сельскохозяйственного назначения, лесоводство, почва, сосна, грибы, эффективная доза, ^{137}Cs .

Введение

Чернобыльская авария (1986 г.) привела к существенному радиоактивному загрязнению части территорий 3 республик бывшего Советского Союза – БССР, РСФСР и УССР [1]. При этом уровни загрязнения территории сельскохозяйственных угодий цезием-137 (^{137}Cs) оказались столь велики, что определенную долю таких земель пришлось вывести из сферы обычного землепользования [1–3]. Нарушение нормальной хозяйственной деятельности человека (вплоть до полного запрета в случае зоны отчуждения) на радиоактивно загрязненных территориях со временем привело к зарастанию деревьями и кустарниками пахотных земель, а также сенокосных и пастбищных лугов [3–5].

В настоящее время в России, в первую очередь за счет нарастания общего экономического потенциала страны и деловой активности, появились объективные условия для возвращения заброшенных сельхозземель в хозяйственный оборот. Одной из рассматриваемых опций такого возвращения (наряду с возрождением традиционных форм сельскохозяйственного земледелия) является перевод части земель сельскохозяйственного назначения в земли лесного фонда и использование их для лесоводства [3].

При использовании бывших сельхозземель для лесоводства на радиоактивно загрязненных территориях важно иметь представление о потенциальных дозах облучения, которые формируются в этом случае у работников лесного хозяйства и населения. В первом приближении

Рамзаев Валерий Павлович

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева
Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

ожидаемые пути формирования дозы облучения человека при выращивании и использовании новых лесов (далее – молодых лесов) вполне могут соответствовать таковым при использовании лесов, выросших до радиационной аварии (далее – старых лесов). Традиционно выделяют 2 пути облучения: от внешнего источника излучения, распределенного в лесной экосистеме или в жилище человека (деревянные конструкции), и от внутреннего источника излучения в организме человека за счет радионуклидов, поступивших с пищей и ингаляционно [6, 7]. При этом в отдаленном периоде после аварии доза внешнего облучения в основном формируется во время пребывания человека в радиоактивно загрязненном лесу, а доза внутреннего облучения – за счет употребления даров леса (грибов, ягод) и дичи в пищу.

Хотя сами пути облучения и источники облучения человека при использовании молодых лесов и старых лесов ожидаемо могут совпадать, численные значения доз облучения человека для этих 2 типов лесов при одних и тех же уровнях загрязнения территории радионуклидами могут различаться.

Цель исследования – сравнительная оценка радиационной обстановки в молодом и старом лесах, расположенных в зоне отселения после Чернобыльской аварии.

Задачи исследования

1. Определить плотность загрязнения и вертикальное распределение ^{137}Cs в почве.
2. Измерить мощность поглощенной дозы в воздухе от ^{137}Cs .
3. Измерить содержание ^{137}Cs в древесных растениях и съедобных грибах.
4. Дать оценку компонента эффективной дозы внешнего облучения человека от источника гамма-излучения в лесу и компонента эффективной дозы внутреннего облучения от потребления грибов.

Материалы и методы

Исследования проводили в весенне-осенний период в 1998–2022 гг. Лесные массивы, использованные для мониторинговых наблюдений и измерений, находятся на расстоянии около 1 км к югу от населенного пункта (НП) Муравинка в Злынковском районе Брянской области России. Сразу после аварии (1986 г.) официально установленная [8] плотность загрязнения почвы в этом НП, отнесенном к зоне отселения, составляла 1133 кБк/м². Лесные массивы разделены грунтовой дорогой, соединяющей Муравинку и автомобильную трассу Брянск – Гомель (рис. 1; рис. 2, нижняя панель). В обоих лесах сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris*, L.) является доминирующим видом деревьев. На рисунке 2 можно наблюдать эволюцию лесов со временем. Со слов местных жителей, территория под молодым сосновым лесом в течение несколько лет после Чернобыльской аварии использовалась как пахотное поле, а посадка саженцев сосны была проведена ближе к середине 1990-х гг. Старый лес на противоположной стороне грунтовой дороги был представлен взрослыми деревьями (рис. 2, верхняя и средняя панели справа), подлесок был умеренно выражен; местами встречались скопления подроста сосны. К 2020 г. на краю старого леса, обращенному к грунтовой дороге, сформировалась

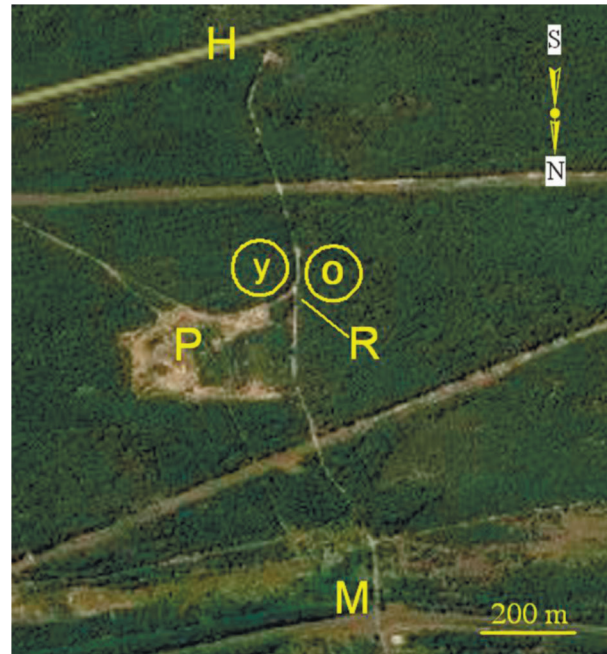


Рис. 1. Расположение обследованных площадок в молодом лесу (y) и старом лесу (o). Буквами М и Н обозначены НП Муравинка и шоссе Брянск – Гомель соответственно. Буквой Р обозначен бывший песчаный карьер. Буква R и линия указывают на место нахождения оператора на грунтовой дороге, которая соединяет Муравинку и шоссе, в момент съемки фотографии в 2022 г., размещенной на рисунке 2 (нижняя панель). Для построения рисунка использовано изображение с сайта с открытым доступом (<https://earthdata.nasa.gov/firms>) [Fig. 1. Location of surveyed sites in young forest (y) and old forest (o). The letters M and H designate the Muravinka settlement and the Bryansk–Gomel highway, respectively. The letter P denotes a former sand pit. The letter R and the line indicate the location of the operator on the dirt road that connects Muravinka and the highway at the time of taking the photo 2022 in Figure 2 (bottom panel). To construct the figure, an image from the site (<https://earthdata.nasa.gov/firms>) with an open access was used]

полоса из молодых сосен, которые заселились здесь самостоятельно. В результате этого процесса опушки молодого и старого лесов по внешнему виду практически перестали различаться (рис. 2, нижняя панель). Почва в лесах была дерново-подзолистой, а по механическому составу – песчаной или супесчаной. Расположение мест, использованных для наблюдений, измерений и пробоотбора, околонушено окружностями на рисунке 1. Примерный центр окружности (диаметр около 100 м) имеет координаты (52,4703° с.ш., 31,7904° в.д.) и (52,4702° с.ш., 31,7883° в.д.) для площадки в молодом лесу и старом лесу соответственно.

Для измерений мощности экспозиционной дозы (МЭД, мкР/ч) на высоте 1 м над поверхностью почвы в 1998–2001 гг. использовали дозиметр EL-1101, в 2002–2008 гг. – дозиметр-радиометр бета-гамма-излучения EL-1117 (АТОМТЕХ, Беларусь). В 2009–2020 гг. измерения мощности амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения в воздухе (МАЭД, нЗв/ч) выполняли, используя дозиметр АТ-1121 (АТОМТЕХ).

Для измерений полевых спектров гамма-излучающих радионуклидов в 1998–2012 гг. применяли портатив-



Рис. 2. Общий вид молодого леса (у) и старого леса (о) в апреле 2001 г., августе 2015 г. и сентябре 2022 г. Детектор гамма-спектрометра СКИФ-3 (2001 г.) и АТ-6101Д (2015 г.) вывешен на треноге на высоте 1 м от поверхности почвы
[Fig. 2. General view of young forest (y) and old forest (o) in April 2001, August 2015 and September 2022. The detector of the gamma spectrometer SKIF-3 (2001) and AT-6101D (2015) is fastened on a tripod at a height of 1 m from the ground surface]

ный сцинтилляционный спектрометр-дозиметр гамма- и рентгеновского излучения СК1 «СКИФ» (СИНКО, Россия), а в 2015 и 2020 гг. – портативный гамма-спектрометр-дозиметр АТ-6101Д (АТОМТЕХ). Для измерения спектра детектор и анализатор размещали на алюминиевом треножке (рис. 2, верхние и средние панели). Расстояние между центром кристалла NaI(Tl) и поверхностью почвы

было равно 1 м. По результатам анализа спектров, измеренных СК1 «СКИФ», вычисляли мощность поглощенной дозы (МПД_{662} , нГр/ч), обусловленную первичными фотонами с энергией 662 кэВ от ^{137}Ba (дочерний продукт распада ^{137}Cs), и мощность поглощенной дозы от природных радионуклидов (^{40}K , семейства ^{226}Ra и ^{232}Th) ($\text{МПД}_{\text{ПРН}}$, нГр/ч) [9]. При анализе спектров АТ-6101Д раздельно вы-

числяли МАЭД от всех фотонов (первичных и рассеянных) от ^{137}Cs – $^{137\text{m}}\text{Ba}$ (МАЭД_с) и от природных радионуклидов (МАЭД_п), а также МАЭД от первичных фотонов с энергией 662 кэВ от $^{137\text{m}}\text{Ba}$ (МАЭД₆₆₂) [10].

Статистическая неопределенность измерений и вычислений МЭД, МПД_с, МАЭД, МАЭД_с и МАЭД₆₆₂ не превышала 5% (95% вероятность); для МПД_п и МАЭД_п эта неопределенность была в пределах 20%. В соответствии с руководствами по эксплуатации приборов предел допускаемой основной погрешности измерений мощности дозы для EL-1101, EL-1117 и АТ-1121 равен 15%, а для АТ-6101Д – 20%. Для совместимости результатов, полученных на протяжении весьма длительного периода времени разными приборами, мы последовательно проводили сличительные измерения в парах EL-1101/EL-1117, EL-1117/АТ-1121, АТ-1121/СК1«СКИФ» и АТ-1121/АТ-6101Д [9]. В конечном счете все результаты были приведены к мощности поглощенной дозы (МПД, нГр/ч) при условии измерений с помощью начального дозиметра EL-1101 [9]. МАЭД_с пересчитывали в мощность поглощенной дозы от ^{137}Cs (МПД_с, нГр/ч) с помощью коэффициента перехода, равного 0,8 Гр/Зв для старого леса и 0,77 Гр/Зв для молодого леса. Эти численные средние значения были экспериментально определены для старых лесов и пахотных полей Брянской области [9]. Было принято допущение, что значения коэффициента перехода от МАЭД_с к МПД_с не менялись по мере роста леса.

Отбор проб почвы в 1998, 2004, 2012 и 2015 гг. проводили с помощью стального разборного цилиндрического пробоотборника длиной 20 см и с внутренним диаметром 5 см. Керны (7 проколов почвы на площадке) делили по глубине на слои толщиной 2 см или 5 см. Самый верхний слой включал в себя лесную подстилку. В 2022 г. для взятия почвы использовали цилиндрический пробоотборник длиной 15 см и с диаметром 4 см. Подстилку отбирали отдельно от почвы.

Для изучения распределения ^{137}Cs в органах сосны на площадках в 2004 г. было спилено по одному дереву; возраст деревьев был равен 10 годам. Для анализа была взята древесина, луб, кора и иглы первого и второго годов роста. В 2012 и 2015 гг. с молодых сосен одинакового возраста (по 3 близко стоящих дерева на каждой площадке в год) отбирали живые иглы. В разные годы для отбора использовали разные деревья.

В августе 2016 г. в старом и в молодом лесу были обнаружены немногочисленные плодовые тела 2 видов съедобных грибов – масленок (род *Suillus*) и подберезовик (род *Leccinum*). Немедленно после сбора плодовые тела (по 3–4 штуки на каждый вид на площадке) очищали от опада и земли.

В лаборатории пробы почвы и биоты высушивали до постоянного веса.

Активность ^{137}Cs (Бк) в счетных образцах измеряли с использованием стационарных сцинтилляционных и полупроводниковых гамма-спектрометров. Общая неопределенность измерения активности в пробе не превышала 15% (95% вероятность).

На основании экспериментально определенной активности ^{137}Cs в счетном образце и массы пробы (аликвоты) вычисляли удельную активность (УА, Бк/кг; на сухой вес). Для почвы вычисляли плотность загрязнения (запас) ^{137}Cs в каждом слое по отдельности и для всех слоев в сумме

(А_с, кБк/м²). Все значения УА и А_с были пересчитаны на день отбора с учетом радиоактивного распада ^{137}Cs .

Агрегированный коэффициент перехода ^{137}Cs из почвы в биоту (Tag, м²/кг [11]) вычисляли путем деления УА ^{137}Cs в пробе биоты на А_с в верхнем 20-сантиметровом слое почвы, отобранной в тот же год, что и проба биоты, за исключением грибов. Этот вид биопроб удалось получить в обоих лесах только в 2016 г., когда почву не отбирали. Поэтому величина А_с в 2016 г. была определена как средняя от значений А_с, полученных в 4 предыдущих обследованиях (в 1998, 2004, 2012 и 2015 гг.) с учетом радиоактивного распада ^{137}Cs .

Компонент годовой эффективной дозы внешнего облучения (E_{ext} , мЗв/год), обусловленный пребыванием человека в лесу, вычисляли по алгоритму и формулам из работы [12]. Компонент годовой эффективной дозы внутреннего облучения (E_{int} , мЗв/год), обусловленного поступлением ^{137}Cs в организм человека при потреблении грибов из леса, вычисляли по методике [13]. Для перехода от УА ^{137}Cs на сухой вес к УА ^{137}Cs на сырой вес использовали понижающий безразмерный коэффициент, равный 10 [14]. Учитывая значительную вариабельность массы грибов, потребляемых в год [15], мы включили в расчет два значения: 1 и 10 кг (сырой вес).

Результаты исследования и обсуждение

В 1998 г. значения МПД в пределах окружности (см. рис. 1) в молодом лесу варьировали от 296 до 418 нГр/ч (среднее значение ± стандартное отклонение = 383 ± 35 нГр/ч; n = 9). В старом лесу, по сравнению с новым лесом, среднее значение МПД было в 3 раза больше: 1160 ± 60 нГр/ч (разброс от 1040 до 1240 нГр/ч; n = 9). По результатам этого обследования на каждой площадке было выбрано по одной референтной точке, в которой значение МПД было близко к среднему значению МПД по площадке. Эти точки использовали для регулярных измерений в дальнейшем. В 1999–2008 гг. место измерения определяли по деревянным колышкам, вбитым в землю в 1998 г. С 2009 г. определение точки для измерения проводили с использованием бытовых GPS-навигаторов компании Garmin International (Olathe, KS, USA).

Значения МПД_п в молодом лесу и старом лесу совпадали друг с другом и составили 15 нГр/ч. Подавляющая часть (92% в молодом лесу и 97% в старом лесу) от общей МПД в 1998 г. была обусловлена гамма-излучением от радионуклидов цезия – ^{137}Cs и ^{134}Cs . По оценкам [16] вклад излучения от ^{134}Cs в МПД_с в Брянской области в 1996 г. был на уровне 3%, а к 2003 г. этот показатель упал ниже 1%, т.е. стал пренебрежимо малым.

В старом лесу в 1998 г. 68% МПД_с приходилось на нерассеянные гамма-кванты с энергией 662 кэВ от $^{137\text{m}}\text{Ba}$. В молодом лесу в это же время данный показатель был существенно ниже и составлял 41%, что косвенно свидетельствовало о культивации почвы в предыдущие годы и заглаблении источника излучения [17].

Графически динамика МПД_с в референтных точках в период 1998–2020 гг. приведена на рисунке 3. Для корректной и удобной локализации временной шкалы за нулевую точку взято 1 января 1998 г. Рисунок 3 показывает, что экспериментально установленное уменьшение МПД_с в обоих лесах может быть вполне удовлетворительно аппроксимировано экспоненциальной функцией:

$$DR_t = DR_0 \times \exp(-\lambda_{\text{eff}} \times t), \quad (3)$$

где DR_t – мощность дозы (нГр/ч) в момент времени t ; DR_0 – мощность дозы (нГр/ч) на начало года регулярных измерений (01.01.1998; $t = 0$); λ_{eff} – постоянная эффективного уменьшения мощности дозы, год^{-1} [18]; t – время, прошедшее от момента 0 (год).

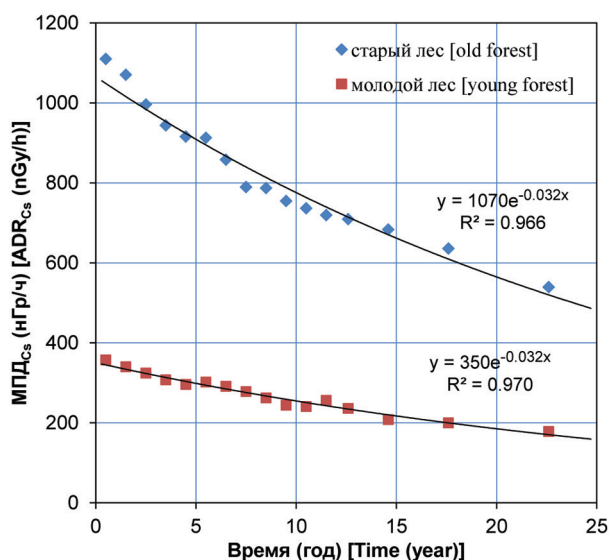


Рис. 3. Динамика мощности поглощенной дозы от $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$ (МПД_{cs}) в референтных точках в старом и молодом лесу в период 1998–2020 гг. За точку 0 на временной шкале принято 1 января 1998 г.

[Fig. 3.] Dynamics of absorbed dose rate from $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$ (ADR_{cs}) at reference points in old and young forests in the period 1998–2020. January 01, 1998 is defined as zero point on the time scale]

Величину λ_{eff} можно преобразовать в величину эффективного периода полууменьшения мощности дозы $T_{\text{eff}} = 0,693/\lambda_{\text{eff}}$ [18]. Для старого леса и молодого леса значение T_{eff} оказалось равным 21,7 года. В обоих случаях скорость уменьшения МПД_{cs} заметно превышала ту скорость, которая зависит от радиоактивного распада ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30,1$ года). Наблюдаемое на рисунке 3 отклонение некоторых экспериментальных точек от линии аппроксимации может быть связано как с переходом с одного дозиметра на другой, так и с локальной вариативностью гамма-поля и с некоторой неточностью воспроизведения положения детектора дозиметра на местности год от года. Еще одной причиной разброса точек вокруг линии аппроксимации могли быть погодные условия и вариативность содержания воды в почве.

Соотношение между значениями МПД_{cs} в старом лесу и молодом лесу незначительно варьировало год от года: от 2,81 до 3,28 (средняя = 3,05). Эта величина не коррелировала со временем, прошедшим с момента начала измерений (тест Спирмана, $P > 0,05$), что подтверждалось равенством значений T_{eff} в старом и молодом лесу. На протяжении всего времени наблюдений вклад первичных фотонов с энергией 662 кэВ от $^{137\text{m}}\text{Ba}$ в МПД_{cs} в старом лесу превышал 50% (разброс от 59 до 68%). В молодом лесу на протяжении всего периода наблюдений этот вклад в МПД_{cs} всегда был меньше 50% (39–44%).

Значения УА ^{137}Cs в послойно отобранных пробах почвы ($n = 40$) из старого леса находились в диапазоне от $15,6 \pm 2,3$ Бк/кг до $52\,600 \pm 6300$ Бк/кг (на сухой вес). Обнаруженная вариативность связана с неравномерным вертикальным распределением УА ^{137}Cs : максимальные значения во все годы были в верхнем 2-сантиметровом слое (рис. 4). Данный слой включал в себя в основном лесную подстилку и немного неорганического материала. С глубиной УА ^{137}Cs уменьшалась. Принципиальных изменений в форме вертикального распределения УА ^{137}Cs в зависимости от времени, прошедшего с момента аварии на ЧАЭС, не наблюдалось. Форма вертикального распределения УА ^{137}Cs в почве в старом лесу в целом совпадала с теми распределениями, которые были обнаружены другими авторами в почве радиоактивно загрязненных старых лесов в 1996–2001 гг. в Брянской области России [16] и в 2016–2018 гг. в Гомельской области Беларуси [19].

В молодом лесу, по сравнению со старым лесом, разброс УА ^{137}Cs в пробах ($n = 42$) был заметно уже: от $14,5 \pm 2,2$ Бк/кг до 2980 ± 360 Бк/кг (на сухой вес). Распределение значений УА ^{137}Cs в верхних 20 см почвы во все годы отбора было практически равномерным; далее с глубиной, как показали отборы 1998 и 2012 гг., этот показатель резко снижался (см. рис. 4). При этом нарастания УА ^{137}Cs на глубине 25–30 см с 1998 г. ($14,5 \pm 2,2$ Бк/кг) до 2012 г. ($15,2 \pm 2,3$ Бк/кг) не произошло. Вертикальное распределение УА ^{137}Cs в почве молодого леса в 1998 г. удовлетворительно соответствовало усредненному распределению УА ^{137}Cs в почве пахотных полей в Брянской области в 1996–2001 гг. [16]. Это является дополнительным инструментальным подтверждением того, что участок в Муравинке неоднократно перепаживался после Чернобыльской аварии. Интересно отметить, что в 2012 г. значения УА ^{137}Cs на глубине 25–30 см в молодом и старом лесу совпадали друг с другом (около 15 Бк/кг) (см. рис. 4, левая нижняя панель). Данная величина на 2–3 порядка ниже, чем УА ^{137}Cs в верхних слоях почвы, что свидетельствует о весьма ограниченной миграции радионуклида в этот глубокий слой на обеих площадках.

Значения запаса ^{137}Cs , вычисленные для верхнего 20-сантиметрового слоя почвы (A_{cs}) на отдельных точках на дату отбора, приведены в таблице 1. Вариативность данного показателя в значительной мере определяется временем, прошедшим с момента выпадений, и соответственно, распадом ^{137}Cs . Если пересчитать эти значения A_{cs} на момент Чернобыльской аварии (26.04.1986), то разброс между точками отбора внутри каждой площадки существенно уменьшится: 1150–1180 кБк/м² (средняя 1170 кБк/м²) для молодого леса и 950–1340 кБк/м² (средняя 1190 кБк/м²) для старого леса. Как видно, средние величины запаса ^{137}Cs в верхнем 20-сантиметровом слое в молодом лесу и старом лесу совпадают между собой. Пересчитанные на 1986 г. значения A_{cs} в почве в лесах около Муравинки очень хорошо соответствуют официально установленному на 1986 г. значению плотности загрязнения почвы ^{137}Cs в данном населенном пункте – 1133 кБк/м² [8].

В старом лесу подавляющая доля A_{cs} приходилась на верхние 4 см почвы: 88% в 1998 г. (см. табл. 1). К 2015 г. эта доля несколько уменьшилась: до 82%. Изменений со временем доли A_{cs} в верхних 10 см не произошло: здесь содержалось более 95% запаса. На глубине 20–30 см

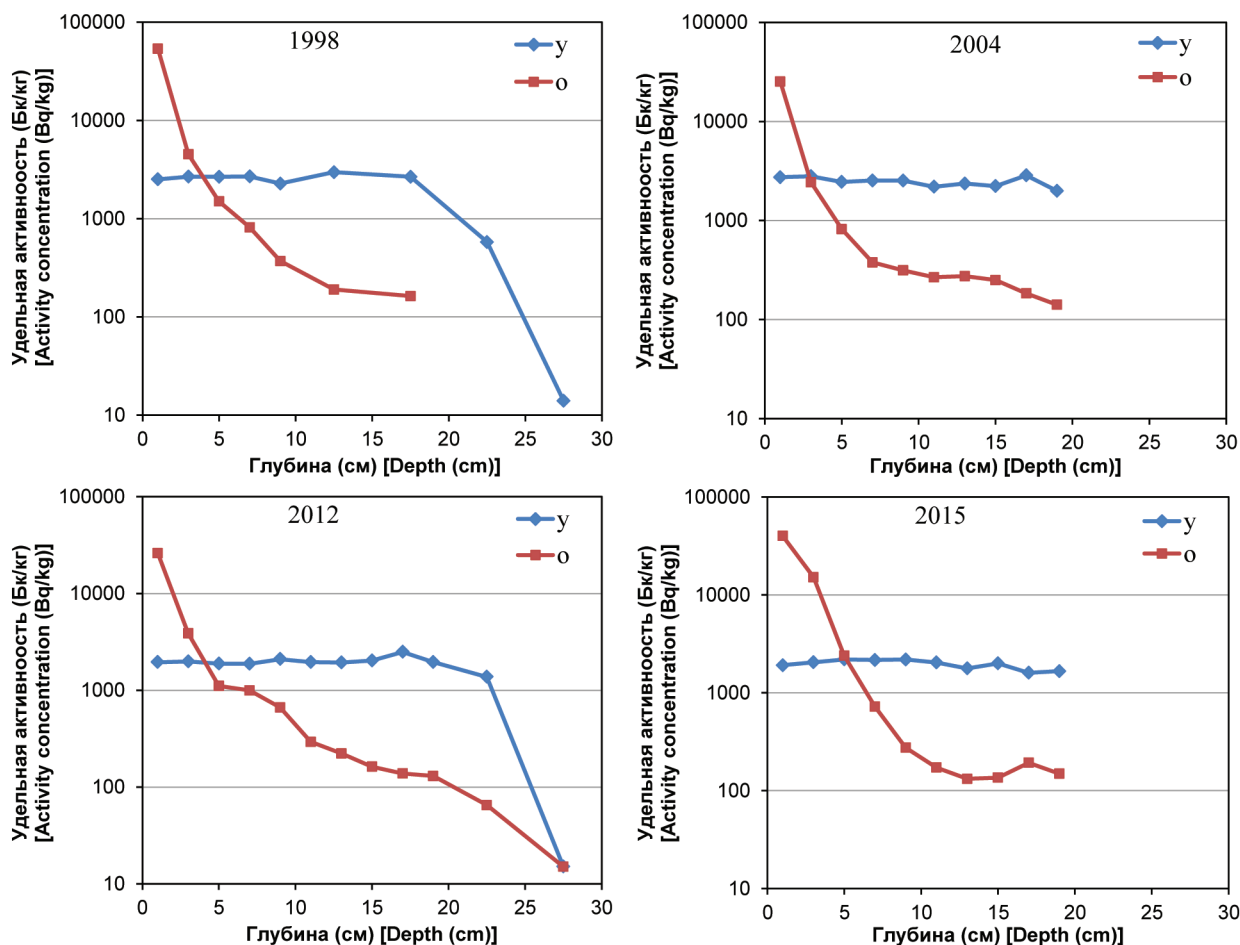


Рис. 4. Распределение удельной активности ^{137}Cs (на сухой вес) по вертикали в почве молодого леса (y) и старого леса (o) в 1998, 2004, 2012 и 2015 гг.

[Fig. 4. Vertical distribution of the ^{137}Cs activity concentration (dry weight) in the soil of young forest (y) and old forest (o) in 1998, 2004, 2012, and 2015]

Таблица 1

Запас ^{137}Cs в верхнем 20-сантиметровом слое почвы (A_{Cs}), а также доли A_{Cs} в верхнем 4-сантиметровом слое ($pA_{\text{Cs-4}}$) и 10-сантиметровом слое ($pA_{\text{Cs-10}}$) на участках, которые расположены в молодом лесу и старом лесу вблизи НП Муравинка

[Table 1

Inventory of ^{137}Cs in the upper 20-cm soil layer (A_{Cs}), as well as the portion of A_{Cs} in the upper 4-cm layer ($pA_{\text{Cs-4}}$) and 10-cm layer ($pA_{\text{Cs-10}}$) in plots that are located in the young forest and old forest near Muravinka]

Параметр [Parameter]	Старый лес [Old forest]				Молодой лес [Young forest]			
Год [Year]	1998	2004	2012	2015	1998	2004	2012	2015
A_{Cs} (кБк/м ²) [(kBq/m ²)]	842	624	724 (730*)	682	886 (923*)	775	639 (740*)	582
$pA_{\text{Cs-4}}$ (%)	88	86	84	82	19	24	19	12
$pA_{\text{Cs-10}}$ (%)	97	94	96	96	47	53	47	45

* – запас в верхних 30 см [* – inventory in the upper 30 cm.]

в 2012 г. залегало менее 1% (6 кБк/м²) от A_{Cs} (724 кБк/м²). В молодом лесу в этом же году на такой глубине содержалось около 16% (101 кБк/м²) от запаса ^{137}Cs (639 кБк/м²), находящего в верхних 20 см, причем из этих 101 кБк/м² лишь малая часть (менее 2 кБк/м²) была в слое глубиной 25–30 см.

По УА ^{137}Cs в лесной подстилке исследуемые площадки характеризуются принципиально разными уров-

нями загрязнения: 449 ± 54 Бк/кг (на сухой вес) в молодом лесу и $14\,800 \pm 1800$ Бк/кг в старом лесу по данным отбора 2022 г. Лесная подстилка в молодом лесу начала формироваться спустя много лет после аварии на ЧАЭС. Поэтому содержание ^{137}Cs в этом компоненте экосистемы в молодом лесу определяется в основном содержанием радионуклида в опаде с деревьев, которые загрязнены ^{137}Cs , поступающим из почвы через корни. В молодом

лесу в 15-сантиметровом слое почвы под подстилкой УА ^{137}Cs (2750 ± 330 Бк/кг на сухой вес) была в 6 раз больше по сравнению с таковой в подстилке. Напротив, в старом лесу УА ^{137}Cs в почве (1730 ± 210 Бк/кг) была в 8 раз меньше, чем в подстилке.

Исследование органов и тканей молодых сосен в июле 2004 г. показало весьма неравномерное распределение ^{137}Cs в растении (табл. 2). Вместе с тем, картины распределения радионуклида в деревьях из старого леса и молодого леса были одинаковыми: максимальные значения УА ^{137}Cs были определены в иглах первого года роста, а минимальные – в древесине. Однако в отношении абсолютных значений два леса расходились весьма

показательно: в пробах из старого леса УА ^{137}Cs была в 4–10 раз больше. Разница по показателю Tag между площадками также была весьма выраженной: в 5–13 раз в зависимости от органа/ткани. Последующие обследования в 2012 и 2015 гг. подтвердили существенно меньший (примерно на порядок величины) переход ^{137}Cs из почвы в растение в новом лесу по сравнению со старым лесом (см. табл. 2). Основной причиной таких различий может быть перепашка земли и изменение вертикального распределения ^{137}Cs в почве перед посадкой нового леса. Ранее на такую причину указывали Fogh и Andersson [20], изучившие динамику поведения ^{137}Cs в деревьях в Брянской области в 1997 г. По их данным, значения Tag

Таблица 2

Удельная активность ^{137}Cs (на сухой вес) в пробах биоты, в старом лесу (AC-o) и в молодом лесу (AC-y), а также агрегированные коэффициенты перехода ^{137}Cs в паре почва – биота в старом лесу (Tag-o) и в молодом лесу (Tag-y), которые расположены вблизи НП Муравинка

[Table 2]

Activity concentration of ^{137}Cs (dry weight) in the biota samples collected in the old forest (AC-o) and in the young forest (AC-y), as well as soil-to-biota aggregated transfer coefficient for ^{137}Cs in the old forest (Tag-o) and in the young forest (Tag-y), which are located near Muravinka

Проба [Sample]	AC-o (Бк/кг) [AC-o (Bq/kg)]*	AC-y (Бк/кг) [AC-y (Bq/kg)]*	AC-o/ AC-y	Tag-o ($\text{m}^2/\text{кг}$, $\text{n} \times 10^{-3}$) [Tag-o (m^2/kg , $\text{n} \times 10^{-3}$)]	Tag-y ($\text{m}^2/\text{кг}$, $\text{n} \times 10^{-3}$) [Tag-y (m^2/kg , $\text{n} \times 10^{-3}$)]	Tag-o/Tag-y
27.07.2004						
Иглы первого года [Needles-1y]	6680	652	10	11	0,84	13
Иглы второго года [Needles-2y]	913	141	6,5	1,5	0,18	8,0
Кора (ствол дерева) [Bark (trunk of tree)]	494	117	4,2	0,79	0,15	5,2
Луб (ствол дерева) [Bast (trunk of tree)]	1490	266	5,6	2,4	0,34	6,9
Древесина (ствол) [Wood (trunk)]	215	36,1	5,9	0,34	0,047	7,4
14.06.2012						
Иглы первого года [Needles-1y]	8680	276	31	12	0,43	28
Иглы второго года [Needles-2y]	1500	62,9	24	2,1	0,10	21
14.08.2015						
Иглы первого года [Needles-1y]	3600	179	20	5,3	0,31	17
Иглы второго года [Needles-2y]	783	41,7	19	1,2	0,072	16
Иглы третьего года [Needles-3y]	589	42,7	14	0,86	0,073	12
Кора (сухие ветви) [Bark (dry branches)]	192	27,9	6,9	0,28	0,048	5,9
04.08.2016						
Грибы (<i>Leccinum</i> sp.) [Mushrooms (<i>Leccinum</i> sp.)]	57 300	7630	7,5	93	13	7,4
Грибы (<i>Suillus</i> sp.) [Mushrooms (<i>Suillus</i> sp.)]	71 000	4670	15	120	8,0	15

* – статистическая неопределенность вычисления площади пика полного поглощения с энергией 662 кэВ не превышала 7% (95% вероятность). [* – the statistical uncertainty of the calculation of the 662 keV full energy peak area did not exceed 7% (95% probability).]

для ^{137}Cs в молодой сосне (возраст 10 лет) из леса, посаженного на поле, которое было перепахано вскоре после аварии на ЧАЭС, оказались в 11 раз (иглы первого года роста) и в 17 раз (древесина) меньше, чем таковые в зрелой сосне (возраст 45 лет) из рядом расположенного старого леса вблизи н.п. Заборье. Конечно, при этом нельзя было исключить какую-то положительную зависимость величины Tag от возраста растения. Как показывают результаты исследования Fesenko et al. [21], выполненного также в Брянской области в 1996–1998 гг., значение Tag для ^{137}Cs в иглах первого года в сосне в возрасте 11 лет по сравнению с сосной в возрасте 50 лет было в 2 раза меньше. Для древесины этих деревьев, которые росли на одном и том же лесном участке вблизи н.п. Ст. Бобовичи, различия были трехкратными. Абсолютные значения Tag ^{137}Cs для молодой сосны в возрасте 11 лет из старого леса около Ст. Бобовичей были равны $15,5 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ в иглах первого года роста и $0,35 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ в древесине [21]. Эти значения вполне соответствуют нашим оценкам Tag ^{137}Cs для молодой сосны в возрасте 10 лет из старого леса вблизи Муравинки: $11 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ в иглах 1-го года и $0,34 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ в древесине (см. табл. 2). В то же время наши оценки коэффициентов перехода ^{137}Cs из почвы в молодое дерево (10 лет) на перепаханном участке в Муравинке в 2004 г. ($0,84 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ для игл первого года и $0,047 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ для древесины) были примерно в 2 раза меньше тех значений Tag ^{137}Cs ($1,7 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ для игл первого года и $0,11 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ для древесины), которые выведены Fogh и Andersson [20] для молодой сосны (возраст 10 лет), произраставшей на перепаханном поле в Заборье в 1997 г. Следует признать эту разницу сравнительно небольшой, так для периода времени, который характеризуется условно стабильными параметрами миграции радионуклида в лесной экосистеме (среднесрочный и отдаленный период после загрязнения), разброс значений Tag ^{137}Cs , выведенных разными авторами для одних и тех же органов сосны, превышает порядок вели-

чины [11]. Отметим, что во всех обозначенных выше лесах вблизи Муравинки, Ст. Бобовичей и Заборья почва была песчаной или супесчаной. Отсутствие различий между лесами по типу почвы является одной из причин удовлетворительной сходимости значений Tag ^{137}Cs в сосне, выведенных в работах [20, 21] и в нашем исследовании.

Из таблицы 2 видно, что уровни загрязнения ^{137}Cs грибов, произрастающих в молодом лесу, многократно ниже, чем грибов из соседнего старого леса. Пропорционально меньше были и значения коэффициента перехода ^{137}Cs из почвы в грибы. Наши оценки Tag ^{137}Cs для грибов, отобранных в старом лесу ($120 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ для рода *Suillus* и $93 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$ для рода *Leccinum*), были в пределах диапазонов значений Tag ^{137}Cs (на сухой вес), приведенных в представительной сводке документа МАГАТЭ TRS-472 [11] для грибов рода *Suillus* (минимум = $70 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, максимум = $3,0 \text{ м}^2/\text{кг}$) и *Leccinum* (минимум = $0,8 \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, максимум = $1,1 \text{ м}^2/\text{кг}$). Выраженная вариабельность Tag ^{137}Cs из почвы в грибы отражает как способность того или вида (рода) накапливать радионуклиды, так и особенности физико-химических свойств почвы в тех лесах, где растут грибы [11, 22]. Как показывают наши исследования, в настоящее время для изучения причин изменчивости Tag ^{137}Cs для грибов есть смысл учитывать и возраст леса. Однако этот аспект нуждается в дополнительном исследовании.

В качестве примера «лесной» компонент ожидаемой годовой эффективной дозы от ^{137}Cs был вычислен на 2016 г., летом которого были отобраны пробы грибов, и в них была определена УА ^{137}Cs . Результаты вычисления этого компонента годовой эффективной дозы для 3 групп местного населения – работников лесного хозяйства, неработающих пенсионеров и работающих взрослых – приведены в таблице 3.

Оцененные значения суммарной дозы облучения ($E_{\text{ext}} + E_{\text{int}}$) для ситуации использования старого леса варьировали от 0,059 до 0,95 мЗв/год в зависимости от груп-

Таблица 3

Ожидаемые годовые эффективные дозы внешнего облучения (E_{ext}) от источника ^{137}Cs на лесном участке и внутреннего облучения (E_{int}) от ^{137}Cs при потреблении лесных грибов (1 и 10 кг в год, сырой вес) в 2016 г. Оценки даны для старого и молодого лесов, расположенных вблизи НП Муравинка

[Table 3]

Estimated annual external effective doses (E_{ext}) from the ^{137}Cs source in the forest area and annual internal effective doses (E_{int}) from ^{137}Cs due to consumption of wild mushrooms (1 and 10 kg per year, wet weight) in 2016. The estimates are provided for the old and young forests located near Muravinka

Лесной участок [Forest plot]	Эффективная доза (мЗв/год) [Effective dose (mSv/year)]				
	E_{ext}	E_{int}		$E_{ext} + E_{int}$	
		1 кг [1 kg]	10 кг [10 kg]	1 кг [1 kg]	10 кг [10 kg]
Лесники [Foresters]					
Старый [Old]	0,53	0,042	0,42	0,57	0,95
Молодой [Young]	0,17	0,0040	0,040	0,18	0,21
Неработающие пенсионеры [Non-working pensioners]					
Старый [Old]	0,033	0,042	0,42	0,075	0,45
Молодой [Young]	0,011	0,0040	0,040	0,015	0,051
Работающие взрослые [Working adults]					
Старый [Old]	0,017	0,042	0,42	0,059	0,44
Молодой [Young]	0,0054	0,0040	0,040	0,0094	0,045

пы населения (или времени пребывания в лесу) и массы потребляемых грибов. При этом основной вклад в дозу облучения у лесников (время пребывания в лесу 1400 ч) вносило внешнее облучение: 93% при потреблении 1 кг грибов и 56% при потреблении 10 кг грибов. Для неработающих пенсионеров (время пребывания в лесу 88 ч) и в особенности для работающих взрослых (время нахождения в лесу 44 ч) доза внешнего облучения играла существенно меньшую роль: диапазон 4–44%. Суммарная доза облучения для рассматриваемого сценария использования молодого леса, по сравнению со старым лесом, была в 3–10 раз меньше. У лесников E_{ext} абсолютно доминировала в общей дозе и составляла от 81 до 98%. Для 2 других групп населения вклад дозы внешнего облучения в $E_{ext} + E_{int}$ варьировал от 12% (работающие взрослые при потреблении 10 кг грибов) до 73% (неработающие пенсионеры при потреблении 1 кг грибов).

Следует отметить, что выведенные оценки обладают разной неопределенностью для разных групп населения. В частности, вполне возможно, что в неурожайный (в отношении грибов) год продолжительность посещения лесов основными группами населения (за исключением лесников) будет заметно меньше тех значений, которые мы использовали в вычислениях. Для работников лесного хозяйства приведенные оценки являются более определенными, т.к. пребывание этой группы населения в лесу связано с выполнением профессиональных обязанностей.

Заключение

Сравнительные долговременные (1998–2022 гг.) наблюдения за показателями радиационной обстановки в молодом лесу, выросшем после Чернобыльской аварии на землях сельскохозяйственного назначения, и в старом лесу, сформировавшемся еще до Чернобыльской аварии, выявили как общие черты, так и существенные различия. На обследованных участках сходным является тип почвы (дерново-подзолистый супесчаный), запас ^{137}Cs в верхнем 20-сантиметровом слое почвы (около 1200 кБк/м² в пересчете на 1986 г.) и мощность поглощенной дозы в воздухе от природных радионуклидов (около 15 нГр/ч). Вместе с тем, участки принципиально различались по типу вертикального распределения ^{137}Cs в почве. В молодом лесу ^{137}Cs в верхнем 20-сантиметровом слое почвы был распределен довольно равномерно; далее с глубиной, как показали отборы 1998 и 2012 гг., удельная активность ^{137}Cs резко снижалась. В старом лесу максимум УА ^{137}Cs в почве во все годы был зарегистрирован в самом верхнем слое 0–2 см. С глубиной УА ^{137}Cs уменьшалась. На обоих участках отчетливых изменений в форме вертикального распределения УА в зависимости от времени, прошедшего с момента аварии на ЧАЭС, не было отмечено. В 1998 г. в старом лесу, по сравнению с новым лесом, среднее значение мощности поглощенной дозы в воздухе от ^{137}Cs (МПД_{Cs}) было в 3 раза больше, что связано с различиями в вертикальном распределении ^{137}Cs в почве. Со временем МПД_{Cs} на обоих участках снижалась с одинаковым эффективным периодом полууменьшения, равным 21,7 года. Удельная активность ^{137}Cs в биоте (сосна, съедобные грибы) в молодом лесу, по сравнению со старым лесом, была в 4–30 раз меньше; наибольшая разница была обнаружена в отношении игл сосны, а наименьшая –

коры сосны. Такой же вывод можно сделать и для значений агрегированного коэффициента перехода (Tag) ^{137}Cs из почвы в биоту.

Компонент годовой эффективной дозы внешнего облучения взрослого человека от источника ^{137}Cs в молодом лесу был в 3 раза меньше, чем таковой в старом лесу. Оцененная доза внутреннего облучения от ^{137}Cs при потреблении съедобных грибов из молодого леса, по сравнению со старым, была в 10 раз меньше. Имея в виду большую разницу между исследованными лесами в значениях Tag ^{137}Cs для сосны, есть все основания полагать, что в будущем дозы облучения человека, обусловленные использованием деловой древесины и дров из молодого леса, будут существенно меньше по сравнению с теми дозами, которые сформируются при использовании соответствующей продукции из старого леса.

В целом, выполненное исследование показывает, что использование радиоактивно загрязненных заброшенных пахотных земель для лесоводства может оказаться весьма целесообразным и оправданным с радиологической точки зрения. Для подтверждения сделанных выводов следует провести оценку радиационной обстановки на других участках бывших сельскохозяйственных земель, заросших или засаженных древесными видами растений.

Сведения о личном вкладе авторов в работу над статьей

Рамзаев В.П. – концепция, измерения, написание рукописи.

Барковский А.Н. – концепция, редактирование рукописи.

Варфоломеева К.В. – измерения.

Некрасов В.А. – измерения.

Благодарности

Авторы использовали изображение с открытым исходным кодом с сайта FIRMS NASA (<https://earthdata.nasa.gov/firms>).

Информация о конфликте интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Сведения об источнике финансирования

Финансирование работы частично осуществлялось по контракту № 0173100001419000019 с Роспотребнадзором.

Литература

1. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. IAEA, Vienna, 2006.
2. Российский национальный доклад: 35 лет Чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. 1986–2021. Под общ. ред. Л.А. Большова; Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт проблем безопасного развития атомной энергетики Российской академии наук. М.: Академ-Принт, 2021.
3. Шубина О.А., Титов И.Е., Кречетников В.В., Санжарова С.И. Вопросы возвращения в хозяйственное использование территорий, временно выведенных из землепользования после аварии на ЧАЭС. "Актуальные вопросы радиэкологии". Труды Федерального государственного

- бюджетного научного учреждения «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии» (ФГБНУ ВНИРАЭ). Под ред. Н.И. Санжаровой. Обнинск, 2018. С. 99–119.
4. Hostert P., Kuemmerle T., Prishchepov A., et al. Rapid land use change after socio-economic disturbances: the collapse of the Soviet Union versus Chernobyl // *Environmental Research Letters*. 2011. Vol. 6. P. 045201.
 5. Matsala M., Bilous A., Myroniuk V., et al. The return of nature to the Chernobyl Exclusion Zone: increases in forest cover of 1.5 times since the 1986 disaster // *Forests*. 2021. Vol. 12. P. 1024.
 6. Радиационно-гигиенические аспекты преодоления последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Под ред. академика РАН Г.Г. Онищенко и профессора А.Ю. Поповой. СПб.: НИИРГ имени проф. П.В. Рамзаева, 2016. Т. 1. 448 с.
 7. Hashimoto S., Komatsu M., Miura S. Impacts of Radioactive Contamination of Forest on Life. In: *Forest Radioecology in Fukushima*. 2022. Springer, Singapore. URL: https://doi.org/10.1007/978-981-16-9404-2_6 (Дата обращения: 10.12.2022).
 8. Накопленные средние эффективные дозы // *Радиация и риск*. 1999. Спецвыпуск 1. С. 20.
 9. Ramzaev V.P., Barkovsky A.N. On the relationship between ambient dose equivalent and absorbed dose in air in the case of large-scale contamination of the environment by radioactive cesium // *Radiation Hygiene*. 2015. Vol. 8, No. 3. P. 6–20.
 10. Ramzaev V., Bernhardsson C., Dvornik A., et al. *In situ* determination of ^{137}Cs inventory in soil using a field-portable scintillation gamma spectrometer-dosimeter // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2021. Vol. 231. P. 106562.
 11. IAEA – International Atomic Energy Agency. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments; Technical Report Series No. 472. Vienna. 2010.
 12. Рамзаев В.П., Барковский А.Н., Братилова А.А., и др. Оценка годовой эффективной дозы внешнего облучения в лесах юго-западных районов Брянской области России: 2015–2021 гг. // *Радиационная гигиена*. 2022. Т. 15, № 3. С. 58–71.
 13. Травникова И.Г., Брук Г.Я., Шутов В.Н., Базюкин А.В. Пути формирования доз внутреннего облучения сельских жителей Брянской области после аварии на ЧАЭС (Часть первая) // *Радиационная гигиена*. 2013. Т. 6., № 2. С. 11–20.
 14. Falandysz J., Meloni D., Fernandes A.R., Saniewski M. Effect of drying, blanching, pickling and maceration on the fate of ^{40}K , total K and ^{137}Cs in bolete mushrooms and dietary intake // *Environmental Science and Pollution Research*. 2022. Vol. 29. P. 742–754.
 15. Панов А.В., Марочкина Е.В., Пономаренко В.В. О роли грибов в формировании доз внутреннего облучения населения, проживающего на радиоактивно загрязненных вследствие аварии на ЧАЭС территориях // *Радиационная гигиена*. 2014. Т. 7, № 1. С. 63–70.
 16. Ramzaev V., Yonehara H., Hille R., et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003 // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006. Vol. 85. P. 205–227.
 17. Рамзаев В.П., Барковский А.Н. Метод идентификации участков целинных почв с помощью портативного гамма-спектрометра-дозиметра // *Радиационная гигиена*. 2020. Т. 13, № 2. С. 123–128.
 18. Рамзаев В.П., Барковский А.Н. Динамика уменьшения мощности дозы гамма-излучения в воздухе в сельских населенных пунктах Брянской области России в отдаленном периоде после Чернобыльской аварии // *Радиационная гигиена*. 2020. Т. 13, № 1. С. 38–46.
 19. Ramzaev V., Bernhardsson C., Dvornik A., et al. Calculation of the effective external dose rate to a person staying in the resettlement zone of the Vetka district of the Gomel region of Belarus based on *in situ* and *ex situ* assessments in 2016–2018 // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020. Vol. 214–215. P. 106168.
 20. Fogh C.L., Andersson K.G. Dynamic behaviour of ^{137}Cs contamination in trees of the Bryansk region, Russia // *Science of the Total Environment*. 2001. Vol. 269. P. 105–115.
 21. Fesenko S.V., Soukhova N.V., Sanzharova N.I., et al. Identification of processes governing long-term accumulation of ^{137}Cs in forest trees following the Chernobyl accident // *Radiation and Environmental Biophysics*. 2001. Vol. 40. P. 105–113.
 22. Кадука М.В., Шутов В.Н., Брук Г.Я., Балонов М.И. Роль физико-химических свойств почвы в формировании радиоактивного загрязнения грибов // *Радиационная гигиена*. 2008. Т. 1, № 1. С. 32–35.

Поступила: 23.12.2022 г.

Рамзаев Валерий Павлович – кандидат медицинских наук, ведущий научный сотрудник лаборатории внешнего облучения Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

Барковский Анатолий Николаевич – руководитель Федерального радиологического центра, главный научный сотрудник Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Варфоломеева Ксения Владимировна – младший научный сотрудник лаборатории экологии Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Некрасов Владислав Аркадьевич – младший научный сотрудник лаборатории внешнего облучения Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Для цитирования: Рамзаев В.П., Барковский А.Н., Варфоломеева К.В., Некрасов В.А. Радиационная обстановка в молодом сосновом лесу, выросшем после Чернобыльской аварии // *Радиационная гигиена*. 2023. Т. 16, № 1. С. 40–51. DOI: 10.21514/1998-426X-2023-16-1-40-51

Radiological situation in the young pine forest that grew after the Chernobyl accident

Valery P. Ramzaev, Anatoly N. Barkovsky, Kseniya V. Varfolomeeva, Vladislav A. Nekrasov

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Wellbeing, Saint-Petersburg, Russia

After the Chernobyl accident, a certain proportion of agricultural land was withdrawn from normal use due to significant radioactive contamination. Forestry is one of the options currently under consideration to return the abandoned agricultural land to economic circulation in Russia. When using former agricultural land for forestry in radioactively contaminated areas, it is important to have an assessment of the potential radiation doses for forestry workers and the public. The aim of this study was to assess the radiological situation in a young pine forest planted and grown after the Chernobyl accident in the resettlement zone on a former arable field. A nearby old pine forest, which had grown before the Chernobyl accident, was taken for comparison. The study of the radiological situation was performed in the period 1998–2022. In the young forest, ^{137}Cs was fairly evenly distributed in the upper 20 cm soil layer; further with depth, the activity concentration of ^{137}Cs sharply decreased. In the old forest, the maximum activity concentration of ^{137}Cs in the soil was in the top 0–2 cm layer. The activity concentration of ^{137}Cs decreased with depth. In 1998, the average value of the absorbed dose rate in the air from $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$ was lower by a factor of 3 in the young forest compared to the old forest. The difference was associated with differences in the vertical distributions of ^{137}Cs in the soil. Over time, the absorbed dose rate in air from $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$ decreased at both sites with the same effective half-time period of 21.7 year. The activity concentration of ^{137}Cs in the biota (pine trees, edible mushrooms) in the young forest was lower by a factor of 4–30 compared to the old forest. The “forest” component of the external effective dose to adults from the ^{137}Cs source in the young forest was lower by a factor of 3 compared to the old forest. The “forest” component of the internal effective dose from ^{137}Cs was lower by a factor of 10 when eating edible mushrooms from the young forest compared to the old one. In general, the performed study shows that the use of radioactively contaminated abandoned arable land for forestry can be expedient and justified from a radiological point of view.

Key words: Chernobyl accident, abandoned agricultural land, forestry, soil, pine, mushrooms, effective dose, ^{137}Cs .

Personal participation of authors

V.P. Ramzaev – conceptualization, measurements, writing the manuscript.

A.N. Barkovsky – conceptualization, editing the manuscript.

K.V. Varfolomeeva – measurements.

V.A. Nekrasov – measurements.

Acknowledgments

The authors used on-line and open-source image of the NASA's FIRMS (<https://earthdata.nasa.gov/firms>).

Conflict of interests

The authors declare no conflict of interest.

Sources of funding

The work was partially financed under contract No. 0173100001419000019 with Rospotrebnadzor.

References

1. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. IAEA, Vienna, 2006.
2. Russian National Report: 35 years of the Chernobyl Accident. Results and Prospects of Overcoming its Consequences in Russia. 1986-2021 / Ed.: L.A. Bolshov; the Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences. Moscow: Academ-Print; 2021. (In Russian).
3. Shubina OA, Titov IE, Krechetnikov VV, Sanzharova SI. Issues of return to economic use of territories temporarily withdrawn from land use after the Chernobyl accident. In: "Actual Problems of Radioecology". Proceedings of the Federal State Budgetary Scientific Institution "All-Russian Research Institute of Radiology and Agroecology" (FGBNU VNIIRAE). Ed.: N.I. Sanzharova. Obninsk; 2018. P. 99–119. (In Russian).
4. Hostert P, Kuemmerle T, Prishchepov A, Sieber A, Lambin EF, Radeloff VC. Rapid land use change after socio-economic disturbances: the collapse of the Soviet Union versus Chernobyl. *Environmental Research Letters*. 2011;6: 045201.
5. Matsala M, Bilous A, Myroniuk V, Holiaka D, Schepaschenko D, See L, et al. The return of nature to the Chernobyl Exclusion Zone: increases in forest cover of 1.5 times since the 1986 disaster. *Forests*. 2021;12: 1024.
6. Radiological and Hygienic Issues of the Mitigation of the Chernobyl NPP Accident Consequences. Ed.: G.G. Onishchenko, A.Yu. Popova. St. Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev; 2016. Vol. 1, 448 p. (In Russian).

Valery P. Ramzaev

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev

Address for correspondence: Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101; Russia. E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

7. Hashimoto S, Komatsu M, Miura S. Impacts of Radioactive Contamination of Forest on Life. In: Forest Radioecology in Fukushima. 2022. Springer, Singapore. Available on: https://doi.org/10.1007/978-981-16-9404-2_6. (Accessed 10 December 2022).
8. Mean effective cumulated doses. *Radiatsia i risk = Radiation and Risk*. 1999. Special issue. (In Russian).
9. Ramzaev VP, Barkovsky AN. On the relationship between ambient dose equivalent and absorbed dose in air in the case of large-scale contamination of the environment by radioactive cesium. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2015;8(3): 6–20.
10. Ramzaev V, Bernhardtsson C, Dvornik A, Barkovsky A, Vodovatov A, Jönsson M. *In situ* determination of ^{137}Cs inventory in soil using a field-portable scintillation gamma spectrometer-dosimeter. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2021;231: 106562.
11. IAEA – International Atomic Energy Agency. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments; Technical Report Series No. 472. Vienna. 2010.
12. Ramzaev VP, Barkovsky AN, Bratilova AA, Gromov AV, Titov NV. Assessment of annual effective dose from external exposure in forests of the south-western districts of the Bryansk region of Russia: 2015–2021. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2022;15(3): 58–71. (In Russian).
13. Travnikova IG, Bruk GY, Shutov VN, Bazyukin AB. Contribution of different foodstuffs to the internal exposure of the rural inhabitants of the Bryansk region in Russia after the Chernobyl accident. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2013;6(2): 11–20. (In Russian).
14. Falandysz J, Meloni D, Fernandes AR, Saniewski M. Effect of drying, blanching, pickling and maceration on the fate of ^{40}K , total K and ^{137}Cs in bolete mushrooms and dietary intake. *Environmental Science and Pollution Research*. 2022;29: 742–754.
15. Panov AV, Marochkina EV, Ponomarenko VV. On the role of mushrooms in the internal dose formation to the population in the Chernobyl NPP accident affected areas. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2014;7(1): 63–70. (In Russian).
16. Ramzaev V, Yonehara H, Hille R, Barkovsky A, Mishine A, Sahoo SK, et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006;85: 205–227.
17. Ramzaev VP, Barkovsky AN. Method for identifying areas of virgin soils using a portable gamma-spectrometer-dosimeter. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020;13(2): 123–128. (In Russian).
18. Ramzaev VP, Barkovsky AN. Dynamics of decrease of the gamma dose rate in air in rural settlements of the Bryansk region (Russia) in the remote period after the Chernobyl accident. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2020;13(1): 38–46. (In Russian).
19. Ramzaev V, Bernhardtsson C, Dvornik A, Barkovsky A, Vodovatov A, Jönsson M, et al. Calculation of the effective external dose rate to a person staying in the resettlement zone of the Vetka district of the Gomel region of Belarus based on *in situ* and *ex situ* assessments in 2016–2018. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020;214–215: 106168.
20. Fogh CL, Andersson KG. Dynamic behaviour of ^{137}Cs contamination in trees of the Bryansk region, Russia. *Science of the Total Environment*. 2001;269: 105–115.
21. Fesenko SV, Soukhova NV, Sanzharova NI, Avila R, Spiridonov SI, Klein D, et al. Identification of processes governing long-term accumulation of ^{137}Cs in forest trees following the Chernobyl accident. *Radiation and Environmental Biophysics*. 2001;40: 105–113.
22. Kaduka MV, Shutov VN, Bruk GYA, Balonov MI. Role of soil and climate characteristics in the formation of radioactive contamination of mushrooms. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2008;1(1): 32–35. (In Russian).

Received: December 23, 2022

For correspondence: Valery P. Ramzaev – Candidate of Medical Sciences, Leading Researcher of the Laboratory of External Exposure, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Wellbeing (Mira Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia. E-mail: V.Ramzaev@mail.ru)

Anatoly N. Barkovsky – Head of the Federal Radiological Centre, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Wellbeing, Saint-Petersburg, Russia

Kseniya V. Varfolomeeva – Junior Researcher of the Laboratory of Ecology, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Wellbeing, Saint-Petersburg, Russia

Vladislav A. Nekrasov – Junior Researcher of the Laboratory of External Exposure, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Wellbeing, Saint-Petersburg, Russia

For citation: Ramzaev V.P., Barkovsky A.N., Varfolomeeva K.V., Nekrasov V.A. Radiological situation in the young pine forest that grew after the Chernobyl accident. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2023. Vol. 16, No. 1. P. 40–51. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2023-16-1-40-51