

**С.В. Панченко, А.А. Аракелян, Е.А. Гаврилина, А.М. Шведов**

**ДИНАМИКА РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ В СЕЛЬСКОМ НАСЕЛЕННОМ ПУНКТЕ, ЗАГРЯЗНЕННОМ ЦЕЗИЕМ-137 В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС В АПРЕЛЕ 1986 г.**

**S.V. Panchenko, A.A. Arakelyan, E.A. Gavrulina, A.M. Shvedov**

**Dynamic of Radiological Situation in the Rural Settlements Contaminated by Cesium-137 caused by the Chernobyl Accident in April 1986**

## РЕФЕРАТ

**Цель:** Изучение долговременной миграции  $^{137}\text{Cs}$  в почве сельского населенного пункта для уточнения прогноза дозовых нагрузок на население, полученных в результате аварии на ЧАЭС и загрязнения территории радиоактивными выпадениями.

**Материал и методы:** Основной экспериментальной базой являются подворные измерения мощности дозы  $\gamma$ -излучения в селе (6473 замера), выполненные в ходе четырех экспедиций и охватывающие период в 24 года. Кроме того, анализировались данные по поверхностному загрязнению территории, приводятся результаты исследований по миграции  $^{137}\text{Cs}$  вглубь почвенного покрова. Реконструкция дозовых нагрузок проводилась в соответствии с отечественными и международными рекомендациями.

**Результаты:** Получена нормализованная оценка средней эффективной дозы внешнего облучения за счет  $^{137}\text{Cs}$  для населения, проживающего постоянно в сельском населенном пункте, расположенном в юго-западных районах Брянской области. Она составила 50 мЗв за 70 лет на 1 МБк/м<sup>2</sup> выпадений этого нуклида.

**Выводы:** Фактор миграции радиоактивного цезия, выпавшего в результате аварии, влиял на формирование дозовых нагрузок в течение первых 10–15 лет. В последующие годы определяющим стал радиоактивный распад изотопа.

**Ключевые слова:** радиационная обстановка, авария, ЧАЭС, дозы внешнего облучения, миграция, почва, цезий-137

## ABSTRACT

**Purpose:** The study of the long-term migration of  $^{137}\text{Cs}$  in the soil of rural settlement to improve prediction of radiation exposure to the population caused by the Chernobyl accident and contamination of the territory.

**Material and methods:** The main experimental techniques are homestead measuring of gamma radiation dose rate in the settlement (6473 measurements) performed during 4 expeditions and covering a period of 24 years. In addition, the data on surface ground contamination of the territory was analyzed; the results of studies on migration of cesium deep into soil are given. Reconstruction of radiation exposure was conducted in accordance with national and international recommendations.

**Results:** A normalized estimation of the average external dose due to  $^{137}\text{Cs}$  for population residing permanently in the rural settlement located in the south-western district of the Bryansk Region was found out. It is in 50 mSv over 70 years at 1 MBq/m<sup>2</sup> of the fallout of this nuclide.

**Conclusion:** The migration factor of radioactive cesium precipitated after the accident affected the formation of radiation exposure during the first 10–15 years. In subsequent years the radioactive decay of the isotope became a more significant factor.

**Key words:** radiological situation, Chernobyl accident, external doses, migration, soil, cesium-137

## Введение

Период полураспада  $^{137}\text{Cs}$  почти в точности равен 30 годам, т.е. за 60 лет останется лишь четвертая часть этого радионуклида, появившегося в биосфере вместе с атомной отраслью. 60 лет – период, сопоставимый с продолжительностью жизни человека. Пожалуй, именно фактор долголетия определил биологическую значимость этого радионуклида, образующегося при делении ядер урана и плутония. В период активных ядерных испытаний большее внимание было привлечено к  $^{90}\text{Sr}$  из-за его большей мобильности и опасности попадания этого нуклида в организм человека. Однако при инцидентах на ядерных реакторах начинает играть свою роль способность радионуклидов выходить за пределы защитных барьеров. Так, при аварии на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС), сопровождавшейся фактическим

разрушением всех топливных элементов, выход  $^{137}\text{Cs}$  в окружающую среду на порядок превысил выход  $^{90}\text{Sr}$  при примерно равном количестве его накопления к моменту аварии. При аварии на японской АЭС «Фукусима-Дайичи» выброс  $^{137}\text{Cs}$  более чем на три порядка величины превышал выброс  $^{90}\text{Sr}$ . После этих двух крупных аварий внимание исследователей было приковано в основном к  $^{137}\text{Cs}$ , поскольку именно от прогнозов поведения этого нуклида в окружающей среде зависели решения по возвращению населения к нормальной жизни на загрязненных территориях.

Кроме того, радионуклид  $^{137}\text{Cs}$  относится к наиболее часто используемым радионуклидам в радиационной технологии. Так, только в США насчитывается более 300 тысяч аппаратов и приборов с цезиевыми источниками общей активностью примерно 23 ПБк

[1], что сопоставимо с активностью выброса этого нуклида при аварии на АЭС «Фукусима-Дайичи» [2].

Наличие  $^{137}\text{Cs}$  в окружающей среде обуславливает как внешнее облучение человека и биоты, так и возможность внутреннего облучения в основном за счет пищевых цепочек. Но, если на последнее человек может оказывать регулирующие действия, располагая для этого широкими возможностями (в частности, база данных по контрмерам, ограничивающим внутреннее облучение человека, превышает 5 тыс. наименований [3]), то с внешним облучением дело обстоит значительно сложнее. Повсеместное распространение радиоизотопа делает малоэффективными большинство контрмер, направленных на уменьшение внешнего облучения [4]. В этих условиях большое значение для прогноза дозовых нагрузок приобретает знание механизмов миграции радионуклида, а также наличие качественных экспериментальных данных, которые бы служили маркерами при моделировании.

Изучение миграции  $^{137}\text{Cs}$  вглубь почвы, на которую выпадали радиоактивные осадки от испытаний ядерного оружия (1950-е и начало 60-х годов), позволило установить, что для получения прогнозных оценок дозовых нагрузок на человека почвенный профиль можно аппроксимировать функцией с одной экспонентой [5]:

$$I(z) = I_0 \cdot [1 - \exp(-dz)], \quad (1)$$

где

$I(z)$  – количество активности  $^{137}\text{Cs}$  на глубине  $z$ , Бк/м<sup>2</sup>;

$I_0$  – полная активность  $^{137}\text{Cs}$ , Бк/м<sup>2</sup>;

$a$  – величина, обратная длине релаксации, см<sup>-1</sup>;

$z$  – глубина слоя, см.

Для оценки значения дозового фактора для  $^{137}\text{Cs}$  от кумулятивных выпадений при ядерных испытаниях в середине 1960-х гг. Бек (Бек) использовал величину коэффициента релаксации  $a^{-1} = 3$  см. При принятой средней плотности почвы в 1,6 г/см<sup>3</sup> расчетное значение удельной мощности дозы в воздухе составило 1,02 нГр/ч на 1 кБк/м<sup>2</sup> [6]. Это приближение стало основой для оценки суммарной дозы внешнего облучения на человеческую популяцию от ядерных испытаний. В этих расчетах ожидаемая поглощенная доза в воздухе от  $^{137}\text{Cs}$  оценивалась величиной в 0,39 Гр на 1 МБк/м<sup>2</sup> [7], причем за первые 100 лет реализовывалось 0,35 Гр.

Для первичных оценок доз внешнего облучения, обусловленных выпадениями  $^{137}\text{Cs}$  при аварии на ЧАЭС, использовали три величины коэффициента релаксации: 0,1 см для первого месяца, 1 см для первого года и 3 см для последующего периода [8]. В работе 1989 г. Бек определил для начальных вы-

падений значения дозового фактора для  $^{137}\text{Cs}$  ( $\Gamma_{137}$ )\*: 2,89 нГр/ч на 1 кБк/м<sup>2</sup> – для абсолютно плоской поверхности и 2,51 нГр/ч на 1 кБк/м<sup>2</sup> – при коэффициенте релаксации 0,1 см [9]. Близкое к последнему значению дозового фактора приведено и в действующих в РФ методических указаниях [10–12] – 2,55 нГр/ч на 1 кБк/м<sup>2</sup>. В широко известном руководстве США (EPA-402-R-93-081) приводятся нормированные на плотность загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  значения эффективной дозы [13]. Используя соотношение между эффективной дозой и мощностью поглощенной в воздухе дозой, равное 0,75 Зв/Гр, можно получить значения  $\Gamma_{137}$  для абсолютно плоской поверхности 2,81 нГр/ч и 1,80 нГр/ч на 1 кБк/м<sup>2</sup> для значения коэффициента релаксации в 1 см.

При аварии на японской АЭС оценка эффективных доз внешнего облучения в первые месяцы после выпадений оценивалась с помощью экспериментально определенного дозового фактора, который определялся в ближней 30-км зоне совместно для двух изотопов цезия:  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$  [14]. Анализ этих экспериментально полученных значений позволил оценить величину  $\Gamma_{137}$  для первого месяца после выпадений, равную 2,87 нГр/ч на 1 кБк/м<sup>2</sup>.

Очевидно, что с течением времени в силу радиоактивного распада, возможного уноса с почвенного покрова, а также в связи с заглублением цезия в нижние почвенные горизонты мощность дозы внешнего облучения в зависимости от интегральной плотности начального загрязнения будет постепенно снижаться. Эти естественные физические процессы в практике расчета дозовых нагрузок на организм человека учитываются снижением значения дозового фактора (CF), определяемого как отношение мощности эффективной дозы к плотности радиоактивного загрязнения, (нЗв/ч)/(кБк/м<sup>2</sup>). В рекомендациях МАГАТЭ [15] приводятся усредненные значения дозового фактора (CF<sub>4</sub>) для трех периодов времени после начального загрязнения, табл. 1 (1-я строка).

Таблица 1

**Средние значения дозового фактора CF<sub>4</sub> для  $^{137}\text{Cs}$  в различные периоды времени после загрязнения земной поверхности, нЗв/ч·(кБк/м<sup>2</sup>)<sup>-1</sup> [15]**

Условия, влияющие на динамику	1 мес.	2 мес.	50 лет
с учетом всех факторов	1,38	1,31	0,30
то же, но без учета радиоактивного распада	1,38	1,31	0,50

Переходя от средних значений мощности эффективной дозы (табл. 1) к значениям  $\Gamma_{137}$ , можно видеть, что уже в первый месяц после выпадений рекомендованные значения  $\Gamma_{137} = 1,83$  нГр/ч на 1 кБк/м<sup>2</sup> заметно ниже значений при длине релаксации 0,1 см,

\* Такое обозначение этого фактора введено в работе [5].

полученных Беком [9], и практически совпадают с данными, приведенными в [13] для коэффициента релаксации в 1 см.

В дальнейшем значения  $\Gamma_{137}$  продолжают снижаться. По мнению большинства экспериментаторов, основным фактором, обуславливающим такой спад, является дальнейшее заглубление изотопа и экранирование почвой, а зимой еще и снегом. Роль радиоактивного распада может быть рассчитана на произвольный период времени, поэтому, на наш взгляд, при изучении динамики значений дозовых факторов удобно радиоактивный распад исключить из анализа. Во второй строке табл. 1 приведены значения дозового фактора без учета распада радионуклида. Как видим, в начальный период это не вносит коррективы, а среднее значение дозового фактора за 50 лет заметно подросло.

В практике отечественных оценок дозовых нагрузок на взрослых жителей населенных пунктов, загрязненных вследствие аварии на ЧАЭС, использовались различные коэффициенты, позволяющие рассчитать эффективную дозу за соответствующий год после аварии [10–12, 16–20]. Динамику доз внешнего облучения на раннем этапе прогнозирования пытались оценить по модели экспоненциального спада с периодом снижения мощности дозы в воздухе от  $^{137}\text{Cs}$  в 14 лет (опыт ИБФ) или 7,5 лет со ссылкой на неназванные источники [16]. В работе [17] авторы, отталкиваясь от оценки дозы внешнего облучения за 1988 г., предполагали, что спад за счет радиоактивного распада и заглубления изотопов цезия будет происходить за счет быстрой (период 1,5 года) и медленной (период 50 лет) компонент. В этом случае суммарная ожидаемая доза внешнего облучения (от  $^{134}\text{Cs}$  +  $^{137}\text{Cs}$ ) за период с 1990 по 2060 гг. составила бы 86 мЗв на 1 МБк/м<sup>2</sup> выпадений  $^{137}\text{Cs}$ . Здесь учтены и защитные свойства жилых и производственных зданий и характер поведения жителей. Оценка прогнозируемой поглощенной в воздухе дозы от  $^{137}\text{Cs}$  за 70 лет после аварии составит в этом случае примерно 200 мГр на 1 МБк/м<sup>2</sup> первоначальных выпадений этого нуклида.

В более поздних руководствах по оценкам дозы внешнего облучения населения предлагается использовать соотношение [19]:

$$E_{\gamma} = k_{\gamma} \cdot \sigma_{137}, \quad (2)$$

где

$E_{\gamma}$  – эффективная доза внешнего  $\gamma$ -облучения взрослых жителей за год, мЗв;

$k_{\gamma}$  – эффективной дозы в текущем году, нормированное на плотность загрязнения почвы цезием-137 в том же году мкЗв×м<sup>2</sup>/кБк;

$\sigma_{137}$  – плотность загрязнения почвы цезием-137 в том же году, кБк/м<sup>2</sup>.

Значения коэффициента  $k_{\gamma}$  за соответствующие годы устанавливались на основании результатов нескольких тысяч прямых измерений индивидуальных доз у жителей населенных пунктов (НП) России различных типов с плотностью загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  от 400 до 4000 кБк/м<sup>2</sup>, а также на основании результатов обследований нескольких десятков НП России, включающих измерение мощности дозы  $\gamma$ -излучения внутри и вокруг НП и опрос жителей о времени их пребывания в различных точках внутри и вне НП [19]. Погрешности для значений  $k_{\gamma}$  за разные годы не указывались.

Анализ многочисленных данных, полученных на загрязненных территориях Украины, Белоруссии, России и ряда европейских стран в первые годы после аварии был также выполнен в ходе реализации международного проекта Европейской комиссии в период с 1991 по 1995 гг. [21].

Обобщая результаты наблюдений за миграцией  $^{137}\text{Cs}$  за первые семь лет после аварии, авторы предложили следующее выражение, учитывающее снижение реальной мощности поглощенной дозы в воздухе  $\dot{D}_j(t)$  в НП  $j$  по сравнению с мощностью поглощенной дозы в точке с референсным распределением  $^{137}\text{Cs}$  в почве [21]:

$$\dot{D}_j(t) = A g e^{-\lambda t} r(t) f_j, \quad (3)$$

где

$A$  – активность  $^{137}\text{Cs}$  на единичной площади референсного места, кБк/м<sup>2</sup>;

$g$  – мощность поглощенной дозы внешнего облучения в воздухе от загрязнения единичной плотности на высоте 1 м для референсного распределения  $^{137}\text{Cs}$  в почве, нГр/ч×(кБк/м<sup>2</sup>)<sup>-1</sup>;

$\lambda$  – константа радиоактивного распада,  $r^{-1}$ ;

$f_j$  – мощность дозы в воздухе в локализации  $j$ , отнесенная к мощности дозы в воздухе для референсного места;

$r(t)$  – функция, учитывающая снижение реальной мощности дозы по сравнению с мощностью дозы в точке с референсным распределением  $^{137}\text{Cs}$  в почве:

$$r(t) = a_1 \cdot \exp\left(-\ln 2 \cdot \frac{t}{T_1}\right) + a_2 \cdot \exp\left(-\ln 2 \cdot \frac{t}{T_2}\right), \quad (4)$$

где  $T_1 = 1,5$  года, а  $T_2 = 50$  лет; величины коэффициентов  $a_1$  и  $a_2$  были получены для трех ситуаций, связанных с физико-химическими формами существования и переноса изотопов цезия (табл. 2). Кроме того были учтены результаты обобщенных наблюдений за скоростью заглубления изотопов цезия в почвах трех типов [21].

Таблица 2

**Значения параметров для уравнения (4) для различных удалений от места аварии, R [21]**

Параметр	$r \leq 100$ км	$100 \text{ км} < r \leq 1000$ км	$r > 1000$ км
$a_1$	0,48	0,60	0,53
$a_2$	0,81	0,63	0,51

Под референсным местом рассматривался незащищенный кустами и деревьями луг с неповрежденным после аварии почвенным покровом. Предполагалось, что радиоактивное вещество в этом месте представляет из себя плоский источник, заглубленный на величину 0,5 г/см<sup>2</sup>, что соответствует при плотности верхнего слоя почвы 1,6 г/см<sup>3</sup> заглублению примерно на 0,3 см. Значение референсной поглощенной дозы в воздухе  $\Gamma_{137}$  в этом случае оценивалось величиной 1,7 (нГр/ч)/(кБк/м<sup>2</sup>) для <sup>137</sup>Cs и 4,7 (нГр/ч)/(кБк/м<sup>2</sup>) для <sup>134</sup>Cs [22].

Величина поглощенной дозы над неповрежденной поверхностью в воздухе от <sup>137</sup>Cs, рассчитанная по соотношению (3) за 70 лет, составит 325 мГр на 1 МБк/м<sup>2</sup>. Авторы отмечают недостаточность временного ряда наблюдений, высказывая надежду, что последующие исследования внесут коррективы для значений эмпирических коэффициентов в выражении (4).

Схожее по форме и содержанию формул (3) и (4) соотношение для  $r(t)$  вошло в отечественные методические указания МУ 2.6.1.579-96, в которых рассчитывалась средняя накопленная эффективная доза внешнего облучения за период 1986–1995 гг. Значения коэффициентов были единичными для всех российских НП:  $a_1 = 0,4$ ;  $a_2 = 0,42$ ;  $a T_1 = 1,5$  года и  $T_2 = 50$  лет. Значение коэффициента  $g$  в  $(\frac{\text{нГр}}{\text{ч}} / \frac{\text{кБк}}{\text{м}^2})$  изменялось во времени в соответствии с физическим распадом <sup>137</sup>Cs по соотношению [23]:

$$g = 2,54 \exp(-6,3 \cdot 10^{-5} \cdot t), \quad (5)$$

где  $t$  выражено в сутках.

Вычисленная величина поглощенной дозы в воздухе от <sup>137</sup>Cs, рассчитанная в соответствии с [11] (при сохранении тенденций заглубления и с учетом снежного покрова) за 70 лет, составила 305 мГр на 1 МБк/м<sup>2</sup>.

Долговременные наблюдения за ранее загрязненными <sup>137</sup>Cs территориями не многочисленны, хотя динамика дозового фактора используется для реконструкции дозовых нагрузок на население. Так, в работах Робисона (Robison) с коллегами оценивались дозовые нагрузки за 45-летний период проживания на атолле Бикини, где в 1954 г. в результате испытаний ядерного оружия произошло заметное радиоактивное загрязнение почвенного покрова. Для расчетов

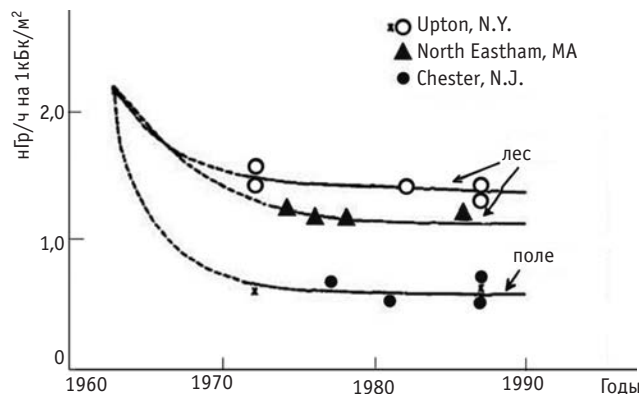


Рис. 1. Реконструкция мощности дозы, приведенной к единичной плотности загрязнения <sup>137</sup>Cs, для двух типов ландшафта [24]

эффективных доз от выпавшего на поверхность земли <sup>137</sup>Cs использовался эффективный период в 8,5 лет [23]. При этом среднее значение дозового фактора с учетом радиоактивного распада за 50 лет составило по оценкам авторов 0,24 нЗв/ч·(кБк/м<sup>2</sup>)<sup>-1</sup>, а без радиоактивного распада – 0,32 нЗв/ч·(кБк/м<sup>2</sup>)<sup>-1</sup>. Таким образом за 50 лет оценка поглощенной в воздухе дозы от <sup>137</sup>Cs составила 105 мГр на 1 МБк/м<sup>2</sup>. Следует добавить, что на Маршалловых островах годовой уровень осадков изменяется от 1000 до 4300 мм.

Для мест с количеством годовых осадков около 1100 мм в США было выполнено исследование по снижению мощности дозы со временем [24]. Изучалось различие в характере и скорости заглубления для двух типичных ландшафтных форм: лес и естественный луг за период с 1963 г. по 1987 г. Иллюстрацией полученных результатов может служить рис. 1, где экспериментальные результаты аппроксимировались кривыми на основе общих представлений. Авторы получили аналитические выражения, позволяющие определять уровень среднегодовых дозовых нагрузок на рассматриваемых ландшафтах, а также интегральные значения дозы для ситуаций облучения на различных территориях. В табл. 3 приведены результаты расчетов поглощенной дозы в воздухе за 30 и 70 лет ( $D_{70}^{инт}$ ) по соотношениям, предложенным авторами [24]. Фактически диапазон этих оценок включает в себя значения всех приведенных выше расчетов.

Таблица 3

**Предсказанные интегральные поглощенные дозы в воздухе за 30 и 70 лет для различных форм ландшафта при начальной плотности загрязнения территории <sup>137</sup>Cs в 1 МБк/м<sup>2</sup>, мГр [24]**

Период облучения	Пахота, 30 см	Пахота, 15 см	Естественный луг	Лес
30 лет	60	90	160	260
70 лет	90	150	230	380

Интересные исследования по изучению скорости заглупления цезия чернобыльского происхождения были выполнены на луговой неповрежденной поверхности в 6 точках территории Швеции [25]. В этой работе на разных типах почвы и значительном экспериментальном материале было показано, что вертикальная миграция в период 1986 и 2007 гг. протекала медленно, и большая часть активности по-прежнему находится в верхних слоях почвы, причем заглупление цезия во второй половине рассматриваемого периода значительно замедлилось, что частично может быть обусловлено действием факторов биологического характера.

До настоящего времени ощущается недостаток в урбэкологических исследованиях, заключающийся, в частности, в систематизации экспериментальных данных, полученных на территориях населенных пунктов за продолжительный период времени.

### Материал и методы

В основу настоящего исследования положены материалы подворных обследований с. Новые Бобовичи, которые проводились в 1990 г. специалистами НПО «Тайфун» (М.Ю. Орлов, В.Н. Сныков и др.) в соответствии с методическими рекомендациями по оценке радиационной обстановки в населенных пунктах [26] и были продолжены сотрудниками ИБРАЭ РАН в 2001 г. в рамках международного проекта «Радиоэкология» франко-германской инициативы [3,27]. В дальнейшем, сохраняя преемственность методических приемов и точек контроля, обследования были продолжены в 2008 и 2014 гг. [28].

Географически Новые Бобовичи расположены в северо-западной части Новозыбковского района на удалении 16 км по прямой линии от райцентра и примерно в 240 км от областного центра Брянска, на правом берегу реки Ипуть. Удаление от ЧАЭС по прямой составляет 176 км. Численность населения на момент аварии составляла 1150 чел. (на 01.01.2014 – 559 чел.). Площадь НП Новые Бобовичи составляет – 1,9 км<sup>2</sup>, площадь хозяйства – 62,44 км<sup>2</sup>. На момент начала обследований в селе было 401 личное подворье и 39 административных зданий. Среднегодовая норма осадков по району около 600 мм в год.

До аварии на ЧАЭС результаты эпизодических (или случайных) измерений радиационного фона в районе данного НП в письменных источниках не найдены. После аварии на ЧАЭС этому вопросу стали уделять внимание. Специалисты из Ленинградского института радиационной гигиены провели исследования по пяти НП Брянской области. Реконструкция средних значений мощности поглощенной дозы в воздухе, обусловленных примордиальными радионуклидами в почве и строениях НП Старые Бобовичи (в

настоящее время Старые и Новые Бобовичи объединены в один сельсовет), дала следующие результаты [29], выраженные в нГр/ч;

целина	– 38;
улица	– 44;
двор	– 37;
огород	– 44;
деревянный 1-этажный дом	– 39;
кирпичный 1-этажный дом	– 70;
кирпичный 2-этажный дом	– 49.

Кроме излучения от естественных радионуклидов, рассеянных в земной коре, воздухе и других объектах внешней среды, вклад в измеряемую мощность дозы даёт ионизирующее излучение космических лучей. Оценка средней величины поглощенной в воздухе дозы составляет на уровне моря примерно 32 нГр/ч [30]. Эти значения могут варьироваться в зависимости от высоты исследуемой местности над уровнем моря. Однако для альтитуды с. Новые Бобовичи 145–155 м это изменение будет в районе 1 %, т.е. практически не изменит среднее значение. В дальнейших расчетах для выделения вклада в мощность дозы только <sup>137</sup>Cs нами было использовано фоновое значение 80 нГр/ч.

Радиоактивное загрязнение территории с. определялось различными организациями в первые годы после аварии. Результаты 94 измерений по пробам грунта, отобраным в соответствии с действующей инструкцией [31], приводились в специальных выпусках НПО «Тайфун». В частности, данные за 1986–2013 гг. взяты из ежегодника [32]. Подробное рассмотрение данных по сложившейся радиационной обстановке в Новых Бобовичах выполнено в работе [28]. В целом можно говорить о достаточно равномерном загрязнении территории села <sup>137</sup>Cs и с хорошей точностью можно полагать, что среднее значение для данного НП находится в интервале 1050–1140 кБк/м<sup>2</sup>. В наших дальнейших оценках было использовано значение первоначальной плотности загрязнения территории НП Новые Бобовичи как 1095 кБк/м<sup>2</sup> на 28 апреля 1986 г.

Измерения мощности экспозиционной дозы проводились в 1990–2008 гг. поверенными приборами ДРГ-01Т для всех подворий и строений в населенном пункте в заранее установленных точках (внутри дома, во дворе, перед домом и пр.) на высоте 1 м от поверхности. Методической основой таких измерений являлась «Инструкция по обследованию радиационной обстановки на загрязненных территориях», утвержденная Межведомственной комиссией по радиационному контролю природной среды при Госкомгидромете СССР в 1988 г., а также «Инструкция по наземному обследованию радиационной обстановки на загрязненной территории», одобренная той же комиссией 17.03.89 [33, 34]. Предел основной по-

грешности измерения данным прибором составляет не более  $\pm 15\%$ . Дополнительные статистические погрешности, возникающие в ходе измерений, не превышали 5%.

Для пересчета мощности экспозиционной дозы (мкР/ч) в поглощенную дозу в воздухе (нГр/ч) использовали коэффициент  $8,7 \frac{\text{нГр}}{\text{мкР}}$ .

В 2014 г. для измерения мощности эквивалентной дозы (МАЭД) использовались поверенные приборы ДКС-96 с диапазоном измерения МАЭД от 0,1 мкЗв/ч до 1,0 Зв/ч. Предел основной погрешности измерения данным прибором составляет не более  $\pm 15\%$ . Дополнительные статистические погрешности, возникающие в ходе измерений, не превышали 5%. Для пересчета результатов измерений ДКС-96 в мощность поглощенной дозы в воздухе от  $\gamma$ -излучения  $^{137}\text{Cs}$  использовали коэффициент 0,92 Гр/Зв.

Непрерывные измерения мощности эквивалентной дозы (МЭД), регистрируемые индивидуальными дозиметрами рентгеновского и гамма-излучения ДКГ-PM1610 (диапазон измерения МЭД от 0,1 мкЗв/ч до 10,0 Зв/ч с погрешностью  $\pm (15 + K/H)\%$ , где  $K$  – коэффициент, равный 1,5 мкЗв/ч,  $H$  – значение измеряемой МЭД, мкЗв/ч) у двух участников экспедиции с усреднением каждые три минуты записывались в файл в течение всего экспедиционного периода. Эти результаты использовались нами для дополнительной верификации измеренных в 2014 г. значений и всего диапазона МЭД в НП [28].

Для определения интегральной плотности загрязнения территории  $^{137}\text{Cs}$  в 2014 г. использовались специальные пробоотборники почвы, разработанные в техническом кризисном центре ИБРАЭ РАН. Отбор проб почвы производился с площади 36,3 см<sup>2</sup> на глубине примерно 23–24 см в следующих точках, рис. 2:

- в одном из огородов села (Б5, ул. Гагарина, 9);
- на заливном луге поймы р. Ипуть в районе, где отмечалась наибольшая мощность дозы (точка Б1);
- в смешанном лесу на окраине нового деревенского кладбища (Б4, точка отбора пробы также определялась в ходе поиска максимальной мощности дозы);
- в сквере в центре села у памятника воину-освободителю (Б2);
- в хвойном лесу на севере села (Б6, первая надпойменная терраса р. Ипуть).

В точке Б1 было отобрано три керны почвы для повышения точности измерений и для отработки методологии гибридного мониторинга [35], развиваемого в ИБРАЭ РАН для определения уровней радиоактивного загрязнения почвы. В современной интерпретации методология предполагает применение наряду с послойным отбором почвы полевую спектрометрию и измерения с помощью гамма-спектрометрического аэрокомплекса на базе беспилотного летательного аппарата MD4-1000 [36–38]. Одновременно в т. Б1 проводилась верификация оценки первоначальной плотности выпадений  $^{137}\text{Cs}$  по многолетним собственным исследованиям и измерениям, выполненными специалистами НПО «Тайфун», а также по результатам комплексных геоландшафтных работ, выполненных в этой же точке под руководством В.Г. Линника [39]. Сравнение результатов различных исследований, а также использование разных методов оценки интегрального содержания  $^{137}\text{Cs}$  в почве позволило авторам убедиться в отсутствии значимых систематических погрешностей, которые непросто выявить в случае использования только одного метода измерений.

Краткая характеристика мест отбора проб в 2014 г. приведена в табл. 4.

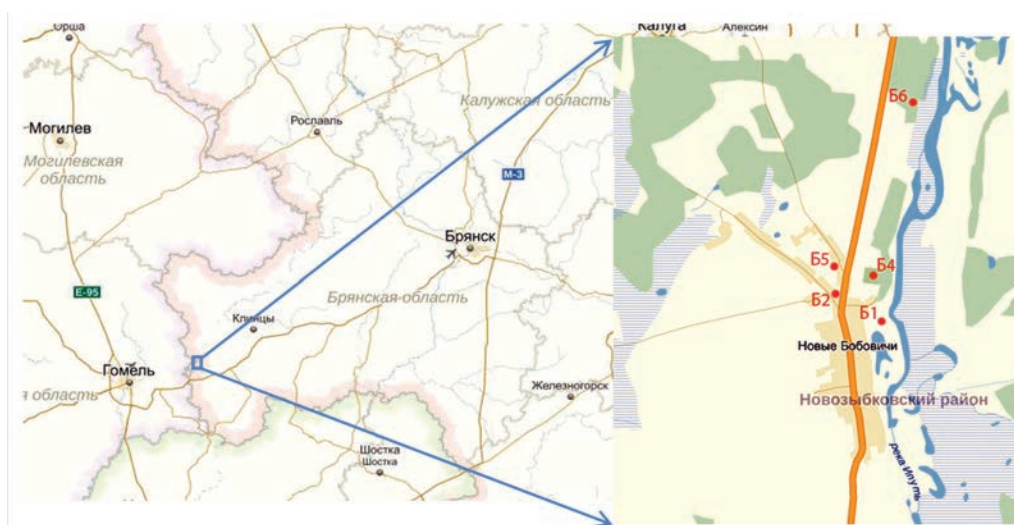


Рис. 2. Схема отбора проб почвы в населенном пункте Новые Бобовичи и в его ареале в июле 2014 г.

Таблица 4

**Описание отобранных проб почвы в с. Новые Бобовичи и ареале**

№ пробы	Вид пробы	Место отбора	Широта/Долгота ("My GPS Coordinates" TAPPIAPS)		Дата замера	ρ, нЗв/ч	Вес, г	Площадь, см <sup>2</sup>
Б1	кern	заливной луг	52,625578	31,741021	02.07.2014	740	1419	36,3
П1	кern	заливной луг			07.08.2014	900	1302	36,3
П2	кern	заливной луг			07.08.2014	700	1464	36,3
Б2	кern	сквер у памятника	52,628482	31,732989	03.07.2014	660	1450	36,3
Б4	кern	кладбище, смешанный лес	52,630571	31,739539	05.07.2014	870	1610	36,3
Б5	кern	пашня в огороде	52,631142	31,732331	05.07.2014	330	1422	36,3
Б6	кern	сосновый лес	52,647732	31,746724	05.07.2014	720	1330	36,3

Таблица 5

**Некоторые параметры статистических выборок из базы данных НПО «Тайфун» по значениям мощности поглощенной дозы в воздухе в различных локализациях с. Новые Бобовичи, полученных в августе 1990 г., нГр/ч**

Местоположение	Покрытие или защита	Кол-во измерений	Мин.	Среднее	Среднее геометр.	Макс.	Стандарт. отклонение	Коэффци. вариации
Улица	гравий	23	339	468	456	861	118	0,25
	грунт	129	287	612	576	1131	217	0,36
	трава	626	278	955	910	2149	287	0,30
	асфальт	65	165	408	389	696	125	0,31
	бетон	2	183	191	191	200	12	0,06
Двор	скамейка	806	165	893	856	1618	242	0,27
	грунт	265	209	672	628	1488	241	0,36
	трава	572	261	878	842	1775	245	0,28
	асфальт	29	148	403	364	1061	195	0,48
	бетон	55	191	573	530	1636	240	0,42
Дом	огород	883	392	771	759	1801	136	0,18
	сад	331	583	982	968	1496	168	0,17
	деревянный	554	122	248	240	809	70	0,28
	кирпичный	153	87	216	199	757	105	0,49

Керны почвы были разделены послойно на примерно равнозначные слои (6 слоев для огорода и по 8÷10 слоев для остальных кернов). Затем каждый слой перемешивался и помещался в стандартный сосуд для измерения на спектрометре с блоком детектирования УДС-Г-485 на основе кристалла NaI(Tl) с размерами 63×63 см. Все пробы измерялись в стандартной геометрии, время измерения составляло 1000 с. Чувствительность метода оценена примерно в 3 Бк/пробу по <sup>137</sup>Cs. Измерение активности контрольной пробы грунта также проводилось в 2014 г. в специализированном подразделении ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России (руководитель В.Н. Яценко).

### Результаты и обсуждение

Подворные обследования села в 1990 г. были наиболее подробными. Всего было проведено 4493 измерения мощности дозы, которые охватывали не только дома сельских жителей, но и производственные, социально-бытовые сооружения и примыкающие к ним территории. Основные параметры распределе-

ний мощностей доз в различных точках обитания человека представлены в табл. 5.

Из табл. 5 видно, что средние значения мощности дозы в различных точках близки к среднегеометрическим значениям. Хотя следует заметить, что около отдельных домов организовано\*, а порою по инициативе хозяев были проведены такие защитные мероприятия, как удаление верхнего слоя грунта, засыпка чистым грунтом (обычно песком). Именно по этой причине минимальные значения мощности дозы на траве у дома и «у скамейки» заметно отличаются от максимальных значений для разных частных домов.

Следующее по времени подворное обследование села производилось силами двух сотрудников ИБРАЭ РАН (С.В. Панченко и О.С. Биленко) в июле 2001 г. Было обследовано 660 точек села, в каждой точке производился замер мощности дозы от 1 до 10 раз. Результаты этого обследования и их анализ вошли в серию отчетов по проекту «Жилая среда и контрмеры» проекта франко-германской инициативы (ФГИ)

\* В с. Новые Бобовичи инженерная дезактивация проводилась в 1986, 1987 и 1989 гг. В частности, 1-я рота 652-го полка ГО РСФСР работала в Н. Бобовичах с 28 июня до 4 июля 1989 г.

Таблица 6

**Некоторые параметры статистических выборок из базы данных ИБРАЭ РАН по значениям мощности поглощенной дозы в воздухе в различных локализациях с. Новые Бобовичи, полученных в июле 2001 г., нГр/ч**

Местоположение	Покрытие или защита	Кол-во измерений	Мин.	Среднее	Среднее геометр.	Макс.	Стандарт. отклонение	Коэфф. вариации
Улица	грунт	14	122	251	239	392	78	0,31
	трава	229	157	365	352	638	92	0,25
	асфальт	24	122	182	177	392	32	0,18
	скамейка	218	139	298	284	557	94	0,31
Двор	трава	35	148	286	278	413	70	0,24
	огород	65	261	370	366	509	52	0,14
	сад	14	287	385	382	496	54	0,14
Дом	деревянный	17	97	165	157	322	62	0,37

Таблица 7

**Некоторые параметры статистических выборок из базы данных ИБРАЭ РАН по значениям мощности поглощенной дозы в воздухе в различных локализациях с. Новые Бобовичи, полученных в августе 2008 г., нГр/ч**

Местоположение	Покрытие или защита	Кол-во измерений	Мин.	Среднее	Среднее геометр.	Макс.	Стандарт. отклонение	Коэфф. вариации
Улица	грунт	1	513	513	513	513		
	асфальт	16	122	173	172	218	24	0,14
	скамейка	241	139	275	265	522	74	0,27
Двор	трава	18	226	344	338	461	61	0,18
	огород	29	218	322	318	418	47	0,15
	сад	14	261	373	369	461	57	0,15
Дом	деревянный	4	131	154	153	174	19	0,12
	кирпичный	3	122	133	133	148	13	0,10

Таблица 8

**Некоторые параметры статистических выборок из базы данных по значениям мощности поглощенной дозы в воздухе в различных локализациях с. Новые Бобовичи, полученных в июле 2014 г., нЗв/ч**

Местоположение	Покрытие или защита	Кол-во измерений	Мин.	Среднее	Среднее геометр.	Макс.	Стандарт. отклонение	Коэфф. вариации
Улица	грунт	18	147	232	225	450	66	0,28
	трава	369	92	302	288	642	93	0,31
	асфальт	38	101	172	168	284	39	0,23
	бетон	7	119	186	179	284	58	0,31
	скамейка	166	119	263	250	532	81	0,31
Двор	грунт	25	110	249	233	486	96	0,39
	трава	37	147	311	296	587	99	0,32
	асфальт	6	128	180	178	220	32	0,18
	бетон	8	110	180	171	275	59	0,33
	огород	110	202	338	333	505	60	0,18
	сад	70	211	341	334	486	68	0,20
Дом	деревянный	37	92	140	137	211	29	0,21
	кирпичный	27	73	140	135	284	43	0,30

«Радиоэкология» [3, 40]. Основные параметры распределения мощности дозы в различных точках обитания человека представлены в табл. 6. Как было показано в этих работах, снижение мощности дозы от выпавшего  $^{137}\text{Cs}$  шло значительно быстрее в селитебной зоне, чем на луговых пастбищах и в лесах, что объяснялось на тот момент человеческой деятельно-

стью, в большинстве своём не связанной со специальными работами по дезактивации.

Целью фрагментарного подворного обследования села в 2008 г. была необходимость удостовериться в сохранении ранее отмеченной тенденции поведения  $^{137}\text{Cs}$  на различных ландшафтах.



Таблица 9

**Измерения мощности поглощенной дозы в воздухе в точках с. Новые Бобовичи над неповрежденной поверхностью в 2008 и в 2014 гг.**

Место измерения	Характеристика	2008		2014	
		Число точек	Среднее значение, нГр/ч	Число точек	Среднее значение, нГр/ч
Конец ул. Советской	у трансформатора	3	464	3	439
Север по ул. Гагарина	при входе, деревья	1	444	2	413
Памятник воинам на стыке ул. Советская и Гагарина	старые деревья	5	531	3	548
Новое кладбище	сосновый лес	4	468		
Пойма со стороны деревни	луг	13	562	33	475
Трансформатор	юг ул. Советской	1	409	3	456
Юг села	яблоневый сад	5	510	5	494
Среднее значение			484		471

Всего в 2008 г. было выполнено 402 измерения мощности дозы: 47 измерений в 15 точках, где, по внешним признакам и опросам жителей, не происходило нарушения поверхности почвы за 22 года с начала загрязнения, и 355 измерений, относящихся собственно к подворным обследованиям. Основные параметры распределения мощности дозы в различных точках села представлены в табл. 7.

Подворные обследования 2014 г. ставили перед собою задачу анализа радиационной обстановки в НП в объеме, сопоставимом с обследованиями 1990 г.

Всего было выполнено 918 локальных измерений мощности дозы прибором ДКС-96. Каждое измерение длилось 30 с\*. Основные параметры распределения мощности дозы в воздухе в различных точках с. Новые Бобовичи представлены в табл. 8.

Как видно из табл. 8, вариабельность значений мощности дозы над различными точками слабо зависит от числа измерений во всем селе над однотипными поверхностями. Напомним, что вся площадь села была сравнительно равномерно загрязнена  $^{137}\text{Cs}$  в 1986 г.

В ходе выполнения работ внимание уделялось и тем точкам села (в пределах видимой его границы и 0,5 км от нее [26]), которые по многолетним наблюдениям не подвергались механической или иной обработке и которые хорошо идентифицировались. При такой оценке помимо визуального изучения местности использовались и сведения, полученные от местных жителей.

Первые измерения в этих точках нами были выполнены в 2001 г., а в 2008 и в 2014 гг. их повторили. Результаты измерений в 2008 и 2014 гг. представлены в табл. 9. В 2001 г. среднее значение мощности поглощенной дозы в воздухе составило  $615 \pm 84$  нГр/ч, в 2008 г. —  $484 \pm 49$  нГр/ч, а в 2014 г. —  $471 \pm 49$  нГр/ч при доверительной вероятности 0,95.

\* Во всех предыдущих экспедициях использовался прибор ДРГ-01Т и отдельное измерение продолжалось 20 с.

В целом было отмечено, что значительных изменений в параметрах радиационной обстановки по сравнению с 2001 г. не произошло, если не считать радиоактивного распада  $^{137}\text{Cs}$ .

Измерения послойного содержания  $^{137}\text{Cs}$  в почве показали типичную картину миграции радионуклида с тенденцией понижения концентрации в одном из слоев почвы (с максимальной концентрацией радионуклида) на неповрежденной поверхности и ожидаемое равномерное распределение цезия по глубине на частных огородах (рис. 3).

Результаты расчетов мощности дозы от каждого слоя с учетом экранирования вышележащими слоями почвы, выполненных с помощью модуля MicroShield 5 [40], показали удовлетворительное совпадение с измеренными значениями (рис. 4). Расчетная мощность поглощенной дозы в воздухе на высоте 1 м от поверхности от радионуклида  $^{137}\text{Cs}$ , накопленного в различных почвенных горизонтах, составила 655 нГр/ч, а измеренная мощность дозы в воздухе над точкой Б1 —  $740 \pm 60$  нГр/ч. Это означает, что на долю фоновой составляющей в данной точке приходится примерно 85 нГр/ч, что вполне отвечает ранее выполненной реконструкции [29]. Из рис. 4 также отчетливо видно, что вклад  $^{137}\text{Cs}$  из слоев почвы ниже 5 см в мощность дозы над поверхностью почвы ничтожно мал (меньше погрешности измерений).

То что в различных локализациях населенного пункта мощность дозы внешнего облучения значимо различается, было установлено вскоре после аварии и затем неоднократно подчеркивалось различными исследователями, в том числе и применительно к населенным пунктам Новозыбковского района [21]. Динамика отношения мощности поглощенной дозы в воздухе к плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  (параметр  $\Gamma_{137}$ ) для ряда исследуемых локализаций с. Новые Бобовичи представлена на рис. 5.

Полученные экспериментальные результаты позволяют оценить интегральные величины поглощенной дозы в воздухе за длительный промежуток време-

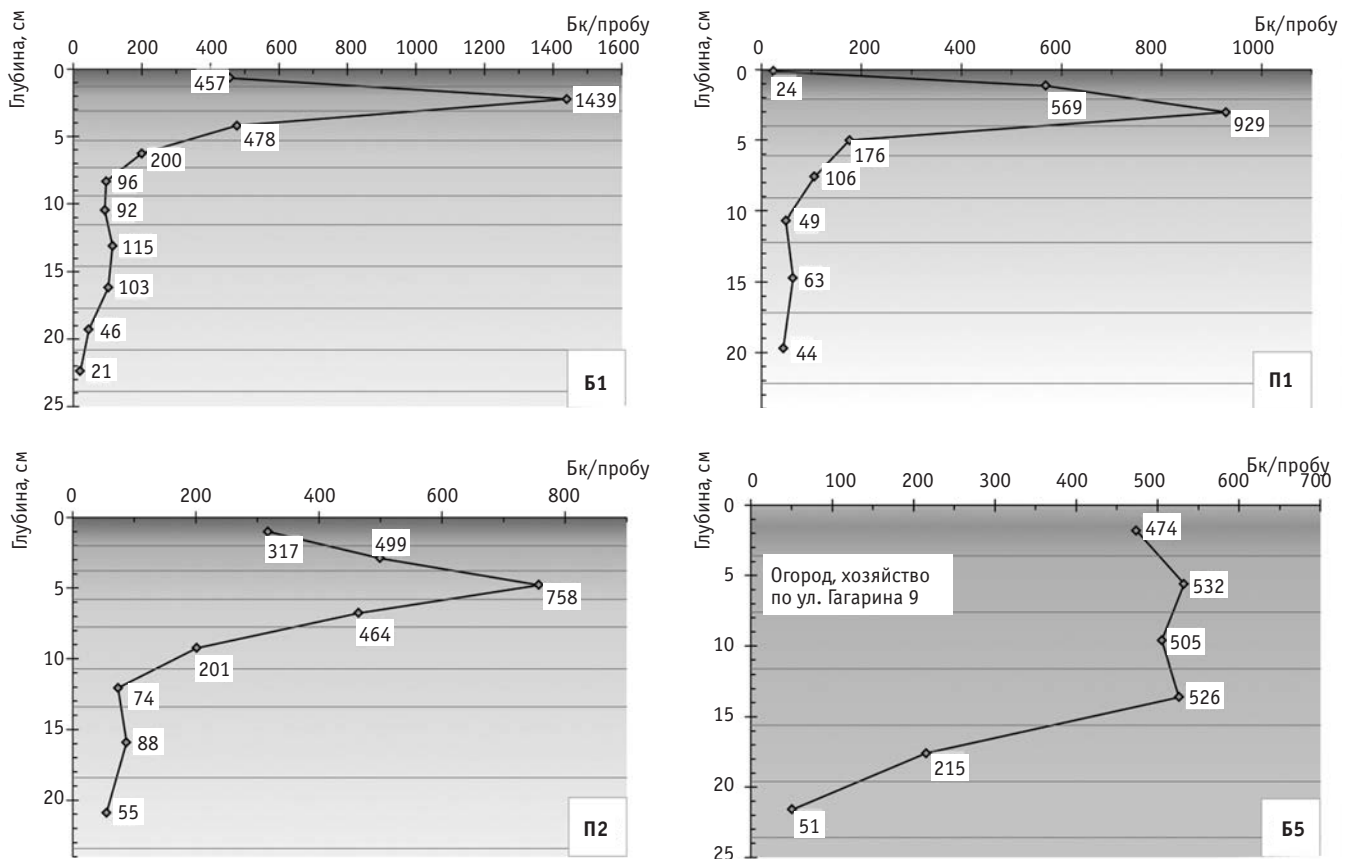


Рис. 3. Профили заглубления  $^{137}\text{Cs}$  в почвенных горизонтах на пойменной террасе (Б1, П1, П2) и в частном огороде (Б5) в 2014 г.

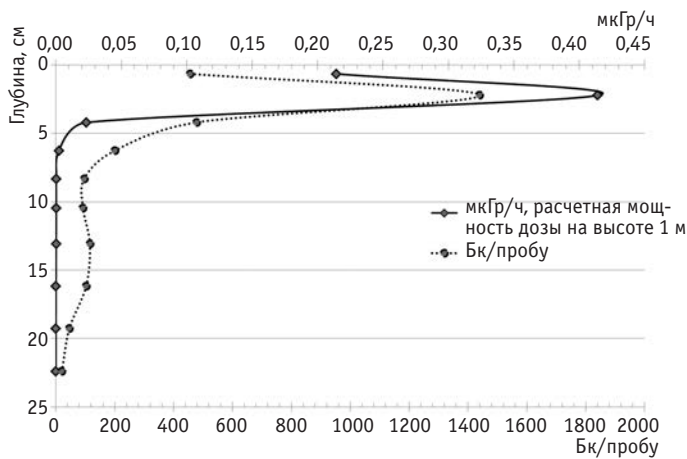


Рис. 4. Расчет мощности дозы на высоте 1 м от поверхности земли в точке Б1 от  $^{137}\text{Cs}$ , накопленного в различных почвенных горизонтах

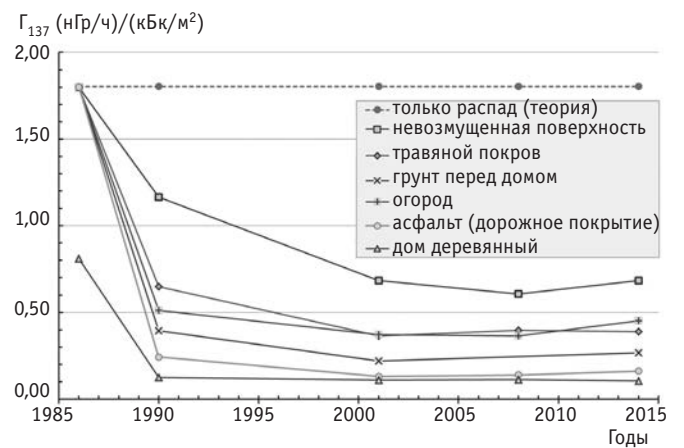


Рис. 5. Динамика параметра  $\Gamma_{137}$  для различных локализаций с. Новые Бобовичи, обусловленная миграцией  $^{137}\text{Cs}$

ни. Для сравнения с результатами, представленными в табл. 3, были вычислены интегралы за 30 и 70 лет для пахоты (15 см) и ненарушенной поверхности (табл. 10). Величина интегральной дозы за 70 лет выше оцененной нами по соотношению (2) в 2 раза и

в 1,5 раза выше полученной в работе [24]. Ожидаемая поглощенная доза в воздухе от  $^{137}\text{Cs}$  в наших оценках составила для неповрежденной поверхности 0,27 Гр на 1 МБк/м<sup>2</sup>.

Таблица 10

**Реконструкция интегральных поглощенных доз в воздухе за 30 и 70 лет для различных форм ландшафта в сравнении с результатами работы [24] при начальной плотности загрязнения территории  $^{137}\text{Cs}$  в 1 МБк/м<sup>2</sup>, мГр**

Период облучения	Пахота, 15 см		Естественный луг	
	Наша оценка	[24]	Наша оценка	[24]
30 лет	94	90	167	160
70 лет	139	150	242	230

Таблица 11

**Значения коэффициентов  $f_j$  для с. Новые Бобовичи в сравнении с обобщенными данными по НП Брянской области, полученными в работе [9]**

Локализация	Новые Бобовичи		JSP № 5	
	1990	1990–2014	1989	1992–1994
Невозмущенная поверхность, референсная территория	1,0	1,0	1,0	1,0
Огород	0,44	0,60	0,53	0,53
Двор (с различным покрытием)	0,34	0,37	0,58	0,55
Улица (скамейка)	0,52	0,45	0,58	0,55
Деревянный дом	0,11	0,16	0,11	0,13

Таблица 12

**Средняя продолжительность пребывания условного жителя сельской местности на различных участках территории в течение жизни, в долях суток**

Участки территории	Месяцы/дни			Год
	11÷3	4, 5, 9, 10	6÷8	
	151	122	92	365
Дом	0,61	0,53	0,46	0,54
Двор	0,05	0,03	0,03	0,03
Хозяйственные постройки	0,05	0,02	0,03	0,03
Приусадебный участок, огород	0,01	0,13	0,13	0,08
Улица	0,05	0,08	0,13	0,08
Работа	0,23	0,23	0,23	0,23
Всего	1,00	1,00	1,00	1,00

Реконструкция поглощенных доз в воздухе над различными поверхностями за 30 и 70 лет дает значения, близкие к предсказанным величинам в работе [24]. Представляется важным, чтобы еще 2–3 обследования радиационной обстановки были выполнены за последующие 40 лет. Инструментальные возможности позволяют это сделать.

Другой результат, который может быть получен из обработанных измерений мощности дозы в населенном пункте, связан с оценкой динамики коэффициентов  $f_j$  (фактор локализации, см. формулу 3).

Для Новых Бобовичей в табл. 11 представлены наши оценки значений  $f_j$  за 1990 г. и средние за период 1990–2014 гг. В этой же таблице представлены значения, полученные в проекте JSP № 5 [9].

Значения  $f_j$  за 1990 г., оцененные в настоящем исследовании, коррелируют со средними значениями, полученными в проекте JSP № 5 для всех исследуемых НП, кроме дворов. Это можно связать с засыпкой чистым грунтом двора, асфальтированием или укладкой бетонных плиток (возле крыльца на удалении до 2 м, где собственно и производились измерения мощности дозы). Такая работа проводилась в селе как силами специализированных инженерных войск, так и в значительной степени в порядке личной инициативы хозяев.

Для оценки дозовых нагрузок на население за продолжительный период времени можно воспользоваться соотношением [9]:

$$\dot{E}_i(t) = Ae^{-\lambda t} \sum_j g_j(t) p_{ij}(t) k_{ij}, \quad (6)$$

где

$\dot{E}_i(t)$  – мощность эффективной дозы внешнего облучения, полученная взрослым представителем  $i$ -ой группы населения в момент времени  $t$ ;

$g_j(t)$  – мощность поглощенной дозы в воздухе на высоте 1 м от загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  единичной плотности в почве для локализации  $j$ , нГр/ч×(кБк/м<sup>2</sup>)<sup>-1</sup>;

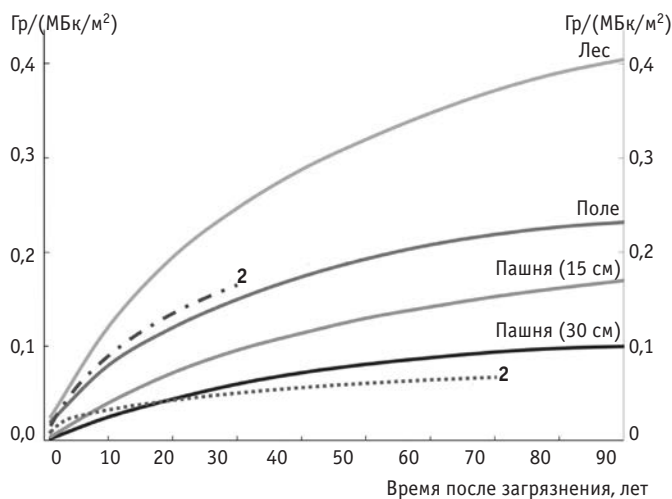
$p_{ij}(t)$  – относительная частота пребывания людей из  $i$ -ой группы в локализации  $j$ ;

$j$  – индекс, указывающий на тип локализации, например, жилая площадь, в доме; производственная площадь, на улице; вспаханное поле; лес; естественный луг и т.п.;

$k_{ij}$  – фактор конверсии от мощности дозы в воздухе к мощности эффективной дозы.

Индекс  $i$ , указывающий на группу населения, обычно применим для вычисления дозы за некоторый сравнительно небольшой период времени.

Для периода в 70 лет трудно найти человека, который бы не поменял, живя постоянно в селе, ряд профессиональных групп. В этом случае, видимо, целесообразно рассматривать некоторого условного человека с характерным набором возрастных и профессиональных признаков. Мы для своих оценок использовали данные, собранные частично сотрудниками Новозыбковского филиала ЛИРГ и частично международной командой, работавшей в рамках проекта «Радиоэкология» ФГИ. Такие экспертные данные по распределению времени пребывания в различных локализациях  $j$  для условного человека,



1 – невозмущенная поверхность с. Нижние Бобовичи  
2 – с. Нижние Бобовичи, приведенная поглощенная доза в воздухе

Рис. 6. Накопленная поглощенная доза в воздухе для различных ландшафтов по данным работы [24] в сравнении с оценками приведенной поглощенной дозы в воздухе для с. Новые Бобовичи (1) и поглощенной дозы в воздухе над невозмущенной поверхностью (2)

постоянно проживающего в сельском населенном пункте, представлены в табл. 12.

Используя значения из табл. 12, можно получить для условного человека, прожившего непрерывно в селе 70 лет, величину дозы, выраженной либо в единицах приведенной поглощенной дозы в воздухе\* (рис. 6), либо в единицах эффективной дозы. Для получения последнего значения достаточно воспользоваться значением фактора конверсии  $k = 0,75$ . Тогда при начальной плотности загрязнения территории  $^{137}\text{Cs}$  в  $1 \text{ МБк/м}^2$  накопленная за 70 лет приведенная поглощенная доза в воздухе составит  $67 \text{ мГр}$ , а эффективная доза жителя при условии постоянного его проживания в селе в деревянном доме составит  $50 \text{ мЗв}$ . Этот результат совпадает с оценкой, полученной в работе [21], в которой авторы оценивают величину эффективной дозы для лиц, работающих преимущественно на улице и проживающих в деревянных домах, за период 1991–2056 гг. в  $32 \text{ мЗв}$  на  $1 \text{ МБк/м}^2$  для сельского населенного пункта, расположенного на расстоянии от 100 до 1000 км от места аварии. Поскольку за начальный период (1986–1990 гг.) эффективная доза от  $^{137}\text{Cs}$ , оцененная по соотношению (6), составляет  $19 \text{ мЗв}$ , то в сумме получается  $51 \text{ мЗв}$ .

В консервативных оценках, приведенных выше, за 50 лет эффективная доза оценивалась примерно в  $130 \text{ мЗв}$  на  $1 \text{ МБк/м}^2$  выпадений  $^{137}\text{Cs}$  (табл. 1 [15]).

\* Под приведенной поглощенной дозой в воздухе мы понимаем выражение  $H_i(t) = Ae^{-\lambda t} \sum_j g_j(t) p_{ij}(t)$

## Выводы

1. Многолетние измерения мощности дозы в различных точках сельского населенного пункта позволили установить, что непосредственно после выпадений динамика снижения в разных локализациях имеет различную скорость. По истечении примерно 15 лет наступает квазистойчивое состояние, когда дальнейшее уменьшение мощности дозы над поверхностью земли в основном определяется распадом  $^{137}\text{Cs}$ . Такое положение дел характерно для юго-западных районов Брянской области, в которых преобладают песчаные и супесчаные почвы. При этом ожидаемая поглощенная доза в воздухе в наших оценках составила для неповрежденной поверхности  $0,27 \text{ Гр}$  на  $1 \text{ МБк/м}^2$ , в то время как средняя мировая оценка, приведенная в докладе UNSCEAR, составила  $0,39 \text{ Гр}$  на  $1 \text{ МБк/м}^2$  [7].

2. В целом для сельского населенного пункта Новые Бобовичи, в котором мероприятия по дезактивации проводились в ограниченном объеме, ожидаемая приведенная поглощенная доза в воздухе по результатам наших исследований составила  $0,067 \text{ Гр}$  на  $1 \text{ МБк/м}^2$ . Оценка эффективной дозы внешнего облучения населения, постоянно проживающего в сельском населенном пункте в деревянных одноэтажных домах в течение 70 лет безвыездно, составила  $50 \text{ мЗв}$  на  $1 \text{ МБк/м}^2$  первоначального загрязнения территории  $^{137}\text{Cs}$ .

## Благодарности

Проведение долговременных исследований в настоящее время трудно осуществлять без дружеской поддержки коллектива ИБРАЭ РАН и его руководства. Нам хочется выразить благодарность за моральную поддержку, оказываемую нам на протяжении многих лет, И.И. Линге и Р.В. Арутюняну. Также хочется поблагодарить А.М. Скоробогатова и Т.А. Буланцеву за помощь в подборе материалов из ведомственных баз данных и полезные обсуждения результатов работы.

Особую признательность за многолетнюю организационную помощь в проведении исследований и получении необходимой информации выражаем главе Новобобовического сельсовета М.М. Заболоцкому, а также М.Н. Савкину, давшему ряд ценных замечаний и советов в ходе обработки полученного материала и при подготовке данной статьи.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алой А.С., Баранов С.В., Логунов М.В. Источники гамма-излучения с цезием-137 (свойства, производство, применение).— Озерск: РИЦ ИРБ ФГУП «ПО Маяк», 2013, 232 с.
2. Арутюнян Р.В., Большов Л.А., Киселев А.Е. и соавт. Оперативный анализ аварии на АЭС «Фукусима-1» и прогнозирование ее последствий // Труды ИБРАЭ РАН под ред. Л.А. Большова. ИБРАЭ РАН. — М.: Наука, 2007. Вып. 13: Авария на АЭС «Фукусима-1»: опыт реагирования и уроки. Науч. ред. Р.В. Арутюнян. 2013. 246 с.
3. FrenchGerman Initiative for Chernobyl — The Radioecology Project: Main Results. G. Deville Cavelin, H. Biesold, V. Chabanyuk, C. Brun Yaba, N. Rutschkowsky // 3rd Congress On Radiation Research (Radiobiology And Radioecology), Kiev Ukraine. 21–25 may 2004.
4. Балонов М.И., Голиков В.Ю., Пархоменко В.И. и соавт. Дезактивация населенных пунктов Брянской области после аварии на Чернобыльской АЭС. // Радиационная гигиена. 2014. 7. № 1. С.5–15.
5. Miller K.M., Kuiper I.L., Helfer I.K. Cs-137 fallout depth distributions in forest versus field sites: implication for external dose rates. // J. Environ. Radioact. 1990. Vol. 12. P. 23–47.
6. Beck H.L. Environmental gamma radiation from deposited fission products, 1960–1964. // Health Phys., 1966. Vol. 12. P. 313–322.
7. Ионизирующее излучение: Источники и биологические эффекты. НКДАРООН. Доклад за 1982 год, т.1 . Приложение Е.1982. С. 451–527.
8. UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly, with annexes. Annex D. — New York, 1988, 646 pp.
9. Beck H.L. Exposure rate conversion factors for radionuclides deposited on the ground. 1980. EHL-378.
10. Методические указания МУ 2.6.1.547-96. Определение средней годовой эффективной дозы облучения жителей населенных пунктов Российской Федерации в 1996–1998 гг. вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. — М. 1996.
11. Методические указания МУ 26.1.579-96. Реконструкция средней накопленной в 1986–1995 гг. эффективной дозы облучения жителей населенных пунктов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году. — М. 1996.
12. Методические указания МУ 2.6.1.2153-06. Оперативная оценка доз облучения населения при радиоактивном загрязнении территории воздушным путем. — М. 2006.
13. Eckerman Keith F., Ryman Jeffrey C. External Exposure to Radionuclides in Air, Water, and Soil. // Federal Guidance Report, № 12. EPA-402-R-93-081. September 1993.
14. [http://radioactivity.mext.go.jp/old/ja/distribution\\_map\\_around\\_FukushimaNPP/5600\\_201203131000\\_report1-1.pdf](http://radioactivity.mext.go.jp/old/ja/distribution_map_around_FukushimaNPP/5600_201203131000_report1-1.pdf)
15. IAEA. Generic Procedures for Assessment and Response during a Radiological Emergency. // IAEA TECDOC Series. IAEA. Vienna. No. 1162. 2000; На рус. яз.: «Общие инструкции и оценки реагирования на радиологические аварийные ситуации, МАГАТЭ. Вена. 2004. IAEA-TECDOC-1162/R.
16. Методические принципы расчета уровней внешнего и внутреннего облучения населения, проживающего на территориях, загрязненных радиоактивными продуктами аварийных выбросов чернобыльской АЭС. К.И. Гордеев, Р.М. Бархударов, И.К. Дибобес и соавт.
17. Методические основы прогноза уровней облучения населения от радионуклидов цезия при постоянном проживании на территориях, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС. Г.М. Аветисов, Р.М. Бархударов, К.И. Гордеев и соавт. 1988.
18. Методические указания № 5792-91. Определение годовых суммарных эффективных эквивалентных доз облучения населения, для контролируемых районов РСФСР, УССР, БССР, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС. М. 1991.
19. Методические указания МУ 2.7.7.001-93. Определение средней годовой эффективной дозы облучения жителей населенных пунктов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии Чернобыльской АЭС. — М. 1993.
20. Методические указания МУ 2.6.1.018-94. Определение средней годовой эффективной дозы облучения жителей населенных пунктов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии Чернобыльской АЭС. — М. 1994.
21. Pathway analysis and dose distributions. // Final report EUR 16541 en. — Brussels, Luxembourg: JSP. № 5. 1996. VIII. 130 pp.
22. Jacob P., Rosenbaum H., Petoussi N., Zankl M. Calculation of organ doses from environmental gamma rays using human phantoms and Monte Carlo methods. Part II: Radionuclides Distributed in the air or deposited on the ground. GSF-Bericht 12: May. 1990.
23. Robison W.L., Bogen K.T., Conrad oC.L. An updated dose assessment for resettlement options at Bikini Atoll: a U.S. nuclear test site // Health Phys. 1997. Vol. 73. № 1. P. 100–114.

24. Miller K.M., Heifer I.K. In situ measurements of <sup>137</sup>Cs inventory in natural terrain. // In: Environmental Radiation. Proc. 18th Midyear Topical Symp. Health Physics Society. Central Rocky Mountain Chapter of the Health Physics Society. Colorado Springs. Colorado. 1985. P. 243–251.
25. Persson H. Migration of radiocaesium in six Swedish pasture soils after the Chernobyl accident: a comparison with earlier studies 1987–2005 // Examens- och seminariearbeten / Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för markkemi och jordmånslära, 2008. Vol. 91.
26. Методические рекомендации по оценке радиационной обстановки в населенных пунктах. М. 1990.
27. Urban Environment and Countermeasures, Final Report. French German Initiative for Chernobyl, Project № 2 “Radioecological Consequences of the Accident”. Conference on “Radioactive Contamination in Urban Areas”, May 7–9, 2003, Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark.
28. Панченко С.В., Аракелян А.А., Гаврилина Е.А. Динамика параметров радиационной обстановки в сельском населенном пункте, загрязненном в результате аварии на ЧАЭС в апреле 1986 г. Препринт ИБРАЭ № ИВРАЕ-2014-06. – М. 2014. 35 с.
29. Карлин Н.Е., Карлина Л.В., Пархоменко В.И. и соавт. Оценка эффективности и разработка рекомендаций по реабилитации населенных пунктов, расположенных на радиоактивно-загрязненных территориях Брянской области Российской Федерации (заключительный отчет). Инв. 937 (1). Филиал Санкт-Петербургского НИИ радиационной гигиены. Новозыбков, 1993.
30. Сахаров В.К. Радиоэкология. Учебное пособие. – СПб.: Лань. 2006. 320 с.
31. Инструкция по отбору проб почв при радиационном обследовании загрязнения местности, 1987.
32. Данные по радиоактивному загрязнению территории населённых пунктов российской федерации цезием-137, стронцием-90 и плутонием-239+240. – НПО «Тайфун». Обнинск. 2015. 238 с.
33. Инструкция по обследованию радиационной обстановки на загрязнённых территориях. 1988.
34. Инструкция по наземному обследованию радиационной обстановки на загрязненной территории. 1989.
35. Еремеев М.С., Еременко В.А., Жернов В.С. и соавт. Гибридный мониторинг радиационной обстановки, перспективный подход к оперативному контролю и прогнозированию радиационных загрязнений среды выбросами и сбросами АЭС // Атомная энергия. 1985. Т. 59. № 5. С. 370–372.
36. Богатов С.А., Гаврилов С.Л., Ткаченко С.А. и соавт. Мобильное средство радиационной разведки на базе беспилотного летательного аппарата MD4-1000. // Специальная техника. 2012. № 6. С. 16–22.
37. Богатов С.А., Киселев А.А., Шведов А.М. Развитие существующих систем АСКРО в концепции гибридного мониторинга. // Труды ИБРАЭ РАН «Развитие систем аварийного реагирования и радиационного мониторинга». Под ред. Л.А. Большова. – М.: Наука. 2013.
38. Богатов С.А., Гаврилов С.Л., Долгов В.Н. и соавт. Тестирование моделей интерпретации данных измерений для определения параметров радиоактивных загрязнений почвы на примере загрязнения территории Брянской области цезием-137. // АНРИ. 2014. № 3. С. 32–39.
39. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели. Автореф. дисс. докт. географ. наук. – М.: 2008. 40 с.
40. Архив ИБРАЭ РАН. В архив входят 7 отчётов НИР, выполненных в рамках проекта ФГИ в период с 1999 по 2002 гг.
41. MicroShield Version5. Grove Engineering. Framatome Technologies, 1996.

Поступила: 15.10.2015

Принята к публикации: 22.03.2016