

DOI: 10.21514/1998-426X-2019-12-3-27-41

УДК: 546.36:614.876:621.039.586(477.41)

## Вертикальное распределение $^{137}\text{Cs}$ в дерново-подзолистой песчаной почве на лугах и в лесах Брянской области в 2015–2016 гг.

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

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

*Вертикальное распределение природных и техногенных радионуклидов в почвенном профиле является определяющим параметром при вычислении мощности дозы гамма-излучения в воздухе над поверхностью земли и эффективной дозы внешнего облучения человека. Основной целью настоящей работы являлось определение вертикального распределения  $^{137}\text{Cs}$  в дерново-подзолистой песчаной и супесчаной почве в лесах и на лугах в юго-западных районах Брянской области в отдаленном периоде после Чернобыльской аварии. В 2015–2016 гг. на 7 целинных луговых и 13 лесных участках были отобраны керны почвы до глубины 20 см. Керны разрезали на горизонтальные слои толщиной 2 см. Определение активности  $^{137}\text{Cs}$  в пробах проводили при помощи полупроводникового гамма-спектрометра с размещением детектора и счетного образца внутри низкофоновой камеры. Удельная активность в пробах сухой почвы ( $n = 200$ ) варьировала от 6,35 Бк/кг до 83300 Бк/кг при среднем значении 4550 Бк/кг. На лугах в трех случаях максимальная удельная активность была определена в самом верхнем слое. С увеличением глубины удельная активность снижалась и достигала минимума в наиболее глубоких слоях. Разница между поверхностным и самым глубоким слоем составила два-три порядка величины. На трех других лугах отмечалось сравнительно равномерное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в верхних 4–6 см с последующим уменьшением удельной активности с нарастанием глубины. На одном луговом участке пик активности  $^{137}\text{Cs}$  был обнаружен на глубине 4–6 см. В лесу наиболее типичным (в 10 случаях) было наличие выраженного максимума удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в самом верхнем слое. Экспериментально полученные значения общего запаса  $^{137}\text{Cs}$  в верхних 20 см почвы на площадках находились в диапазоне от 42 до 1940 кБк/м<sup>2</sup>. Значения запаса  $^{137}\text{Cs}$  положительно и статистически значимо коррелировали с официально установленными уровнями поверхностного загрязнения цезием-137 территории близлежащих населенных пунктов. Вертикальная миграция радиоцезия в почве на обследованных участках, в основном, ограничивалась верхними 10 см, которые в среднем содержали 94% от общего запаса  $^{137}\text{Cs}$ , находящегося в 20-сантиметровом слое почвы. Менее 1% общего запаса  $^{137}\text{Cs}$  было обнаружено в самом нижнем отобранном слое почвы (18–20 см). Полученные распределения активности  $^{137}\text{Cs}$  были использованы для вычисления мощности кермы в воздухе на высоте 1 м над почвой на обследованных площадках. Значения мощности воздушной кермы находились в диапазоне от 52 до 2240 нГр/ч (в среднем – 807 нГр/ч). Запас цезия-137, содержащийся в верхних 6 см почвы, определял около 95% и 90% мощности кермы в лесу и на лугу соответственно. Радиоцезий, мигрировавший в почву на глубину более 10–12 см, давал пренебрежимо малый вклад (менее 1%) в мощность кермы гамма-излучения в воздухе. В практическом плане это свидетельствует о том, что глубина пробоотбора почвы, равная 20 см, в настоящее время вполне достаточна для оценки мощности дозы гамма-излучения в воздухе на целинных лугах и в лесах.*

**Ключевые слова:** Чернобыльская авария, луг, лес, почва,  $^{137}\text{Cs}$ , вертикальное распределение, мощность кермы в воздухе.

### Введение

Вертикальное распределение природных и техногенных радионуклидов в почвенном профиле является определяющим параметром при вычислении мощности дозы гамма-излучения (МД) в воздухе над поверхностью земли и эффективной дозы внешнего облучения человека [1–7].

Для природных радионуклидов (таких как  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ) допущение об их равномерном распределении в земле вполне приемлемо в подавляющем большинстве случаев [1, 8, 9]. При этом переход от удельной активности радионуклида в почве (Бк/кг) к мощности поглощенной дозы в воздухе (Гр/ч) или мощности воздушной кермы в воздухе

### 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

(Гр/ч) легко осуществляется с использованием простых коэффициентов [8]. Для техногенных радионуклидов (ТРН), выпавших на поверхность почвы из атмосферы после ядерных взрывов и ядерных аварий, ситуация более сложная. Вертикальное распределение ТРН в почве зависит от физико-химической формы радионуклидов в выпадениях, характера выпадений (сухие или влажные), климатических особенностей региона, свойств почвы, присутствия почвенных животных, использования территории человеком для хозяйственных нужд и времени, прошедшего с момента выпадений [10–16].

К настоящему времени разработаны теоретические подходы и эмпирические модели для описания вертикальных распределений ТРН в почве и вычисления МД в воздухе [6, 7, 17–20]. При этом многие авторы отмечают широкий разброс форм вертикальных распределений и вариабельность скорости миграции ТРН в почвенных профилях (например, [2, 10, 20]). В этих условиях «обобщенная» модель может и не отражать реальную картину распределения и миграции ТРН в почве и временную динамику мощности дозы в воздухе для отдельно взятого участка или региона (например, [16]). Поэтому проведение периодических мониторинговых наблюдений за миграцией ТРН в почве на уровне конкретного региона или его части по-прежнему чрезвычайно важно для своевременного уточнения параметров расчетных моделей и для выполнения корректной оценки мощности дозы гамма-излучения в воздухе на определенном отрезке времени после выпадений радионуклидов из атмосферы на поверхность земли. Одним из таких регионов в России является Брянская область, юго-западная часть территории которой была сильно загрязнена в 1986 г. долгоживущим техноген-

ным радионуклидом  $^{137}\text{Cs}$  ( $T_{1/2} = 30$  лет) в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

Исследования почвенных профилей в Брянской области с целью оценки мощности дозы в воздухе проводились различными авторами, начиная с 1986 г. [6, 9, 21, 22]. Насколько нам известно, репрезентативные опубликованные результаты по этим территориям ограничены 2010 г. [23].

**Цель исследования** – определение вертикального распределения  $^{137}\text{Cs}$  в дерново-подзолистой песчаной почве в лесах и на лугах в юго-западных районах Брянской области в 2015–2016 гг., т.е. спустя примерно 30 лет после Чернобыльской аварии. Полученные распределения были использованы для решения прикладной задачи: вычислить мощность кермы в воздухе на высоте 1 м над почвой на обследованных площадках.

### Материалы и методы

#### Места обследования

Полевые работы выполнялись на территории Новозыбковского, Клиновского, Злынковского и Красногорского районов Брянской области в летний период 2015 и 2016 гг. Для исследования были выбраны леса и луга с дерново-подзолистыми песчаными и супесчаными почвами. Такой тип почвы имеет весьма обширное распространение в данном регионе [9, 11, 24]. Точные географические координаты и условные названия (коды) 7 луговых и 13 лесных площадок приведены в таблице 1. Там же даны названия ближайших населенных пунктов (н.п.) и даты обследования. Площадки располагались на расстоянии от 0,2 до 4,0 км (средняя = 1,4 км) от центра близлежащего н.п. Высота расположения участков над уровнем моря находилась в диапазоне 130–170 м.

Таблица 1

**Экспериментально определенный запас  $^{137}\text{Cs}$  в верхних 20 см почвы ( $A_{\text{Cs}}$ ) на луговых и лесных участках, обследованных в Брянской области в 2015–2016 гг., и официально установленная плотность радиоактивного загрязнения почвы цезием-137 для близлежащих населенных пунктов ( $\sigma_{\text{Cs}}$ )**

[Table 1

**Experimentally determined  $^{137}\text{Cs}$  inventory in the upper 20 cm of soil ( $A_{\text{Cs}}$ ) in the grassland and forest plots surveyed in the Bryansk region in 2015–2016 and officially established level of  $^{137}\text{Cs}$  soil contamination density for the nearby settlements ( $\sigma_{\text{Cs}}$ )**

Дата [Date]	Населенный пункт [Settlement]	Код участка [Code of plot]	Географические координаты участка [Geographic coordinates of a plot]		$A_{\text{Cs}}$ (кБк/м <sup>2</sup> )* [ $A_{\text{Cs}}$ (kBq/m <sup>2</sup> )*]	$\sigma_{\text{Cs}}$ (кБк/м <sup>2</sup> )** [ $\sigma_{\text{Cs}}$ (kBq/m <sup>2</sup> )**]
			° с.ш. [Latitude, °N]	° в.д. [Longitude, °E]		
Луг [Grassland]						
24.08.2015	Муравинка [Muravinka]	Mur-1	52,48168	31,78533	685	592
24.08.2015	Деменка [Demenka]	Dem-Ind	52,49743	31,88307	596	636
24.08.2015	Веприн [Veprin]	Vepr-Ush	52,71290	31,89801	628	459
25.08.2015	Муравинка [Muravinka]	Mur-2	52,48188	31,78535	681	592
13.06.2016	Бабаки [Babaki]	Bab-Gol	52,64270	31,59573	1240	1140
13.06.2016	Бабаки [Babaki]	Bab-Hig	52,63822	31,60305	1300	1140
03.08.2016	Бабаки [Babaki]	Bab-wel	52,64295	31,59535	1080	1140
Лес [Forest]						
17.08.2015	Заборье [Zaborie]	Zab-f-1	53,09012	31,72160	1940	2200
17.08.2015	Заборье [Zaborie]	Zab-f-2	53,08391	31,69261	1350	2200
18.08.2015	Городечня [Gorodechnia]	Yal-fo	52,87696	31,63991	392	377

Дата [Date]	Населенный пункт [Settlement]	Код участка [Code of plot]	Географические координаты участка [Geographic coordinates of a plot]		$A_{Cs}$ (кБк/м <sup>2</sup> )* [ $A_{Cs}$ (kBq/m <sup>2</sup> )*]	$\sigma_{Cs}$ (кБк/м <sup>2</sup> )** [ $\sigma_{Cs}$ (kBq/m <sup>2</sup> )**]
			° с.ш. [Latitude, °N]	° в.д. [Longitude, °E]		
18.08.2015	Н.Бобовичи [N.Bobovichii]	NB-f-b	52,65158	31,74611	776	592
19.08.2015	Бабаки [Babaki]	Bab-fo	52,63519	31,60459	937	1140
19.08.2015	Гривка [Grivka]	Gri-fo	52,58749	31,76524	506	525
20.08.2015	Хохловка [Khohlovka]	Kho-fo	52,42519	32,22504	185	226
20.08.2015	Деменка [Demenska]	Dem-f-p	52,49791	31,87156	420	636
21.08.2015	Веприн [Veprin]	Ver-f-C	52,68639	31,94329	515	459
22.08.2015	Муравинка [Muravinka]	Mur-f-ol	52,47046	31,78855	693	592
23.08.2015	Песчанка [Peschanka]	Pes-f-1	52,87385	32,20709	42,4	56
23.08.2015	Песчанка [Peschanka]	Pes-f-2	52,88914	32,19037	50,9	56
25.08.2015	Мамай [Mamay]	Mam-fo	52,49920	32,00962	446	337

\* – запас <sup>137</sup>Cs ( $A_{Cs}$ ) на обследованных участках приведен на дату пробоотбора;

\*\* – плотность загрязнения <sup>137</sup>Cs населенных пунктов ( $\sigma_{Cs}$ ) приведена на 01.01.2014 г. по данным [28].

[\* – the <sup>137</sup>Cs inventory ( $A_{Cs}$ ) at the plots surveyed is given for the date of soil sampling;

\*\* – the <sup>137</sup>Cs contamination density for the settlements ( $\sigma_{Cs}$ ) is given for 01.01.2014, as reported in [28].]

Регион характеризуется умеренным континентальным климатом. Среднегодовая температура воздуха в месте расположения метеорологической станции в н.п. Красная Гора (53,02° с.ш., 31,60° в.д.; высота над уровнем моря 148 м) в период 1986–2016 гг. была равна 7,0 °С, годовое количество осадков за тот же период – 658 мм (по данным сайта <http://www.pogodaiklimat.ru>).

11 лесных участков располагались в пределах сосновых насаждений. В двух случаях лес был смешанным – сосна и береза (участки Dem-f-p и Mam-fo). Возраст деревьев, в основном, находился в диапазоне от 40 до 70 лет. Все лесные экосистемы сформировались до Чернобыльской аварии. Леса постоянно использовались местным населением для сбора грибов и ягод, хотя после аварии были выработаны рекомендации по ограниченному использованию загрязненных лесов (например, [25]). Луговые площадки представляли собой целинные земли, не подвергавшиеся перепашке после Чернобыльской аварии. Отметим, однако, что площадки Ver-Ush, Bab-Gol и Bab-wel использовались после аварии в качестве пастбищ для скота. Площадка Ver-Ush расположена в заливной пойме реки Ипуть; остальные площадки расположены на сухих возвышенных местах. Все луговые участки были в предыдущие годы обследованы в рамках других проектов [9, 23], и результаты исследования вертикального распределения радиоцезия в почве подтвердили целинный характер этих участков.

#### Отбор проб почвы

Работы проводили на горизонтальных площадках размером примерно 10×10 м. Основным визуальным критерием выбора участков было отсутствие признаков техногенного нарушения поверхности почвы. На 3 луговых площадках (Ver-Ush, Bab-Gol, Bab-wel) были найдены отчетливые следы деятельности роющих почвенных млекопитающих, в частности, кротов.

Отбор проб почвы до глубины 20 см проводили в 7 точках по схеме, представленной на рисунке 3 в [15]. Для взятия почвенных кернов (площадь поперечного сечения каждого равна 20 см<sup>2</sup>) использовали стандартный стальной пробоотборник (описание и фото даны в [15, 26]), который забивали в почву вертикально. Подстилку, наземные мхи и лишайники при этом предварительно не удаляли, поэтому в процессе пробоотбора происходило заметное уплотнение верхнего органического слоя. Керна разрезали на горизонтальные слои толщиной 2 см. В лесу верхний 0–2 см слой, как правило, содержал, в основном, органический материал. Соответствующие слои из всех 7 кернов объединяли в 1 пробу. Влажный (свежий) вес (в.в.) проб определяли в день отбора. По результатам взвешивания была определена глубина пробоотбора в терминах массовой толщины (г/см<sup>2</sup>) для отдельных слоев и керна в целом. Сухой вес (с.в.) определяли после высушивания почвы до постоянного веса при температуре около 25 °С в зимний период времени в лаборатории. Содержание воды в почве вычисляли по разнице между влажным и сухим весом.

#### Измерение активности <sup>137</sup>Cs в пробах

Определение активности <sup>137</sup>Cs в пробах проводили при помощи полупроводникового гамма-спектрометра с размещением детектора (HPGe) и счетного образца внутри низкофоновой камеры [27]. Статистическая ошибка (1 сигма) оценки площади фотопика с энергией 662,6 кэВ не превышала 5% и в подавляющем большинстве случаев была меньше 3%. Результаты измерений для каждого слоя почвы выражены в терминах активности на единицу массы почвы (удельная активность, Бк/кг) и активности на единицу площади поверхности почвы (запас, кБк/м<sup>2</sup>). Для получения суммарной активности <sup>137</sup>Cs в слое почвы полученное значение удельной активности для него умножалось на полную массу отобранной почвы для соответствующего слоя. Общий запас <sup>137</sup>Cs в почве ( $A_{Cs}$ ) был

получен путем суммирования значений запаса во всех десяти слоях.

Вычисление средней глубины миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почве ( $Z$ ) проводили по формуле, приведенной в работе [15]:

$$Z = \sum_{i=1}^n Z_i \times q_i, \quad (1)$$

где  $Z_i$  – глубина центра  $i$ -го слоя и  $q_i$  – доля  $A_{\text{Cs}}$  в данном слое. Глубина выражается в терминах линейной толщины (см) или массовой толщины ( $\text{г}/\text{см}^2$ ).

Результаты определения содержания  $^{137}\text{Cs}$  в почве на луговых площадках (за исключением участка Dem-Ind) были использованы ранее для оценки влияния жизнедеятельности европейского крота (*Talpa europaea* L.) на вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в почве [15].

*Расчет мощности воздушной кермы от  $^{137}\text{Cs}$  в почве*

При расчете мощности кермы в воздухе ( $KR_{\text{Cs}}$ , нГр/ч) на высоте 1 м над поверхностью земли от источника  $^{137}\text{Cs}$  в почве предполагали, что активность  $^{137}\text{Cs}$  внутри каждого слоя почвы представлена в виде плоского горизонтального изотропного источника, расположенного в середине слоя. Вычисления  $KR_{\text{Cs}}$  проводили для каждого слоя почвы с использованием табулированных коэффициентов перехода, приведенных в работе [18]. Для получения результирующей мощности кермы в воздухе от всех слоев мы использовали формулу:

$$KR_{\text{Cs}} = 3600 \times \sum_i C(z_i) \times A(z_i) \times Y_{662}, \quad (2)$$

где  $KR_{\text{Cs}}$  – мощность кермы (Гр/час) в воздухе на высоте 1 м над поверхностью земли;

$C(z_i)$  – коэффициент перехода от интенсивности источника в почве к воздушной керме (Гр на фотон/ $\text{м}^2$ );

$z_i$  – массовая глубина ( $\text{г}/\text{см}^2$ ) залегания плоского источника по отношению к поверхности земли;

$A(z_i)$  – запас  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/ $\text{м}^2$ ), расположенный на глубине  $z_i$  ( $\text{г}/\text{см}^2$ );

$Y_{662}$  – выход фотонов с энергией 662 кэВ при распаде  $^{137}\text{Cs}$ – $^{137\text{m}}\text{Ba}$ , равный 0,85 кванта на один распад.

Расчеты мощности кермы в воздухе были выполнены, исходя из экспериментально установленных распределений  $^{137}\text{Cs}$  в нативной (влажной) почве.

*Статистический анализ*

Были вычислены следующие статистические параметры: медиана, среднее значение, стандартное отклонение и коэффициент вариации. Различия между группами исследовали с использованием непараметрического теста Манна – Уитни. Для определения связи между переменными применяли непараметрический критерий Спирмена. Критическим являлось значение  $P$ , равное 0,05.

**Результаты и обсуждение**

*Массовая глубина пробоотбора и содержание влаги в почве*

Толщина самого верхнего 2-сантиметрового слоя почвы, выраженная в терминах массы на единицу площади, заметно варьировала от участка к участку (табл. 2). Минимальное значение (0,67  $\text{г}/\text{см}^2$ , в.в.) было зарегистрировано в лесу (уч. NB-f-b), максимальное (2,55  $\text{г}/\text{см}^2$ , в.в.) – на лугу (уч. Bab-wel). Разница между участками в массовой толщине верхнего слоя керна объяснялась присутствием большого количества сравнительно сухого органического материала в пробах из леса. По мере нарастания линейной глубины почвы разница в показателе массовой глубины между площадками уменьшалась, что выражалось в снижении коэффициента вариации с 30% (глубина 0–2 см) до 5,6% (глубина 0–20 см) в лесу и с 29% (глубина 0–2 см) до 3,4% (глубина 0–20 см) на лугу. Массовая глубина пробоотбора в лесу (в среднем 29,3  $\text{г}/\text{см}^2$ ) статистически значимо не отличалась ( $P > 0,05$ ) от таковой на лугу (в среднем 29,8  $\text{г}/\text{см}^2$ ). Это объясняется практически одинаковым типом почвы для всех участков и отсутствием статистически значимых различий ( $P > 0,05$ ) между локациями «Лес» и «Лу́г» по показателю содержания влаги в верхнем 20-сантиметровом слое почвы (табл. 3). Тем не менее, отметим, что содержание воды в отдельных слоях широко варьирует

Таблица 2

**Кумулятивная массовая толщина ( $\text{г}/\text{см}^2$ , влажный вес) слоев почвы на луговых и лесных участках, обследованных в Брянской области в 2015–2016 гг.**

[Table 2

**Cumulative mass thickness ( $\text{g}/\text{cm}^2$ , wet weight) of soil layers at the grassland and forest plots surveyed in the Bryansk region in 2015–2016]**

Участок [Plot]	Массовая толщина ( $\text{г}/\text{см}^2$ ) слоя глубиной: [Mass thickness ( $\text{g}/\text{cm}^2$ ) of the layer depth:]									
	0–2 см [0–2 cm]	0–4 см [0–4 cm]	0–6 см [0–6 cm]	0–8 см [0–8 cm]	0–10 см [0–10 cm]	0–12 см [0–12 cm]	0–14 см [0–14 cm]	0–16 см [0–16 cm]	0–18 см [0–18 cm]	0–20 см [0–20 cm]
Лу́г [Grassland]										
Mur-1	1,69	3,70	6,89	10,33	13,50	16,83	20,26	23,64	26,86	30,26
Dem-Ind	1,49	3,64	6,51	9,38	12,57	15,96	19,36	22,94	26,65	30,33
Vep-Ush	1,28	2,82	4,91	7,37	10,11	13,24	16,81	20,01	23,77	27,67
Mur-2	1,14	2,87	5,74	8,94	12,25	15,66	18,86	22,42	25,90	29,49
Bab-Gol	2,19	4,46	7,04	9,94	13,16	16,24	19,52	23,32	26,94	30,69
Bab-Hig	1,99	4,00	6,58	9,50	12,72	15,91	19,41	22,73	26,27	29,81
Bab-wel	2,55	4,68	7,12	9,91	12,89	16,03	19,22	22,52	26,18	30,07

Участок [Plot]	Массовая толщина (г/см <sup>2</sup> ) слоя глубиной: [Mass thickness (g/cm <sup>2</sup> ) of the layer depth:]									
	0–2 см [0–2 cm]	0–4 см [0–4 cm]	0–6 см [0–6 cm]	0–8 см [0–8 cm]	0–10 см [0–10 cm]	0–12 см [0–12 cm]	0–14 см [0–14 cm]	0–16 см [0–16 cm]	0–18 см [0–18 cm]	0–20 см [0–20 cm]
Медиана [Median]	1,69	3,70	6,58	9,50	12,72	15,96	19,36	22,73	26,27	30,07
Средняя [Mean]	1,76	3,74	6,40	9,34	12,46	15,70	19,06	22,51	26,08	29,76
С.о. [SD]	0,51	0,72	0,80	0,98	1,11	1,14	1,08	1,18	1,09	1,00
К.в. (%) [CV (%)]	29	19	13	10	8,9	7,3	5,7	5,3	4,2	3,4
Лес [Forest]										
Zab-f-1	0,73	2,26	5,09	8,44	11,62	15,18	18,79	22,61	26,45	31,38
Zab-f-2	0,79	2,84	5,59	8,56	11,44	14,69	17,95	21,35	24,56	28,73
Yal-fo	0,83	3,03	5,94	9,16	12,33	15,60	18,88	22,32	25,80	29,84
NB-f-b	0,67	2,31	4,63	7,26	9,96	13,04	16,23	19,49	22,60	26,90
Bab-fo	1,22	3,58	6,52	9,58	12,64	15,82	19,15	22,64	26,50	30,80
Gri-fo	1,00	2,79	5,72	8,92	12,36	15,69	19,21	22,91	26,46	30,20
Kho-fo	1,10	3,13	6,01	9,32	12,69	16,19	19,97	23,73	27,45	31,53
Dem-f-p	1,27	3,21	6,09	9,12	12,19	15,55	19,09	22,65	26,17	30,22
Vep-f-C	1,00	2,72	5,13	7,81	10,66	13,64	16,89	20,16	23,41	26,98
Mur-f-ol	0,82	2,81	5,66	8,87	12,36	15,78	19,11	22,58	26,29	30,19
Pes-f-1	0,91	3,06	5,93	8,86	12,00	15,14	18,40	21,69	24,86	28,69
Pes-f-2	0,74	3,08	6,04	9,08	12,34	15,55	18,86	22,37	25,71	29,22
Mam-fo	1,76	3,82	6,55	9,04	11,68	14,52	17,35	20,67	23,87	26,71
Медиана [Median]	0,91	3,03	5,93	8,92	12,19	15,55	18,86	22,37	25,80	29,84
Средняя [Mean]	0,99	2,97	5,76	8,77	11,87	15,11	18,45	21,94	25,39	29,34
С.о. [SD]	0,30	0,44	0,55	0,63	0,80	0,92	1,06	1,21	1,43	1,65
К.в. (%) [CV (%)]	30	15	10	7,2	6,7	6,1	5,8	5,5	5,6	5,6

С.о. – стандартное отклонение;  
 К.в. – коэффициент вариации.  
 [SD – standard deviation;  
 CV – coefficient of variation.]

Таблица 3

**Содержание воды в слоях почвы на луговых и лесных участках, обследованных в Брянской области в 2015–2016 гг.**

[Table 3

**Content of water in soil layers at the grassland and forest plots surveyed in the Bryansk region in 2015–2016]**

Участок [Plot]	Содержание воды (%) в слое: [Content of water (%) in the layer:]										
	0–2 см [0–2 cm]	2–4 см [2–4 cm]	4–6 см [4–6 cm]	6–8 см [6–8 cm]	8–10 см [8–10 cm]	10–12 см [10–12 cm]	12–14 см [12–14 cm]	14–16 см [14–16 cm]	16–18 см [16–18 cm]	18–20 см [18–20 cm]	0–20 см [0–20 cm]
Луг [Grassland]											
Mur-1	6,4	5,2	3,2	3,0	2,8	2,9	2,8	2,9	2,8	2,7	3,2
Dem-Ind	2,9	3,0	3,0	3,2	3,0	3,3	3,7	3,4	4,2	3,9	3,4
Vep-Ush	2,6	3,3	4,7	4,1	2,8	2,6	2,2	2,1	3,2	3,2	3,0
Mur-2	5,3	4,3	3,5	3,4	3,3	2,9	2,5	3,0	3,8	3,2	3,3
Bab-Gol	4,8	6,5	6,3	5,6	5,3	5,0	5,0	5,2	5,3	5,1	5,4
Bab-Hig	5,3	5,7	4,1	3,1	3,3	3,3	3,4	3,4	2,6	3,4	3,6

Участок [Plot]	Содержание воды (%) в слое: [Content of water (%) in the layer:]										
	0–2 см [0–2 cm]	2–4 см [2–4 cm]	4–6 см [4–6 cm]	6–8 см [6–8 cm]	8–10 см [8–10 cm]	10–12 см [10–12 cm]	12–14 см [12–14 cm]	14–16 см [14–16 cm]	16–18 см [16–18 cm]	18–20 см [18–20 cm]	0–20 см [0–20 cm]
Bab-wel	6,1	6,0	5,2	4,4	4,3	3,9	4,0	3,9	3,7	3,7	4,4
Медиана [Median]	5,3	5,2	4,1	3,4	3,3	3,3	3,4	3,4	3,7	3,4	3,4
Средняя [Mean]	4,8	4,9	4,3	3,8	3,5	3,4	3,4	3,4	3,7	3,6	3,8
С.о. [SD]	1,5	1,4	1,2	0,9	0,9	0,8	1,0	1,0	0,9	0,8	0,9
К.в. (%) [CV (%)]	31	28	28	25	26	24	29	28	25	21	23
Лес [Forest]											
Zab-f-1	20	7,0	4,0	3,3	2,5	5,0	2,6	2,3	2,3	2,4	3,6
Zab-f-2	14	5,5	3,6	3,4	3,0	3,2	3,6	3,3	3,2	3,4	3,8
Yal-fo	15	6,5	3,9	3,6	3,7	3,6	3,4	3,9	4,4	4,0	4,3
NB-f-b	17	6,6	4,0	3,1	2,8	2,6	3,2	2,7	3,5	3,3	3,7
Bab-fo	8,5	1,9	2,2	3,3	3,1	3,2	2,9	3,0	3,4	3,5	3,2
Gri-fo	22	6,9	3,4	3,2	3,3	3,3	3,0	4,0	2,8	3,3	4,1
Kho-fo	9,3	4,5	4,7	2,7	2,5	2,2	2,1	2,1	2,3	1,7	2,8
Dem-f-p	11	4,3	3,2	2,9	2,6	2,7	2,8	2,8	3,0	4,0	3,4
Vep-f-C	8,8	6,7	5,7	4,4	3,5	3,8	3,8	3,8	4,5	4,4	4,5
Mur-f-ol	13	6,3	3,5	3,4	3,0	3,3	3,8	3,6	3,7	3,7	3,9
Pes-f-1	11	5,3	3,9	3,6	3,7	3,2	3,4	3,1	2,8	3,0	3,7
Pes-f-2	9,6	4,0	2,7	2,9	2,5	2,3	2,7	2,4	2,9	2,2	2,9
Mam-fo	4,6	3,7	4,1	4,4	4,5	4,7	4,5	4,3	4,7	4,0	4,4
Медиана [Median]	11	5,5	3,9	3,3	3,0	3,2	3,2	3,1	3,2	3,4	3,7
Средняя [Mean]	13	5,3	3,8	3,4	3,1	3,3	3,2	3,2	3,3	3,3	3,7
С.о. [SD]	5	1,6	0,9	0,5	0,6	0,8	0,6	0,7	0,8	0,8	0,5
К.в. (%) [CV (%)]	39	29	23	15	19	25	20	22	24	24	15

С.о. – стандартное отклонение;  
К.в. – коэффициент вариации.  
[SD – standard deviation;  
CV – coefficient of variation.]

вало от 22% (преимущественно органический материал в слое 0–2 см в лесу) до 2% (минеральные глубинные слои в лесу и на лугу). Содержание влаги во всем почвенном керне было крайне низким – до 5,4%. Этот показатель существенно меньше репрезентативной величины ~19%, используемой в докладе НКДАР ООН за 2000 г. [8] в отношении почвы вообще. Низкое содержание влаги в наших пробах можно объяснить нахождением участков на возвышенных местах, преимущественно песчаным типом почвы и длительным засушливым периодом, который предшествовал отбору проб.

#### Содержание <sup>137</sup>Cs в почве

Результаты определения удельной активности (УА) <sup>137</sup>Cs в последовательных слоях для индивидуальных участков обобщены в таблице 4. В пробах сухой почвы (n = 200) УА варьировала от 6,35 Бк/кг до 83 300 Бк/кг при среднем и медианном значении 4550 Бк/кг и 489 Бк/кг соответственно. Столь значительные различия между значениями УА в отдельных пробах были связаны как с вариабельностью интенсивности исходных чернобыльских выпадений на обследованных территориях, так и с неравномерностью распределения радионуклида в почвенном профиле.

Таблица 4  
**Удельная активность <sup>137</sup>Cs в слоях почвы на луговых и лесных участках, обследованных в Брянской области в 2015–2016 гг.**  
 [Table 4  
**Activity concentration of <sup>137</sup>Cs in soil layers at the grassland and forest plots surveyed in the Bryansk region in 2015–2016]**

Участок [Plot]	Удельная активность (Бк/кг, сухой вес) <sup>137</sup> Cs в слое: [Activity concentration (Bq/kg, dry weight) of <sup>137</sup> Cs in the layer:]									
	0–2 см [0–2 cm]	2–4 см [2–4 cm]	4–6 см [4–6 cm]	6–8 см [6–8 cm]	8–10 см [8–10 cm]	10–12 см [10–12 cm]	12–14 см [12–14 cm]	14–16 см [14–16 cm]	16–18 см [16–18 cm]	18–20 см [18–20 cm]
Луг [Grassland]										
Mur-1	22300	12100	2220	524	176	95,2	75,4*	58,5*	46,4*	34,0*
Dem-Ind	11900	13500	3970	588	262	84,0*	33,2*	31,1*	37,6*	30,3*
Vep-Ush	4760	7290	8890	7650	2090	895	275	125	100	52,0*
Mur-2	20000	18600	4270	745	224	96,6	91,4*	33,2*	26,5*	43,0*
Bab-Gol	10800	11100	9190	6650	4630	3040	2070	1160	692	384
Bab-Hig	39300	24700	2480	610	194*	99,5*	77,2*	50,6*	38,3*	41,5*
Bab-wel	9950	10500	9490	5900	3660	2170	1310	836	403	171
Лес [Forest]										
Zab-f-1	41100	62700	22800	3550	1030	481	281	167	104	58,4*
Zab-f-2	83300	25600	5240	1680	884	767	751	464	275	171
Yal-fo	25100	8350	809	167	117	96,4	78,7*	71,1*	53,3*	40,4*
NB-f-b	32000	20700	7360	2690	617	487	236	125	110*	89,1*
Bab-fo	31860	12800	3940	1840	886	786	550	541	503	297
Gri-fo	24900	12400	1940	852	280	120	114	89,5	70,6	39,9
Kho-fo	2260	4200	1960	517	153	36,0*	31,3*	30,6*	43,2	13,9
Dem-f-p	9800	8450	2720	981	491	276	247	177*	145*	106*
Vep-f-C	24600	9250	3650	817	407	227	148	260	132	89,2*
Mur-f-ol	40000	15200	2390	720	275	172	132	136	193	149
Pes-f-1	2010	637	207	94,6	65,6	33,4	20,4	15,7	8,91	6,94
Pes-f-2	2590	1010	190	73,0	42,2*	23,9*	14,0*	10,6*	9,12	6,35
Mam-fo	5400	5470	3030	2020	1970	1110	615	349	286	123

\* – статистическая ошибка (1 сигма) определения площади фотопика 662 кэВ находится в диапазоне 3–5%; для проб, не отмеченных звездочкой, эта ошибка лежит ниже 3%.

[\* – the statistical error (1 sigma) of the 662 keV peak area determination is in the range 3–5%; for the samples that are not marked by an asterisk, the error is below 3%.]

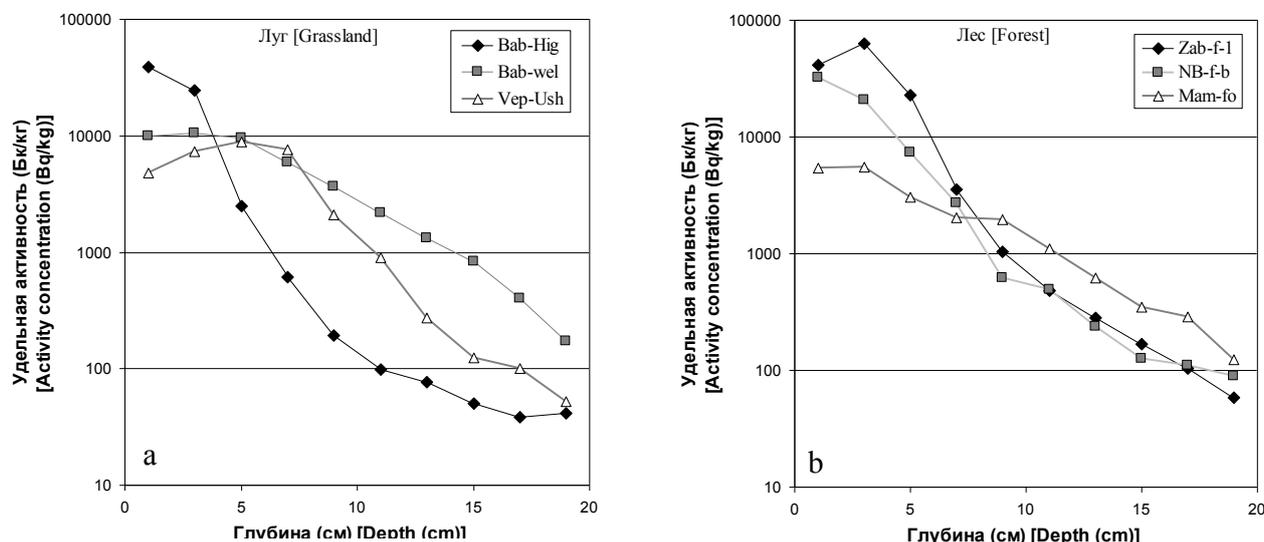
На лугах в 3 случаях (Bab-Hig, Mur-1, Mur-2) максимальная УА была определена в самом верхнем слое (графический пример дан на рисунке, панель «а»). С увеличением глубины УА снижалась и достигала минимума в наиболее глубоких слоях. Разница между поверхностным и самым глубоким слоем составляла 2–3 порядка величины. Такое распределение УА <sup>137</sup>Cs в определенной степени напоминало картину, наблюдавшуюся на целинных луговых участках в более ранние годы после аварии [9, 15, 21]. В 3 случаях (Dem-Ind, Bab-Gol, Bab-wel) отмечалось сравнительно равномерное распределение <sup>137</sup>Cs в верхних 4–6 см с последующим уменьшением УА с нарастанием глубины (см. пример на рисунке, панель «а»). На участке Vep-Ush пик УА <sup>137</sup>Cs был обнаружен в слое 4–6 см (см. рис., панель «а»). Для участков Vep-Ush, Bab-Gol и Bab-wel отсутствие максимума в верхнем слое было связано с активностью кро-

тов, которые перемещают и перемешивают слои грунта [15]. Использование этих трех участков для выпаса скота также являлось фактором, способствовавшим перемешиванию верхних слоев почвы. На участке Dem-Ind кротовины обнаружены не были; выпас скота не проводился. Однако на поверхности почвы были обнаружены многочисленные микродорожки и выбросы светлого песка, оставленные муравьями, ведущими полуподземный образ жизни и строящими свои гнезда под землей.

В лесу наиболее типичным (в 10 случаях) было наличие максимума УА <sup>137</sup>Cs в самом верхнем слое и выраженное снижение этого показателя с глубиной (см. пример на рисунке, панель «б»). На площадках Zab-f-1 и Kho-fo максимум УА был обнаружен в слое 2–4 см, непосредственно под сравнительно толстым слоем свежего и частично перегнившего опада. В одном случае (Mam-

fo) значения УА в слоях 0–2 см и 2–4 см совпадали друг с другом. Особенностью этого участка, по сравнению с другими участками, являлось пологое снижение УА  $^{137}\text{Cs}$  с глубиной (см. рис., панель «b»). Лесной массив здесь представлен сравнительно молодыми (~40–45 лет) на-

саждениями сосны и березы; подстилка была малоразвита, а почва отличалась рыхлостью. Мы не исключаем, что комбинация упомянутых факторов могла способствовать более интенсивной вертикальной миграции радиоцезия в почве.



**Рис.** Вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  по показателю удельной активности в почве на 3 луговых (панель «a») и 3 лесных (панель «b») участках, обследованных в Брянской области в 2015–2016 гг. Удельная активность дана на сухой вес проб  
**[Fig.]** Vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  (for the activity concentration quantity) at the three grassland (panel «a») and three forest (panel «b») plots surveyed in the Bryansk region in 2015–2016. The activity concentrations are given for dry weight of the samples]

Экспериментально полученные значения общего запаса  $^{137}\text{Cs}$  в верхних 20 см почвы ( $A_{\text{Cs}}$ ) на площадках находились в диапазоне от 42 до 1940  $\text{кБк}/\text{м}^2$  (столбец 6 в таблице 1). Значения  $A_{\text{Cs}}$  положительно и статистически значимо коррелировали ( $R_{\text{sp}} = 0,905$ ;  $P < 0,01$ ,  $n = 20$ ) с официально установленными [28] уровнями плотности радиоактивного загрязнения почвы цезием-137 ( $\sigma_{\text{Cs}}$ ) на территории близлежащих населенных пунктов (столбец 7 в таблице 1). Кроме того, после поправки на радиоактивный распад отмечалась очень близкая сходимость между абсолютными величинами  $A_{\text{Cs}}$  и  $\sigma_{\text{Cs}}$ : максимальное значение отношения  $A_{\text{Cs}}/\sigma_{\text{Cs}}$  было равно 1,37, а минимальное – 0,63. В среднем отношение  $A_{\text{Cs}}/\sigma_{\text{Cs}}$  равнялось 1,05 при величине стандартного отклонения 0,22 и медиане 1,05.

Распределение активности  $^{137}\text{Cs}$  между слоями почвы для каждого участка даны в таблице 5. Для большей наглядности все распределения представлены в виде накопления относительной активности (%) с глубиной. В той же таблице даны средние значения и медианы отдельно для локаций «Луг» и «Лес». На луговых участках отмечался очень широкий разброс значений доли активности, содержащейся в самом верхнем 2-сантиметровом слое – от 9 до 57%. Наименьшее значения было определены для тех площадок (Vep-Ush, Bab-Gol, Bab-wel), где были найдены свежие и старые кротовины. Несколько меньший разброс значений доли активности, содержащейся в верхнем слое, был определен для лесных участ-

ков – от 12 до 45%. Наименьшие значения были определены для участков Zab-f-1 и Kho-fo, характеризующихся толстым слоем лесной подстилки. В среднем и в лесу и на лугу верхний 2-сантиметровый слой почвы содержал около 1/3 общего запаса  $^{137}\text{Cs}$ . По мере нарастания толщины отобранной почвы доля общего запаса  $^{137}\text{Cs}$  быстро увеличивалась, и на всех обследованных участках верхний 6-сантиметровый слой содержал более 50% запаса; на многих участках в этом слое находилось более 90% общего запаса.

Вертикальная миграция радиоцезия в почве на обследованных участках, в основном, ограничивалась верхними 10 см, которые в среднем содержали 94% от общего запаса  $^{137}\text{Cs}$ , находящегося в 0–20-сантиметровом слое лесной или луговой почвы. Менее 1% общего запаса  $^{137}\text{Cs}$  было обнаружено в самом нижнем отобранном слое почвы (18–20 см).

Средняя глубина миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почве (табл. 6) варьировала от 2,12 до 6,12 см. Средняя глубина миграции в терминах массовой толщины колебалась для влажной почвы от 2,05 до 7,93  $\text{г}/\text{см}^2$ . Для сухой почвы этот показатель был на 3–10% меньше. Хотя в среднем центр залегания  $^{137}\text{Cs}$ , определенный по всем трем показателям, находился на луговых участках несколько глубже, по сравнению с лесными участками (см. табл. 6), статистически значимых различий между двумя локациями обнаружено не было ( $P > 0,05$ ).

Таблица 5

Вертикальное распределение запаса  $^{137}\text{Cs}$  ( $A_{\text{Cs}}$ ) в верхних 20 см почвы на луговых и лесных участках, обследованных в Брянской области в 2015–2016 гг.

[Table 5

Vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  inventory ( $A_{\text{Cs}}$ ) in the top 20 cm of soil at the grassland and forest plots surveyed in the Bryansk region in 2015–2016]

Участок [Plot]	$A_{\text{Cs}}$ (кБк/м <sup>2</sup> ) [ $A_{\text{Cs}}$ (kBq/m <sup>2</sup> )]	Доля $A_{\text{Cs}}$ (%) в слое: [Portion (%) of $A_{\text{Cs}}$ in the layer:]								
		0–2 см [0–2 cm]	0–4 см [0–4 cm]	0–6 см [0–6 cm]	0–8 см [0–8 cm]	0–10 см [0–10 cm]	0–12 см [0–12 cm]	0–14 см [0–14 cm]	0–16 см [0–16 cm]	0–18 см [0–18 cm]
Луг [Grassland]										
Mur-1	685	51,6	85,2	95,2	97,7	98,5	99,0	99,3	99,6	99,8
Dem-Ind	596	28,9	76,1	94,7	97,4	98,8	99,2	99,4	99,6	99,8
Vep-Ush	628	9,4	26,8	54,9	83,7	92,6	97,0	98,5	99,1	99,7
Mur-2	681	31,8	76,8	94,2	97,5	98,6	99,1	99,5	99,7	99,8
Bab-Gol	1240	18,3	37,2	55,1	69,8	81,2	88,4	93,6	97,0	98,9
Bab-Hig	1300	56,9	92,7	97,4	98,8	99,2	99,5	99,7	99,8	99,9
Bab-wel	1080	22,7	41,6	63,2	80,0	88,6	93,2	96,1	98,0	99,4
Медиана [Median]		28,9	76,1	94,2	97,4	98,5	99,0	99,3	99,6	99,8
Средняя [Mean]		31,4	62,3	79,2	89,3	93,9	96,5	98,0	99,0	99,6
С.о. [SD]		17,3	26,4	20,3	11,5	6,9	4,2	2,3	1,1	0,4
К.в. (%) [CV (%)]		55	42	26	13	7,4	4,4	2,4	1,1	0,4
Лес [Forest]										
Zab-f-1	1940	12,3	58,5	90,4	96,3	98,0	98,8	99,3	99,7	99,9
Zab-f-2	1350	41,6	78,5	88,8	92,3	94,2	96,0	97,7	98,9	99,5
Yal-fo	392	45,3	89,1	94,9	96,2	97,1	97,9	98,5	99,1	99,6
NB-f-b	776	23,0	63,7	84,9	93,7	95,8	97,6	98,6	99,1	99,5
Bab-fo	937	38,0	69,5	81,6	87,4	90,2	92,8	94,7	96,7	98,7
Gri-fo	506	38,3	79,1	90,0	95,2	97,1	97,8	98,6	99,2	99,7
Kho-fo	185	12,2	56,1	85,3	94,2	97,0	97,6	98,2	98,8	99,7
Dem-f-p	420	26,4	63,8	81,9	88,7	92,2	94,4	96,4	97,8	99,0
Vep-f-C	515	43,7	72,5	88,6	92,7	94,9	96,1	97,0	98,6	99,4
Mur-f-ol	693	41,3	82,0	91,5	94,8	96,1	96,9	97,5	98,2	99,2
Pes-f-1	42,4	38,7	69,2	82,7	89,0	93,6	96,0	97,6	98,7	99,4
Pes-f-2	50,9	33,8	78,3	89,1	93,3	95,9	97,4	98,3	99,0	99,6
Mam-fo	446	20,4	44,6	62,4	73,2	84,4	91,1	94,8	97,3	99,2
Медиана [Median]		38,0	69,5	88,6	93,3	95,8	96,9	97,7	98,8	99,5
Средняя [Mean]		31,9	69,6	85,5	91,3	94,3	96,2	97,5	98,5	99,4
С.о. [SD]		11,7	12,2	8,0	6,1	3,7	2,2	1,4	0,8	0,3
К.в. (%) [CV (%)]		37	18	9,4	6,7	3,9	2,3	1,5	0,9	0,3

С.о. – стандартное отклонение;  
К.в. – коэффициент вариации.  
[SD – standard deviation;  
CV – coefficient of variation.]

Таблица 6  
Средняя линейная и массовая глубина миграции  $^{137}\text{Cs}$  в верхних 20 см почвы на луговых и лесных участках, обследованных в Брянской области в 2015–2016 гг.

[Table 6  
The mean linear and mass migration depths of  $^{137}\text{Cs}$  in the top 20 cm of soil at the grassland and forest plots surveyed in the Bryansk region in 2015–2016]

Участок [Plot]	Средняя глубина миграции $^{137}\text{Cs}$ [ $^{137}\text{Cs}$ mean migration depth]		
	см [cm]	г/см <sup>2</sup> , в.в. [g/cm <sup>2</sup> , w.w.]	г/см <sup>2</sup> , с.в. [g/cm <sup>2</sup> , d.w.]
Луг [Grassland]			
Mur-1	2,48	2,48	2,35
Dem-Ind	3,12	2,98	2,89
Vep-Ush	5,77	5,11	4,93
Mur-2	3,06	2,46	2,35
Bab-Gol	6,21	7,93	7,49
Bab-Hig	2,12	2,20	2,08
Bab-wel	5,55	7,04	6,66
Медиана [Median]	3,12	2,98	2,89
Средняя [Mean]	4,04	4,31	4,11
С.о. [SD]	1,73	2,39	2,25
К.в. (%) [CV (%)]	43	55	55
Лес [Forest]			
Zab-f-1	3,94	2,83	2,58
Zab-f-2	3,25	2,73	2,55
Yal-fo	2,64	2,05	1,89
NB-f-b	3,88	2,77	2,57
Bab-fo	4,00	4,36	4,19
Gri-fo	3,10	2,58	2,31
Kho-fo	4,22	3,96	3,75
Dem-f-p	4,19	4,26	4,03
Vep-f-C	3,33	2,76	2,58
Mur-f-ol	3,05	2,52	2,35
Pes-f-1	3,70	3,47	3,28
Pes-f-2	3,31	2,83	2,70
Mam-fo	5,65	6,35	6,08
Медиана [Median]	3,70	2,83	2,58
Средняя [Mean]	3,71	3,34	3,14
С.о. [SD]	0,76	1,15	1,13
К.в. (%) [CV (%)]	20	34	36

в.в. – влажный вес;  
с.в. – сухой вес;  
С.о. – стандартное отклонение;  
К.в. – коэффициент вариации.  
[w.w. – wet weight;  
d.w. – dry weight;  
SD – standard deviation;  
CV – coefficient of variation.]

Наш пробоотбор был ограничен глубиной 20 см, однако из рисунка очевидно, что какая-то часть изначально выпавшего  $^{137}\text{Cs}$  мигрировала и глубже. Присутствие  $^{137}\text{Cs}$  на глубине более 20 см некоторые авторы отмечали еще в 1990-е гг. [11, 29]. Наличие небольшого количества чернобыльского  $^{137}\text{Cs}$  на глубине более 20 см в

лесах и на целинных лугах не является критичным для оценки общего запаса, т.к. официально установленные уровни загрязнения территории  $^{137}\text{Cs}$  ( $\sigma_{\text{Cs}}$ ) и экспериментально определенные нами значения запаса  $^{137}\text{Cs}$  в почве ( $A_{\text{Cs}}$ ) в среднем хорошо соответствуют друг другу (см. табл. 1).

Мощность воздушной кермы

Вычисленные значения мощности кермы в воздухе на высоте 1 м над поверхностью почвы ( $KR_{Cs}$ ) находились в диапазоне от 52 до 2240 нГр/ч (в среднем 807 нГр/ч) (табл. 7). Эти значения соответствуют распределению

активности  $^{137}Cs$  во влажной (нативной) почве. Для сухой почвы величина  $KR_{Cs}$  должна быть увеличена на 3%. Радиоцезий, находящийся в самом верхнем 2-сантиметровом слое, определял в среднем 46%  $KR_{Cs}$  и в лесу, и на лугу. В среднем около 95%  $KR_{Cs}$  в лесу и ~90%  $KR_{Cs}$  на лугу

Таблица 7

Мощность воздушной кермы ( $KR_{Cs}$ ) от  $^{137}Cs$  в верхних 20 см почвы и доля  $KR_{Cs}$ , ассоциированная с радиоактивностью слоев почвы (для влажной почвы)

[Table 7]

Air kerma rate ( $KR_{Cs}$ ) from  $^{137}Cs$  in the top 20 cm of soil and the proportion of  $KR_{Cs}$  associated with the radioactivity in the soil layers (for wet soil)

Участок [Plot]	$KR_{Cs}$ (нГр/ч) [ $KR_{Cs}$ (nGy/h)]	Доля (%) $KR_{Cs}$ от $^{137}Cs$ в слое: [Proportion (%) of $KR_{Cs}$ from $^{137}Cs$ in the layer:]								
		0–2 см [0–2 cm]	0–4 см [0–4 cm]	0–6 см [0–6 cm]	0–8 см [0–8 cm]	0–10 см [0–10 cm]	0–12 см [0–12 cm]	0–14 см [0–14 cm]	0–16 см [0–16 cm]	0–18 см [0–18 cm]
Луг [Grassland]										
Mur-1	839	65,9	93,2	98,6	99,53	99,76	99,86	99,92	99,96	99,99
Dem-Ind	663	42,3	86,7	98,1	99,29	99,76	99,89	99,93	99,95	99,98
Vep-Ush	538	19,2	43,6	71,4	92,27	97,22	99,14	99,66	99,83	99,95
Mur-2	835	44,1	87,2	98,0	99,40	99,74	99,86	99,94	99,96	99,98
Bab-Gol	899	38,5	62,5	78,3	88,12	94,01	96,95	98,63	99,47	99,84
Bab-Hig	1600	69,5	96,7	99,2	99,73	99,87	99,92	99,96	99,98	99,99
Bab-wel	822	43,3	64,4	81,9	92,32	96,56	98,33	99,21	99,65	99,91
Медиана [Median]	–	43,3	86,7	98,0	99,29	99,74	99,86	99,92	99,95	99,98
Средняя [Mean]	–	46,1	76,3	89,4	95,81	98,13	99,14	99,61	99,83	99,95
С.о. [SD]	–	17,1	19,7	11,8	4,80	2,28	1,13	0,51	0,20	0,06
К.в. (%) [CV (%)]	–	37	26	13	5,0	2,3	1,1	0,5	0,2	0,06
Лес [Forest]										
Zab-f-1	2240	19,3	72,5	96,1	98,98	99,57	99,80	99,91	99,96	99,99
Zab-f-2	1790	56,3	90,9	96,9	98,35	98,92	99,36	99,70	99,88	99,95
Yal-fo	546	57,8	95,7	98,8	99,31	99,56	99,73	99,84	99,92	99,97
NB-f-b	956	34,3	78,7	93,8	98,20	99,00	99,56	99,79	99,88	99,95
Bab-fo	1050	57,0	87,4	94,8	97,28	98,22	98,91	99,31	99,63	99,88
Gri-fo	648	51,8	90,3	96,8	98,95	99,51	99,69	99,83	99,92	99,98
Kho-fo	186	21,1	72,1	93,7	98,36	99,41	99,61	99,75	99,86	99,97
Dem-f-p	446	41,8	81,4	93,8	97,10	98,40	99,03	99,49	99,74	99,90
Vep-f-C	663	59,0	86,3	96,5	98,28	99,02	99,37	99,56	99,83	99,94
Mur-f-ol	931	54,8	92,3	97,8	99,05	99,45	99,63	99,74	99,83	99,93
Pes-f-1	51,6	56,2	86,2	94,5	97,18	98,73	99,35	99,66	99,86	99,94
Pes-f-2	65,1	47,9	90,5	96,8	98,46	99,27	99,62	99,79	99,89	99,96
Mam-fo	373	39,0	68,4	83,0	89,52	94,98	97,64	98,84	99,48	99,88
Медиана [Median]	–	51,8	86,3	96,1	98,35	99,02	99,56	99,74	99,86	99,95
Средняя [Mean]	–	45,9	84,0	94,9	97,62	98,77	99,33	99,63	99,82	99,94
С.о. [SD]	–	13,8	8,7	3,9	2,54	1,22	0,57	0,29	0,13	0,04
К.в. (%) [CV (%)]	–	30	10	4,1	2,6	1,2	0,6	0,3	0,1	0,04

С.о. – стандартное отклонение;  
К.в. – коэффициент вариации.  
[SD – standard deviation;  
CV – coefficient of variation.]

было связано с запасом  $^{137}\text{Cs}$ , содержащимся в верхних 6 см почвы. Радиоцезий, мигрировавший в почву на глубину более 10–12 см, давал пренебрежимо малый вклад (менее 1%) в мощность кермы в воздухе. В практическом плане это свидетельствует о том, что глубина пробоотбора почвы, равная 20 см, в настоящее время более чем достаточна для корректной оценки мощности кермы в воздухе на целинных лугах и в лесу.

Отметим, что значения воздушной кермы были вычислены нами для открытой местности и идеально плоского бесконечного источника. В действительности поверхность земли всегда имеет неровности и покрыта растительностью. Оба фактора могут оказывать понижающее воздействие на мощность воздушной кермы или мощность поглощенной дозы гамма-излучения в воздухе (последняя равна мощности кермы при условии электронного равновесия) [16, 30, 31]. Прямое сравнение расчетных и измеренных значений мощности кермы в воздухе над почвой, загрязненной  $^{137}\text{Cs}$  в результате Чернобыльской аварии, показало, что в среднем в 2010 г. на лугах, в парках и в лесах Брянской области измеренные значения были примерно на 7% меньше расчетных [23]. Даже с учетом этой возможной поправки, значения мощности поглощенной дозы гамма-излучения в воздухе от  $^{137}\text{Cs}$  на обследованных площадках в настоящее время многократно превышают фоновые значения мощности поглощенной дозы в воздухе от природных радионуклидов в почве. В юго-западных районах Брянской области на лугах этот фоновый показатель равен  $20 \pm 6$  нГр/ч, в лесах –  $18 \pm 5$  нГр/ч [9].

### Выводы

1. На 13 лесных и 7 луговых целинных площадках, обследованных в юго-западных районах Брянской области спустя 30 лет после Чернобыльской аварии, экспериментально полученные значения запаса  $^{137}\text{Cs}$  в верхних 20 см почвы ( $A_{\text{Cs}}$ ) находились в диапазоне от 42 до 1940 кБк/м<sup>2</sup>.

2. Значения  $A_{\text{Cs}}$  положительно и статистически значимо коррелировали с официально установленными уровнями поверхностного загрязнения цезием-137 ( $\sigma_{\text{Cs}}$ ) территории близлежащих населенных пунктов. Среднее значение отношения  $A_{\text{Cs}}/\sigma_{\text{Cs}}$  равнялось 1,05 при величине стандартного отклонения 0,22 и медиане 1,05.

3. Вертикальная миграция радиоцезия в дерново-подзолистой песчаной и супесчаной почве на обследованных участках, в основном, ограничивалась верхними 10 см, которые в среднем содержали 94% от общего запаса  $^{137}\text{Cs}$ , находящегося в 20-сантиметровом слое почвы. Менее 1% общего запаса  $^{137}\text{Cs}$  было обнаружено в самом нижнем отобранном слое (глубина 18–20 см). Средняя глубина миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почве составила 3,7 см в лесах и 4,0 см на лугах. Статистически значимых различий между двумя локациями обнаружено не было ( $P > 0,05$ ).

4. Полученные вертикальные распределения  $^{137}\text{Cs}$  в почве были использованы для вычисления мощности кермы в воздухе на высоте 1 м над поверхностью почвы ( $KR_{\text{Cs}}$ ). Значения  $KR_{\text{Cs}}$  находились в диапазоне от 52 до 2240 нГр/ч (в среднем – 807 нГр/ч). В среднем около 95%  $KR_{\text{Cs}}$  в лесу и ~90%  $KR_{\text{Cs}}$  на лугу было связано с запасом  $^{137}\text{Cs}$ , содержащимся в верхних 6 см почвы. Радиоцезий, мигрировавший в почву на глубину более 10–12 см, давал пренебрежимо малый вклад (менее 1%) в мощность кермы в воздухе.

5. Глубина пробоотбора почвы, равная 20 см, в настоящее время более чем достаточна для оценки мощности поглощенной дозы гамма-излучения в воздухе в лесах и на целинных лугах.

### Литература

1. ICRU – International Commission on Radiation Units and Measurements, 1994. Gamma-Ray Spectrometry in the Environment. ICRU report: 53. Bethesda, Maryland, USA.
2. Arapis, G., Chesnokov, A., Ivanova, T., Potapov, V., Sokolic, G. Evaluation of dose equivalent reduction as a function of vertical migration of  $^{137}\text{Cs}$  in contaminated soil. J. Environ. Radioact., 1999, Vol. 46, pp. 251–263.
3. Jacob, P., Meckbach, R. Measurements after the Chernobyl accident in relation to the exposure of an urban population. In: Restoration of Environments Affected by Residues from Radiological Accidents: Approaches to Decision Making. IAEA-TECDOC-1131. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2000, pp. 34–41.
4. Bunzl, K., Hillmann, U., Jacob, P., Kretner, R., Schimmack, W., Tikhomirov, F., Scheglov, A., Arkhipov, N.P., Arkhipov, A.N., Alexakhin, R.M., Loschilov, N., Ivanov, Y., Levchuk, S., Kashparov, V., Oreshich, L. Radionuclide mobility in soils and its effect on the external radiation exposure. In: The Radioecological Consequences of the Chernobyl Accident. Proceedings of the First International Conference. Minsk, Belarus, 18 to 22 March 1996. European Commission, EUR 16544EN, 1996, pp. 311–314.
5. Bunzl, K., Schimmack, W., Jacob, P. Uncertainty analysis of the external gamma-dose rate due to the variability of the vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in the soil. J. Environ. Radioact., 2001, Vol. 54, pp. 243–252.
6. Golikov, V.Yu., Balonov, M.I., Jacob, P. External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident. Radiat. Environ. Biophys., 2002, Vol. 41, No. 3, pp. 185–193.
7. Saito, K., Petoussi-Henss, N. Ambient dose equivalent conversion coefficients for radionuclides exponentially distributed in the ground. J. Nucl. Sci. Technol., 2014, Vol. 51, pp. 1274–1287.
8. UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation, Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York, 2000.
9. Ramzaev, V., Yonehara, H., Hille, R., Barkovsky, A., Mishine, A., Sahoo, S.K., Kurotaki, K., Uchiyama, M. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003. J. Environ. Radioact., 2006, Vol. 85, pp. 205–227.
10. Bunzl, K., Schimmack, W., Kruglov, S.V., Alexakhin, R.M. Changes with time in the migration of radiocesium in the soil, as observed near Chernobyl and in Germany, 1986–1994. Sci. Tot. Environ., 1995, Vol. 175, pp. 49–56.
11. Korobova, E., Ermakov, A., Linnik, V.  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  mobility in soils and transfer in soil–plant systems in the Novozybkov district affected by the Chernobyl accident. Appl. Geochem., 1998, Vol. 13, No. 7, pp. 803–814.
12. Shand, C.A., Rosén, K., Thored, K., Wendler, R., Hillier, S. Downward migration of radiocaesium in organic soils across a transect in Scotland. J. Environ. Radioact., 2013, Vol. 115, pp. 124–133.
13. Takahashi, J., Tamura, K., Suda, T., Matsumura, R., Onda, Y. Vertical distribution and temporal changes of  $^{137}\text{Cs}$  in soil profiles under various land uses after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. J. Environ. Radioact., 2015, Vol. 139, pp. 351–361.
14. Eden, M., Felbermeier, B., Mosandl, R., Völkel, J. Vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in the contaminated soil of a spruce forest in Southern Germany 12 years after regeneration cutting. Forest Ecol. Manag., 2017, Vol. 406, pp. 402–409.

15. Ramzaev, V., Barkovsky, A. Vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in grassland soils disturbed by moles (*Talpa europaea* L.). J. Environ. Radioact., 2018, Vol. 184–185, pp. 101–108.
16. Ramzaev, V.P., Barkovsky, A.N. Estimation of the air kerma rate from  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{134}\text{Cs}$  deposited on the ground in the Sakhalin region of Russia after the Fukushima accident. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2019, Vol. 12, No. 1, pp. 36–51.
17. Saito, K., Mariuchi, S. Development of a Monte Carlo code for the calculation of gamma ray transport in the natural environment. Radiat. Prot. Dosimetry, 1985, Vol. 12, No. 1, pp. 21–28.
18. Saito, K., Jacob, P. Gamma ray fields in the air due to sources in the ground. Radiat. Prot. Dosimetry, 1995, Vol. 58, pp. 29–45.
19. Timms, D.N., Smith, J.T., Cross, M.A., Kudelsky, A.V., Horton, G., Mortlock, R. A new method to account for the depth distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in soils in the calculation of external radiation dose-rate. J. Environ. Radioact., 2004, Vol. 72, pp. 323–334.
20. Karadeniz, Ö., Çakır, R., Karakurt, H. Estimation of vertical migration velocity of  $^{137}\text{Cs}$  in the Mount İDA/Kazdagi, Turkey. J. Environ. Radioact., 2015, Vol. 146, pp. 27–34.
21. Golikov, V., Balonov, M., Ponomarev, A. Estimation of external gamma radiation doses to the population after the Chernobyl accident. In: Merwin, S.E., Balonov, M.I. (Eds.), Doses to the Soviet Population and Early Health Effects Studies. The Chernobyl Papers, Vol. 1. Research Enterprises, Richland, 1993, pp. 247–288.
22. Roed, J., Andersson, K.G., Barkovsky, A.N., Vorobiev, B.F., Potapov, V.N., Chesnokov, A.V. Triple digging – a simple method for restoration of radioactively contaminated urban soil areas. J. Environ. Radioact., 1999, Vol. 45, pp. 173–183.
23. Рамзаев, В.П. Сравнение расчетных и измеренных значений мощности кермы в воздухе над почвой, загрязненной  $^{137}\text{Cs}$  / В.П. Рамзаев, В.Ю. Голиков // Радиационная гигиена. – 2015. – Т. 8, № 4. – С. 42–51.
24. Fesenko, S.V., Voigt, G., Spiridonov, S.I., Sanzharova, N.I., Gontarenko, I.A., Belli, M., Sansone, U. Analysis of the contribution of forest pathways to the radiation exposure of different population groups in the Bryansk region of Russia. Radiat. Environ. Biophys., 2000, Vol. 39, pp. 291–300.
25. Fesenko, S.V., Voigt, G., Spiridonova, S.I., Gontarenko, I.A. Decision making framework for application of forest countermeasures in the long term after the Chernobyl accident. J. Environ. Radioact., 2005, Vol. 82, pp. 143–166.
26. Ramzaev, V., Repin, V., Medvedev, A., Khramtsov, E., Timofeeva, M., Yakovlev, V. Radiological investigations at the “Taiga” nuclear explosion site, part II: man-made  $\gamma$ -ray emitting radionuclides in the ground and the resultant kerma rate in air. J. Environ. Radioact., 2012, Vol. 109, pp. 1–12.
27. Ramzaev, V., Barkovsky, A., Goncharova, Yu., Gromov, A., Kaduka, M., Romanovich, I. Radiocesium fallout at the grasslands on Sakhalin, Kunashir and Shikotan Islands due to the Fukushima accident: the radioactive contamination of soil and plants in 2011. J. Environ. Radioact., 2013, Vol. 118, pp. 128–142.
28. Брук, Г.Я. Средние годовые эффективные дозы облучения в 2014 году жителей населенных пунктов Российской Федерации, отнесенных к зонам радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС (для целей зонирования населенных пунктов) / Г.Я. Брук, А.Б. Базюкин, А.А. Братилова, А.Ю. Власов, Ю.И. Гончарова, А.В. Громов, Т.В. Жеско, М.В. Кадука, О.С. Кравцова, И.К. Романович, К.А. Сапрыкин, В.С. Степанов, Н.В. Титов, И.Г. Травникова, О.Е. Тутельян, В.А. Яковлев // Радиационная гигиена. – 2015. – Т. 8, № 2. – С. 32–128.
29. Roed, J., Andersson, K.G., Barkovsky, A.N., Fogh, C.L., Mishine, A.S., Olsen, S., Ponomarev, A.V., Prip, H., Ramzaev, V.P., Vorobiev, B.F. Mechanical Decontamination Tests in Areas Affected by the Chernobyl Accident. RISØ National Laboratory report Risø-R-1029 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark, 1998.
30. Laedermann, J.-P., Byrde, F., Murith, C. *In-situ* gamma-ray spectrometry: the influence of topography on the accuracy of activity determination. J. Environ. Radioact., 1998, Vol. 38, pp. 1–16.
31. Gering, F., Kiefer, P., Fesenko, S., Voigt, G. In situ gamma-ray spectrometry in forests: determination of kerma rate in air from  $^{137}\text{Cs}$ . J. Environ. Radioact., 2002, Vol. 61, pp. 75–89.

Поступила: 28.05.2019 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 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

**Для цитирования:** Рамзаев В.П., Барковский А.Н., Варфоломеева К.В. Вертикальное распределение  $^{137}\text{Cs}$  в дерново-подзолистой песчаной почве на лугах и в лесах Брянской области в 2015–2016 гг. // Радиационная гигиена. – 2019. – Т. 12, № 3. – С. 27–41. DOI: 10.21514/1998-426X-2019-12-3-27-41

## Vertical distribution of $^{137}\text{Cs}$ in soddy-podzolic sandy soil in grasslands and forests of the Bryansk region in 2015–2016

Valery P. Ramzaev, Anatoly N. Barkovsky, Kseniya V. Varfolomeeva

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

*Vertical distribution of natural and man-made radionuclides in the soil profile is a decisive parameter when calculating the dose rate of gamma radiation in the air above the ground and the effective dose of external human exposure. The main purpose of this work was to determine vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in soddy-podzolic sandy and sandy-loam soils in forests and grasslands in the south-western districts of the Bryansk region in the remote period after the Chernobyl accident. In 2015–2016, soil cores were sampled in 7 virgin meadows and 13 forested areas to a depth of 20 cm. The cores were cut into horizontal layers 2 cm thick. The  $^{137}\text{Cs}$  activity in the samples was determined using a semiconductor gamma spectrometer. The activity concentration in samples of dry soil ( $n = 200$ ) ranged from 6.35 Bq/kg to 83300 Bq/kg with an average of 4550 Bq/kg. In the meadows in three cases, the maximum activity concentration was determined in the uppermost layer. With increasing depth, the activity concentration decreased and reached a minimum in the deepest layers. A difference between the surface layer and the deepest layer was two to three orders of magnitude. The three other meadows showed a relatively uniform distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in the upper 4–6 cm, followed by a decrease in activity concentration with an increase in depth. In one meadow area, a peak of the  $^{137}\text{Cs}$  activity was found at a depth of 4–6 cm. In the forest, the most typical (in 10 cases) was the presence of a pronounced maximum activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in the uppermost layer. The experimentally obtained values of the  $^{137}\text{Cs}$  inventory in the upper 20 cm of soil at the surveyed sites ranged from 42 to 1940 kBq/m<sup>2</sup>. The values of  $^{137}\text{Cs}$  inventory positively and statistically significantly correlated with officially established levels of  $^{137}\text{Cs}$  surface ground contamination for the territory of nearby settlements. Vertical migration of  $^{137}\text{Cs}$  in the soil in the surveyed areas was mainly limited to the upper 10 centimeters. The layer on average contained 94% of the total  $^{137}\text{Cs}$  inventory. Less than 1% of the total  $^{137}\text{Cs}$  inventory was found in the deepest soil layer sampled (18–20 cm). The obtained  $^{137}\text{Cs}$  activity distributions were used to calculate kerma rate in the air at a height of 1 m above the ground at the surveyed sites. The air kerma rate ranged from 52 to 2240 nGy/h (on average, 807 nGy/h). The caesium-137 deposit in the upper 6 cm of soil determined about 95% and 90% of the air kerma rate in the forests and in meadows, respectively. Radioactive caesium, which migrated into the soil to a depth of more than 10–12 cm, gave a negligible contribution (less than 1%) to the gamma-radiation dose rate in the air. In practical terms, it indicates that the depth of soil sampling equal to 20 cm is currently quite sufficient to estimate the dose rate of gamma radiation in the air in virgin grasslands and in forests.*

**Key words:** Chernobyl accident, grassland, forest, soil,  $^{137}\text{Cs}$ , vertical distribution, air kerma rate.

### References

- ICRU – International Commission on Radiation Units and Measurements, 1994. Gamma-Ray Spectrometry in the Environment. ICRU report: 53. Bethesda, Maryland, USA.
- Arapis, G., Chesnokov, A., Ivanova, T., Potapov, V., Sokolic, G. Evaluation of dose equivalent reduction as a function of vertical migration of  $^{137}\text{Cs}$  in contaminated soil. J. Environ. Radioact., 1999, Vol. 46, pp. 251–263.
- Jacob, P., Meckbach, R. Measurements after the Chernobyl accident in relation to the exposure of an urban population. In: Restoration of Environments Affected by Residues from Radiological Accidents: Approaches to Decision Making. IAEA-TECDOC-1131. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2000, pp. 34–41.
- Bunzl, K., Hillmann, U., Jacob, P., Kretner, R., Schimmack, W., Tikhomirov, F., Scheglov, A., Arkhipov, N.P., Arkhipov, A.N., Alexakhin, R.M., Kruglov, S.F., Loschilov, N., Ivanov, Y., Levchuk, S., Kashparov, V., Oreshich, L. Radionuclide mobility in soils and its effect on the external radiation exposure. In: The Radioecological Consequences of the Chernobyl Accident. Proceedings of the First International Conference. Minsk, Belarus, 18 to 22 March 1996. European Commission, EUR 16544EN, 1996, pp. 311–314.
- Bunzl, K., Schimmack, W., Jacob, P. Uncertainty analysis of the external gamma-dose rate due to the variability of the vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in the soil. J. Environ. Radioact., 2001, Vol. 54, pp. 243–252.
- Golikov, V.Yu., Balonov, M.I., Jacob, P. External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident. Radiat. Environ. Biophys., 2002, Vol. 41, No. 3, pp. 185–193.
- Saito, K., Petoussi-Henss, N. Ambient dose equivalent conversion coefficients for radionuclides exponentially distributed in the ground. J. Nucl. Sci. Technol., 2014, Vol. 51, pp. 1274–1287.
- UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation, Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York, 2000.
- Ramzaev, V., Yonehara, H., Hille, R., Barkovsky, A., Mishine, A., Sahoo, S.K., Kurotaki, K., Uchiyama, M. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk region, Russia in 1996–2003. J. Environ. Radioact., 2006, Vol. 85, pp. 205–227.
- Bunzl, K., Schimmack, W., Kruglov, S.V., Alexakhin, R.M. Changes with time in the migration of radiocesium in the soil,

**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

- as observed near Chernobyl and in Germany, 1986–1994. *Sci. Tot. Environ.*, 1995, Vol. 175, pp. 49–56.
11. Korobova, E., Ermakov, A., Linnik, V.  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  mobility in soils and transfer in soil–plant systems in the Novozybkov district affected by the Chernobyl accident. *Appl. Geochem.*, 1998, Vol. 13, No. 7, pp. 803–814.
  12. Shand, C.A., Rosén, K., Thored, K., Wendler, R., Hillier, S. Downward migration of radiocaesium in organic soils across a transect in Scotland. *J. Environ. Radioact.*, 2013, Vol. 115, pp. 124–133.
  13. Takahashi, J., Tamura, K., Suda, T., Matsumura, R., Onda, Y. Vertical distribution and temporal changes of  $^{137}\text{Cs}$  in soil profiles under various land uses after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *J. Environ. Radioact.*, 2015, Vol. 139, pp. 351–361.
  14. Eden, M., Felbermeier, B., Mosandl, R., Völkel, J. Vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in the contaminated soil of a spruce forest in Southern Germany 12 years after regeneration cutting. *Forest Ecol. Manag.*, 2017, Vol. 406, pp. 402–409.
  15. Ramzaev, V., Barkovsky, A. Vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in grassland soils disturbed by moles (*Talpa europaea* L.). *J. Environ. Radioact.*, 2018, Vol. 184–185, pp. 101–108.
  16. Ramzaev, V.P., Barkovsky, A.N. Estimation of the air kerma rate from  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{134}\text{Cs}$  deposited on the ground in the Sakhalin region of Russia after the Fukushima accident. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2019, Vol. 12, No. 1, pp. 36–51.
  17. Saito, K., Mariuchi, S. Development of a Monte Carlo code for the calculation of gamma ray transport in the natural environment. *Radiat. Prot. Dosimetry*, 1985, Vol. 12, No. 1, pp. 21–28.
  18. Saito, K., Jacob, P. Gamma ray fields in the air due to sources in the ground. *Radiat. Prot. Dosimetry*, 1995, Vol. 58, pp. 29–45.
  19. Timms, D.N., Smith, J.T., Cross, M.A., Kudelsky, A.V., Horton, G., Mortlock, R. A new method to account for the depth distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in soils in the calculation of external radiation dose-rate. *J. Environ. Radioact.*, 2004, Vol. 72, pp. 323–334.
  20. Karadeniz, Ö., Çakır, R., Karakurt, H. Estimation of vertical migration velocity of  $^{137}\text{Cs}$  in the Mount IDA/Kazdagi, Turkey. *J. Environ. Radioact.*, 2015, Vol. 146, pp. 27–34.
  21. Golikov, V., Balonov, M., Ponomarev, A. Estimation of external gamma radiation doses to the population after the Chernobyl accident. In: Merwin, S.E., Balonov, M.I. (Eds.), *Doses to the Soviet Population and Early Health Effects Studies. The Chernobyl Papers*, Vol. 1. Research Enterprises, Richland, 1993, pp. 247–288.
  22. Roed, J., Andersson, K.G., Barkovsky, A.N., Vorobiev, B.F., Potapov, V.N., Chesnokov, A.V. Triple digging – a simple method for restoration of radioactively contaminated urban soil areas. *J. Environ. Radioact.*, 1999, Vol. 45, pp. 173–183.
  23. Ramzaev V.P., Golikov V.Yu. A comparison of measured and calculated values of air kerma rates from  $^{137}\text{Cs}$  in soil. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2015, Vol. 8, No. 4, pp. 42–51. (In Russian).
  24. Fesenko, S.V., Voigt, G., Spiridonov, S.I., Sanzharova, N.I., Gontarenko, I.A., Belli, M., Sansone, U. Analysis of the contribution of forest pathways to the radiation exposure of different population groups in the Bryansk region of Russia. *Radiat. Environ. Biophys.*, 2000, Vol. 39, pp. 291–300.
  25. Fesenko, S.V., Voigt, G., Spiridonova, S.I., Gontarenko, I.A. Decision making framework for application of forest countermeasures in the long term after the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.*, 2005, Vol. 82, pp. 143–166.
  26. Ramzaev, V., Repin, V., Medvedev, A., Khramtsov, E., Timofeeva, M., Yakovlev, V. Radiological investigations at the “Taiga” nuclear explosion site, part II: man-made  $\gamma$ -ray emitting radionuclides in the ground and the resultant kerma rate in air. *J. Environ. Radioact.*, 2012, Vol. 109, pp. 1–12.
  27. Ramzaev, V., Barkovsky, A., Goncharova, Yu., Gromov, A., Kaduka, M., Romanovich, I. Radiocesium fallout at the grasslands on Sakhalin, Kunashir and Shikotan Islands due to the Fukushima accident: the radioactive contamination of soil and plants in 2011. *J. Environ. Radioact.*, 2013, Vol. 118, pp. 128–142.
  28. Bruk G.Ya., Bazyukin A.B., Bratilova A.A., Vlasov A.Yu., Goncharova Yu.N., Gromov A.V., Zhesko T.V., Kaduka M.V., Kravtsova O.S., Romanovich I.K., Saprykin K.A., Stepanov V.S., Titov N.V., Travnikova I.G., Tutelyan O.E., Yakovlev V.A. The average annual effective doses for the population in the settlements of the Russian Federation attributed to zones of radioactive contamination due to the Chernobyl accident (for zonation purposes), 2014. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2015, Vol. 8, No. 2, pp. 32–128. (In Russian).
  29. Roed, J., Andersson, K.G., Barkovsky, A.N., Fogh, C.L., Mishine, A.S., Olsen, S., Ponomarev, A.V., Prip, H., Ramzaev, V.P., Vorobiev, B.F. *Mechanical Decontamination Tests in Areas Affected by the Chernobyl Accident. RIS National Laboratory report Risø-R-1029 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark, 1998.*
  30. Laedermann, J.-P., Byrde, F., Murith, C. *In-situ gamma-ray spectrometry: the influence of topography on the accuracy of activity determination. J. Environ. Radioact.*, 1998, Vol. 38, pp. 1–16.
  31. Gering, F., Kiefer, P., Fesenko, S., Voigt, G. In situ gamma-ray spectrometry in forests: determination of kerma rate in air from  $^{137}\text{Cs}$ . *J. Environ. Radioact.*, 2002, Vol. 61, pp. 75–89.

Received: May 28, 2019

**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 Well-Being (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 Well-Being, 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 Well-Being, Saint-Petersburg, Russia.

**For citation: Ramzaev V.P., Barkovsky A.N., Varfolomeeva K.V. Vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in soddy-podzolic sandy soil in grasslands and forests of the Bryansk region in 2015–2016. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*, 2019, Vol. 12, No. 3, pp. 27–41. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2019-12-3-27-41**