

Мощность амбиентного эквивалента дозы от ^{137}Cs и природных радионуклидов в одноэтажных жилых домах в населенных пунктах Брянской области в 2020–2021 гг.

В.П. Рамзаев, А.Н. Барковский, А.А. Братилова

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

Метод полевой (*in situ*) гамма-спектрометрии был использован для раздельного определения мощности амбиентного эквивалента дозы от ^{137}Cs и от природных радионуклидов внутри помещений в населенных пунктах, расположенных в зонах радиоактивного загрязнения после Чернобыльской аварии. Измерения с помощью портативного сцинтилляционного гамма-спектрометра-дозиметра были проведены в летний период 2020–2021 гг. в 115 индивидуальных одноэтажных жилых домах в 46 населенных пунктах Брянской области России. По официальным данным, плотность загрязнения почвы ^{137}Cs в этих населенных пунктах варьировала от 27 до 533 кБк/м². По типу строительных материалов, использованных для возведения стен, обследованные дома были разделены на три группы: деревянные (стены сложены из бревен) — 51 строение, каменные (стены построены из кирпича и/или бетонных панелей) — 34 строения, каркасно-щитовые — 30 строений. Дома последнего типа имели стены, собранные из деревянных щитов с включением теплоизолирующего материала. Снаружи стены щитовых домов были обложены одним слоем силикатного (белого) кирпича. 70 домов были построены до аварии, а 37 — после аварии. В 8 случаях достоверно установить время строительства не удалось. Общая мощность амбиентного эквивалента дозы находилась в диапазоне от 42 до 228 нЗв/ч (средняя = 77 нЗв/ч). Значения мощности амбиентного эквивалента дозы от природных радионуклидов варьировали от 27 до 122 нЗв/ч. Средние значения мощности амбиентного эквивалента дозы от природных радионуклидов в группах деревянных, щитовых и каменных домов составили 42, 42 и 58 нЗв/ч соответственно. Различия между каменными и щитовыми домами были статистически значимыми ($P < 0,01$). Также статистически значимыми являлись различия в измеренных мощностях доз между каменными и деревянными домами ($P < 0,01$). Средние значения мощности амбиентного эквивалента дозы от ^{137}Cs , нормированные на плотность загрязнения почвы ^{137}Cs , в группах всех деревянных, щитовых и каменных домов равнялись 0,13, 0,16 и 0,05 (нЗв/ч)/(кБк/м²) соответственно. Значения нормализованной мощности амбиентного эквивалента дозы от ^{137}Cs в группе каменных домов были статистически значимо ($P < 0,01$) меньше соответствующих значений для групп деревянных домов и щитовых домов. Небольшие различия между щитовыми и деревянными домами также оказались статистически значимыми ($P < 0,05$). Медианные и средние величины нормализованной мощности амбиентного эквивалента дозы от ^{137}Cs для домов, возведенных до аварии, были меньше, чем таковые для домов, которые были построены после аварии. Эти различия во всех трех группах домов были статистически значимы ($P < 0,01$). Полученные в настоящем исследовании средние величины нормализованной мощности амбиентного эквивалента дозы от ^{137}Cs и мощности амбиентного эквивалента дозы от природных радионуклидов можно использовать для оценки дозы облучения человека в случае его нахождения внутри одноэтажного жилого дома. При этом следует учитывать не только тип строительных материалов, использованных для возведения дома, но и время его строительства: до или после Чернобыльской аварии.

Ключевые слова: жилой дом, Чернобыльская авария, ^{137}Cs , природные радионуклиды, мощность амбиентного эквивалента дозы, *in situ*, гамма-спектрометрия.

Введение

Жилой дом, согласно ГОСТ Р 22.11.09-2014¹, является обязательной обследуемой локацией при проведении мониторинга доз внешнего облучения населения на

радиоактивно загрязненных территориях. В настоящее время в населенных пунктах (НП), загрязненных в результате Чернобыльской аварии, основным источником внешнего облучения за счет выпавших вследствие ава-

¹ ГОСТ Р 22.11.09-2014. Безопасность в чрезвычайных ситуациях. Безопасность жизнедеятельности населения на радиоактивно загрязненных территориях. Мониторинг доз облучения населения. Общие требования. [GOST R 22.11.09-2014. Safety in emergency. Human life safety of population on radioactive nuclide contaminated areas. Monitoring radiation doses. Basic requirements. (In Russ.)]

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

рии радионуклидов является долгоживущий ($T_{1/2} = 30$ лет) ^{137}Cs (в равновесии с $^{137\text{m}}\text{Ba}$) [1].

Для измерения мощности дозы гамма-излучения в воздухе внутри помещений в НП, расположенных в регионах Российской Федерации, которые подверглись радиоактивному загрязнению в результате Чернобыльской аварии, использовали разнообразные устройства и приборы, имевшие в качестве детектора ионизационную камеру, счетчик Гейгера – Мюллера, пропорциональный счетчик, или твердотельные сцинтилляционные и люминесцентные материалы [2–7]. Основной проблемой (сложностью) для интерпретации результатов измерений для оценки чернобыльского компонента гамма-излучения являлся корректный учет вклада от природных источников в общую мощность дозы гамма-излучения, регистрируемую прибором. В соответствии с ГОСТ Р 22.11.09-2014 «для оценки этого вклада необходимо дополнительно проводить измерения с использованием полевых гамма-спектрометров».

Изначально метод полевой (*in situ*) гамма-спектрометрии был разработан для проведения измерений на открытой местности, в частности, на ровных земляных участках [8–10]. Со временем полевые гамма-спектрометры стали нередко применяться для измерения мощности дозы гамма-излучения от природных радионуклидов внутри помещений, включая жилые дома (например, [2, 5, 11, 12]). Хотя для измерений на открытой местности и внутри помещений применяются одни и те же приборы, обработка результатов измерений в каждом случае имеет свои особенности, которые связаны как с геометрией источника излучения, так и с ослабляющими свойствами компонентов окружающей среды в отношении гамма-излучения. В частности, существуют различия в численных значениях коэффициентов связи между измеряемыми и вычисляемыми переменными [13]. На открытой местности источник излучения находится в земле и в качестве поглотителя гамма-излучения выступает воздух. При этом геометрия источника близка к стандартной геометрии 2л. В случае нахождения детектора внутри помещения источник гамма-излучения имеет весьма сложную конфигурацию, которая не соответствует простой геометрии 2л. Часть гамма-излучения проникает снаружи (например, от почвы), а какая-то часть ассоциирована со стенами, полом и другими элементами помещения. При этом стены, пол, потолок и крыша одновременно являются ослабителями излучения, идущего снаружи.

Отметим, что по мере удаления от момента Чернобыльской аварии и неизбежного снижения вклада от ^{137}Cs в общую мощность дозы (вследствие радиоактивного распада и миграции радионуклида в окружающей среде), значение корректной оценки вклада от природных источников возрастает. После разделения природного и техногенного компонентов мощности дозы гамма-излучения в воздухе может быть выполнена корректная оценка компонента эффективной дозы внешнего облучения человека за счет радиоактивного загрязнения (например, [5, 14]).

Одной из перспективных моделей переносных гамма-спектрометров, которые потенциально пригодны для оценки вклада природных (терригенных) радионуклидов (ПРН) в общую мощность амбиентного эквивалента дозы ($\text{МАЭД}_{\text{сум}}$) гамма-излучения внутри помещений, является

спектрометр-дозиметр МКС АТ6101Д (фирма Атомтех, Беларусь) [15]. В исследованиях, выполненных на радиоактивно загрязненных территориях России и Беларуси, было показано, что МКС АТ6101Д можно использовать для надежной оценки вкладов ПРН и ^{137}Cs в $\text{МАЭД}_{\text{сум}}$ для локаций, расположенных вне помещений (луг, лес, огород и улица) [16–18]. При этом никаких других измерительных устройств не требовалось, так как вся необходимая информация могла быть получена на основе анализа гамма-спектра, измеренного *in situ*.

В рамках выполнения «Программы совместной деятельности России и Беларуси в рамках Союзного государства по защите населения и реабилитации территорий, пострадавших в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС (2019–2022)» [<http://www.postkomsg.com/programs>] был проведен цикл работ по использованию спектрометра-дозиметра АТ6101Д применительно к оценке мощности дозы гамма-излучения внутри одноэтажных жилых домов. Такие дома имеют повсеместное распространение в сельских населенных пунктах России и Беларуси. Одноэтажные дома также широко представлены в поселках городского типа и в городах юго-западных районов Брянской области. Отметим, что именно одноэтажные жилые дома (как каменные, так и деревянные) традиционно являются объектом мониторинговых исследований для оценки доз облучения населения, проживающего на территориях, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС [1, 2, 4, 5, 7].

Цель исследования – дифференциальная оценка вкладов природных радионуклидов и ^{137}Cs в $\text{МАЭД}_{\text{сум}}$ и в эффективную дозу внешнего облучения человека внутри одноэтажных жилых домов, расположенных в зоне радиоактивного загрязнения в юго-западных районах Брянской области России.

Задачи исследования

1. На незагрязненных территориях с помощью МКС АТ6101Д определить значение коэффициента перехода от эффективной удельной активности природных радионуклидов ($A_{\text{эфф}}$, Бк/кг) к мощности амбиентного эквивалента дозы от природных радионуклидов ($\text{МАЭД}_{\text{ПРН}}$, нЗв/ч) внутри помещений.

2. На загрязненных территориях выполнить гамма-спектрометрические измерения внутри одноэтажных жилых домов, различающихся типами использованных строительных материалов и временем постройки.

3. Провести обработку измеренных *in situ* гамма-спектров и вычислить $\text{МАЭД}_{\text{ПРН}}$ и мощность амбиентного эквивалента дозы за счет гамма-излучения от ^{137}Cs (МАЭД_{Cs} , нЗв/ч).

4. Вычислить компонент эффективной дозы внешнего облучения взрослого человека при его нахождении внутри жилого дома.

Материалы и методы

Определение значения коэффициента перехода от $A_{\text{эфф}}$ к $\text{МАЭД}_{\text{ПРН}}$ с помощью спектрометра-дозиметра АТ6101Д

Подробное описание технических характеристик спектрометра-дозиметра дано на сайте фирмы-производителя Атомтех [15]. МКС АТ6101Д был первично откали-

брован производителем для измерения МАЭД_{сум} и удельной активности ^{40}K , ^{226}Ra и ^{232}Th , а также $A_{\text{эфф}}$, в объектах окружающей среды. При этом удельная активность может быть измерена в геометрии 2л или 4л. Дополнительно в 2015–2017 гг. группой исследователей из ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева (Россия) и Лундского университета (Швеция) [16, 17] применительно к условиям выполнения измерений вне помещений было установлено, что между $A_{\text{эфф}}$ и МАЭД_{ПРН} существует строгая линейная взаимосвязь.

В местах с очень низким техногенным загрязнением окружающей среды ^{137}Cs (плотность загрязнения почвы менее 2 кБк/м², в основном, за счет глобальных выпадений от испытаний ядерного оружия в XX в.) величина МАЭД_{сум} (нЗв/ч) преимущественно обусловлена интенсивностью гамма-излучения от природных радионуклидов, и соответственно, величиной $A_{\text{эфф}}$ (Бк/кг). Связь между этими показателями описывается выражением:

$$\text{МАЭД}_{\text{сум}} = \text{КП}_i \times A_{\text{эфф}} + B_i, \quad (1)$$

где КП_i – коэффициент преобразования $A_{\text{эфф}}$ в МАЭД_{ПРН} для i -й локации; B_i – собственный шум прибора и его отклик на космическое излучение в i -й локации. Эмпирически установленные средние значения КП_i и B_i для группы локаций, расположенных вне помещений (огород, поле, луг, лес, улица, двор), равны 0,51 (нЗв/ч)/(Бк/кг) и 8 нЗв/ч соответственно [16].

При оценке результатов измерений внутри помещений численные значения КП_i и B_i могут отличаться от тех, которые определены для локаций, расположенных вне помещений. Поэтому нами были выполнены дополнительные измерения спектрометром-дозиметром АТ6101Д внутри жилых и общественных зданий, расположенных за пределами зон радиоактивного загрязнения на территории России (Ленинградская область и г. Санкт-Петербург) и Беларуси (Гродненская область). Для измерений были взяты 6 жилых домов (один каменный (панельный) многоквартирный и 5 деревянных индивидуальных), а также два каменных (кирпичных) многоквартирных строения общественного назначения. Измерения гамма-спектров (всего 16 точек) были проведены внутри 14 отдельных помещений (комнат) в период 2015–2021 гг. в соответствии с методикой, использованной для калибровки МКС АТ6101Д вне помещений [16]. Детектор прибора располагался на треноге на высоте 1 м от пола. Величина МАЭД_{сум} находилась в диапазоне от 47 до 145 нЗв/ч (средняя = 99 нЗв/ч; медиана = 110 нЗв/ч). Значения $A_{\text{эфф}}$ варьировали от 69 до 240 Бк/кг (средняя = 160 Бк/кг; медиана = 178 Бк/кг). Соотношение значений $A_{\text{эфф}}$ и МАЭД_{сум} графически представлено на рисунке 1, построенном с использованием средств Microsoft Office. Как видно из рисунка 1, связь между независимой переменной $A_{\text{эфф}}$ и зависимой переменной МАЭД_{сум} может быть очень хорошо (коэффициент детерминации $R^2 = 0,996$) описана линейной функцией:

$$A = a \times B + c, \quad (2)$$

где A – МАЭД_{сум} (нЗв/ч); B – $A_{\text{эфф}}$ (Бк/кг). Эмпирический коэффициент a мы интерпретируем как коэффициент преобразования $A_{\text{эфф}}$ в МАЭД_{ПРН}, имеющий размерность (нЗв/ч)/(Бк/кг). Эмпирический коэффициент c (размерность нЗв/ч) можно интерпретировать как сумму

значений собственного шума прибора и его отклика на космическое излучение. Представленное выражение аналогично выражению (1), выведенному для условий проведения измерений вне помещений. Различия между двумя группами локаций касаются только абсолютных значений эмпирических коэффициентов. В случае измерений внутри помещений КП_i и B_i равны 0,57 (нЗв/ч)/(Бк/кг) и 7 нЗв/ч соответственно, а при проведении измерений вне помещений эти коэффициенты равны 0,51 (нЗв/ч)/(Бк/кг) и 8 нЗв/ч. Вклад космического излучения в помещениях несколько ниже за счет ослабления стенами и перекрытиями, а вклад гамма-излучения ПРН несколько выше за счет отраженного излучения от стен и перекрытий (альбедный компонент). Отметим, что для унификации представления значений измеренных и численных переменных численные значения эмпирических коэффициентов приведены для всех локаций в геометрии 2л. Неопределенность (95% вероятность) оценок среднего значения КП_i и B_i для локаций внутри помещений составляет 2% и 22% соответственно. Такие же уровни неопределенности (2% и 18%) можно вывести на основании данных [16] для группы локаций, расположенных вне помещений.

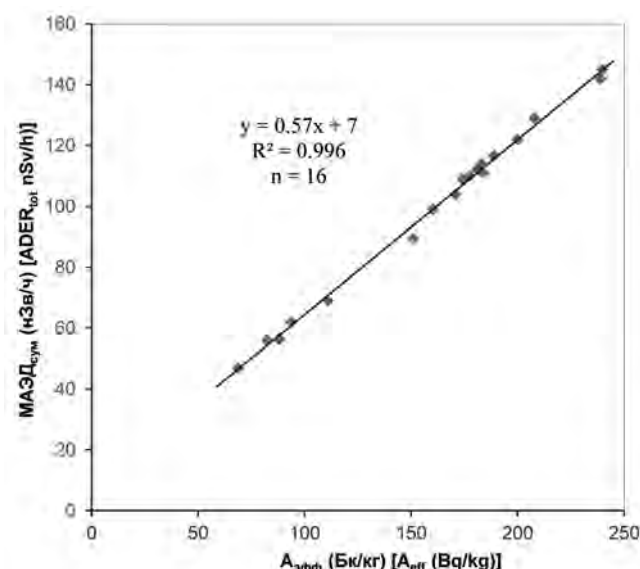


Рис. 1. Соотношение между общей мощностью AMBIENTного эквивалента дозы в воздухе (МАЭД_{сум}) и эффективной удельной активностью природных радионуклидов ($A_{\text{эфф}}$) внутри жилых и общественных зданий, расположенных вне зоны Чернобыльского загрязнения («фоновые» территории)
[Fig. 1.] Relationship between total ambient dose equivalent rate (ADER_{tot}) and effective activity concentration of natural radionuclides (A_{eff}) inside residential and public buildings located outside the Chernobyl contamination zone (“background” territories)]

Условия проведения измерений в Брянской области

Работы в Брянской области были выполнены летом 2020 и 2021 гг. в 46 НП, расположенных в Гордеевском, Злынковском, Климовском, Клинцовском, Красногорском и Новозыбковском районах. Названия НП и средние значения плотности загрязнения почвы ^{137}Cs ($A_{\text{Cs-оп}}$, кБк/м²), вычисленные с учетом поправки на радиоактивный распад на основании официально установленных значений [19] в каждом из этих НП, приведены в нашей предыду-

щей работе [20]. На время выполнения измерений *in situ* значения $A_{\text{Cs-оф}}$ находились в диапазоне от 27 до 533 кБк/м² (средняя = 207 кБк/м²; медиана = 160 кБк/м²).

В общей сложности измерения были проведены внутри 115 частных жилых домов. Количество зданий, обследованных в отдельно взятом НП, варьировало от 1 до 7. Это значение, в основном, зависело от размеров НП: в больших НП было обследовано большее число домов.

По типу строительных материалов, использованных для возведения стен, выборку обследованных домов мы условно разделили на три большие группы: деревянные (стены сложены из бревен) – 51 здание (рис. 2а), каменные (стены построены из кирпича и/или бетонных панелей) – 34 здания (рис. 2б и 2с), и каркасно-щитовые – 30 строений. Дома последнего типа имели стены, собранные из деревянных щитов с включением теплоизолирующего материала. Снаружи стены щитовых домов были обложены одним слоем силикатного (белого) кирпича (рис. 2д).

Чисто внешне те дома, стены которых построены полностью из белого кирпича, были практически неотличимы от щитовых домов (ср. рис. 2с и рис. 2д). Отметим, что во всех случаях для изготовления фундамента в домах был использован неорганический материал: бетон или кирпич. В качестве наружной кровли на крыше домов применяли шиферные (асбесто-цементные) или железные листы. По словам владельцев, 70 домов были построены до аварии, а 37 – после аварии. В 8 случаях достоверно установить время строительства не удалось.

Для проведения измерений дозиметр-спектрометр АТ6101Д размещали на треноге в центре комнаты (рис. 3). Детектор вывешивали вертикально таким образом, чтобы расстояние между центром кристалла детектора и поверхностью пола равнялось 1 м. Продолжительность набора спектра варьировала от 410 до 2570 с (средняя = 737 с). Обработку измеренных гамма-спектров и получение значений $MAЭD_{\text{сум}}$ и $A_{\text{эфф}}$ проводили с помощью программы ATAS-Lite (фирма Атомтех).



Рис. 2. Примеры различных типов жилых домов, расположенных в населенных пунктах Брянской области (фотографии сделаны в июле – августе 2020 г.):

- а – деревянный дом в НП Злынка; стены построены из бревен; фундамент построен из красного кирпича;
- б – стены дома построены из бетонных панелей; НП Малая Топаль;
- с – стены дома построены из белого (силикатного) кирпича; НП Новозыбков;
- д – стены дома построены из деревянных щитов и обложены снаружи слоем белого (силикатного) кирпича; фундамент сложен из красного кирпича; НП Малая Топаль

[Fig. 2. Examples of various types of residential houses located in the settlements of the Bryansk region (the photos were taken in July–August 2020):

- a – a wooden house in settlement Zlynka; the walls are built of logs; the foundation is built of red bricks;
- b – the walls of the house are made of concrete panels; settlement Malaya Topal';
- c – the walls of the house are built of white (silicate) bricks; city of Novozybkov;
- d – the walls of the house are made of wooden boards and lined with a layer of white (silicate) bricks on the outside; the foundation is made of red bricks; settlement Malaya Topal']



Рис. 3. Размещение спектрометра-дозиметра AT6101D при проведении гамма-спектрометрических измерений внутри жилого дома; НП Малая Топаль, август 2020 г.

[Fig. 3. Placement of the spectrometer-dosimeter AT6101D during gamma spectrometric measurements inside a residential building; settlement Malaya Topal', August 2020]

Для вычисления мощности $МАЭД_{Cs}$ (нЗв/ч) на основании данных полевых измерений, выполненных с помощью МКС AT6101D в выбранной точке, и выведенных средних значений эмпирических коэффициентов (выражение 2) мы использовали следующую общую формулу:

$$МАЭД_{Cs} = МАЭД_{сум} - КП_i \times A_{эфф} - B_i, \quad (3)$$

где $МАЭД_{сум}$ – общая мощность AMBIENTного эквивалента дозы (нЗв/ч); $A_{эфф}$ – эффективная удельная активность природных радионуклидов (Бк/кг); $КП_i$ – коэффициент преобразования $A_{эфф}$ в $МАЭД_{ПРН}$ (0,57 (нЗв/ч)/(Бк/кг) для помещений); B_i – вклад за счет космического излучения и собственного шума прибора (7 нЗв/ч для помещений).

Вычисление эффективной дозы внешнего облучения

Для вычисления компонента годовой эффективной дозы внешнего облучения (ЭД) взрослого человека, обусловленного его пребыванием внутри жилого дома, использовали следующую формулу:

$$ЭД_i = МАЭД_i \times a_i \times b_i \times t_j \times 10^{-6}, \quad (4)$$

где $ЭД_i$ – годовая эффективная доза от гамма-излучения i -го радионуклида, мЗв/год; $МАЭД_i$ – мощность AMBIENTного эквивалента дозы гамма-излучения i -го радионуклида, нЗв/ч; a_i – коэффициент перехода от AMBIENTного эквивалента дозы к керме в воздухе для гамма-излучения i -го радионуклида, Гр/Зв; b_i – коэффициент перехода от кермы в воздухе к ЭД для гамма-излучения i -го радионуклида, Зв/Гр; t_j – время нахождения представителя j -й группы населения внутри дома, ч/год; 10^{-6} – фактор преобразования нЗв в мЗв.

Значения коэффициентов a_i и b_i приняты равными: для ^{137}Cs – 0,68 Гр/Зв и 0,71 Зв/Гр; для природных радионуклидов – 0,8 Гр/Зв и 0,7 Зв/Гр [21–23]. Величина t_j варьирует в зависимости от того, к какой группе населения принадлежит человек, проживающий на радиоактивно-загрязненной территории. По оценкам Golikov et al. [4], наибольшую долю времени (0,68 или 5960 ч в год) в жилых домах находятся пенсионеры, а наименьшую долю (0,47 или 4120 ч в год) – люди, работающие вне помещений. Эти значения получены для сельских НП Брянской области более 20 лет тому назад. К сожалению, более свежих оценок продолжительности времени, которое проводит человек в жилом помещении в Брянской области, нами в доступной литературе не найдено. Поэтому в качестве первого приближения мы использовали для вычислений ЭД значения t_j из работы [4].

Статистическая обработка результатов измерений

Статистический анализ и построение диаграмм проводили с использованием EXCEL для Windows. Кроме того, для вычисления коэффициента корреляции Спирмана (R_{sp}) использовали интернет-платформу свободного доступа [24]. Для определения различий между группами применяли непараметрический U-тест Манна – Уитни [25].

Результаты и обсуждение

Результаты статистического анализа полученных значений $МАЭД_{сум}$, $МАЭД_{ПРН}$ и $МАЭД_{Cs}$ с представлением медианы, средней величины, стандартного отклонения и коэффициента вариации для всей выборки и отдельно для каждого из трех типов домов приведены в таблице 1.

Таблица 1

Измеренная мощность AMBIENTного эквивалента дозы от всех источников ($МАЭД_{сум}$), вычисленная мощность AMBIENTного эквивалента дозы от природных радионуклидов ($МАЭД_{ПРН}$) и ^{137}Cs ($МАЭД_{Cs}$), и нормализованная мощность AMBIENTного эквивалента дозы от ^{137}Cs ($МАЭД_{Cs-норм}$) в одноэтажных жилых домах в населенных пунктах Брянской области в 2020–2021 гг.

[Table 1]

Measured ambient dose equivalent rate from all sources ($ADER_{tot}$), calculated ambient dose equivalent rate from natural radionuclides ($ADER_{NRN}$) and ^{137}Cs ($ADER_{Cs}$), and normalized ambient dose equivalent rate from ^{137}Cs ($ADER_{Cs-norm}$) in one-story residential houses in settlements of the Bryansk region in 2020–2021]

Параметр [Parameter]	$МАЭД_{сум}$ (нЗв/ч) [$ADER_{tot}$ (nSv/h)]	$МАЭД_{ПРН}$ (нЗв/ч) [$ADER_{NRN}$ (nSv/h)]	$МАЭД_{Cs}$ (нЗв/ч) [$ADER_{Cs}$ (nSv/h)]	$МАЭД_{Cs-норм}$ (нЗв/ч)/(кБк/м ²)* [$ADER_{Cs-norm}$ (nSv/h)/(kBq/m ²)*]
Все разновидности домов [All types of houses], n = 115				
Минимум [Minimum]	42	27	-2	-0,06
Максимум [Maximum]	228	122	178	1,91
Медиана [Median]	69	43	15	0,08
Средняя [Mean]	77	47	23	0,11

Параметр [Parameter]	МАЭД _{сум} (нЗв/ч) [ADER _{tot} (nSv/h)]	МАЭД _{ПРН} (нЗв/ч) [ADER _{NRN} (nSv/h)]	МАЭД _{CS} (нЗв/ч) [ADER _{CS} (nSv/h)]	МАЭД _{CS-норм} (нЗв/ч)/(кБк/м ²)* [ADER _{CS-norm} (nSv/h)/(kBq/m ²)*]
С.о. [SD]	30	14	31	0,19
КВ (%) [CV (%)]	39	31	134	170
Деревянные дома [Wooden houses], n = 51				
Минимум [Minimum]	45	27	-1	-0,05
Максимум [Maximum]	228	59	178	1,91
Медиана [Median]	69	41	20	0,09
Средняя [Mean]	79	42	30	0,13
С.о. [SD]	34	8	35	0,26
КВ (%) [CV (%)]	43	19	116	200
Щитовые дома, обложенные кирпичом [Frame-panel houses lined with bricks], n = 30				
Минимум [Minimum]	47	28	1	0,02
Максимум [Maximum]	185	65	140	0,49
Медиана [Median]	70	40	19	0,14
Средняя [Mean]	81	42	32	0,16
С.о. [SD]	33	9	35	0,12
КВ (%) [CV (%)]	41	22	108	78
Кирпичные и панельные дома [Brick and panel houses], n = 34				
Минимум [Minimum]	42	31	-2	-0,06
Максимум [Maximum]	130	122	23	0,29
Медиана [Median]	71	60	4	0,03
Средняя [Mean]	71	58	7	0,05
С.о. [SD]	18	19	6	0,06
КВ (%) [CV (%)]	26	33	99	131

* – приведено на официально установленное значение средней плотности загрязнения почвы ¹³⁷Cs [19] в населенном пункте в текущем году [* – normalized to officially established value of the density of soil contamination with ¹³⁷Cs [19] in a settlement in current year]. С.о. – стандартное отклонение [SD – standard deviation]; КВ – коэффициент вариации (%) [CV – coefficient of variation (%)].

Для объединенной выборки жилых домов всех типов (n = 115) значения МАЭД_{сум} находились в диапазоне от 42 до 228 нЗв/ч (средняя = 77 нЗв/ч). Статистическая неопределенность измерения МАЭД_{сум} во всех случаях не превышала 2% с 95% вероятностью.

Значения МАЭД_{ПРН} варьировали от 27 до 122 нЗв/ч. Средние значения МАЭД_{ПРН} в группах деревянных и щитовых домов оказались одинаковыми (по 42 нЗв/ч). МАЭД_{ПРН} была заметно больше в каменных домах (средняя = 58 нЗв/ч) по сравнению с деревянными и щитовыми домами. Различия между каменными и щитовыми домами были статистически значимыми (тест Манна – Уитни, P < 0,01). Такие же различия были определены между каменными и деревянными домами (P < 0,01).

Вычисленные значения МАЭД_{CS} в жилых домах (n = 115) варьировали от -2 до 178 нЗв/ч. Вклад МАЭД_{CS} в МАЭД_{сум} находился в диапазоне от -5 до 79% при средней величине 20%. Присутствие значений с отрицательным знаком можно объяснить условиями вычисления МАЭД_{CS}, основанными на вычитании из МАЭД_{сум} величины МАЭД_{ПРН} (выражение 3). В отличие от МАЭД_{сум}, ста-

тистическая неопределенность измерений которой не превышала 2%, значения МАЭД_{ПРН} имели намного более существенную неопределенность. Средняя статистическая неопределенность измерения А_{эфф} и, соответственно, МАЭД_{ПРН} была равна 11% (диапазон 8–15%) при 95% вероятности. Поэтому при низких истинных уровнях техногенного компонента (10 нЗв/ч и менее) его оценка (результаты вычислений) вполне может иметь отрицательный знак (манифестированная заниженная оценка). При этом следует учитывать и существование обратной ситуации, при которой в каких-то наблюдениях оценка техногенного компонента будет завышена. В нашей выборке из 115 домов пренебрежимо малые отрицательные значения МАЭД_{CS} (диапазон -(1–2) нЗв/ч) были вычислены всего для 4 случаев. Заниженные оценки нивелировались при вычислении среднего и медианного значения по достаточной большой выборке (115 наблюдений; средняя = 23 нЗв/ч; медиана = 15 нЗв/ч).

Весьма выраженная вариабельность МАЭД_{CS} внутри домов в определенной степени была связана со значительным разбросом значений загрязнения территории

населенных пунктов ^{137}Cs (27–533 кБк/м²). Коэффициент корреляции Спирмена для пары $\text{МАЭД}_{\text{Cs}}/\text{A}_{\text{Cs-оф}}$ имел положительный знак и был равен 0,39. Корреляция была слабой, однако статистически значимой ($P < 0,01$). Графически это соотношение между двумя переменными представлено на рисунке 4. Для дальнейшего анализа мы будем использовать значение МАЭД_{Cs} , нормализованное на среднюю плотность загрязнения почвы ^{137}Cs в том НП, где проводилось измерение ($\text{МАЭД}_{\text{Cs-норм}}$, (нЗв/ч)/(кБк/м²)).

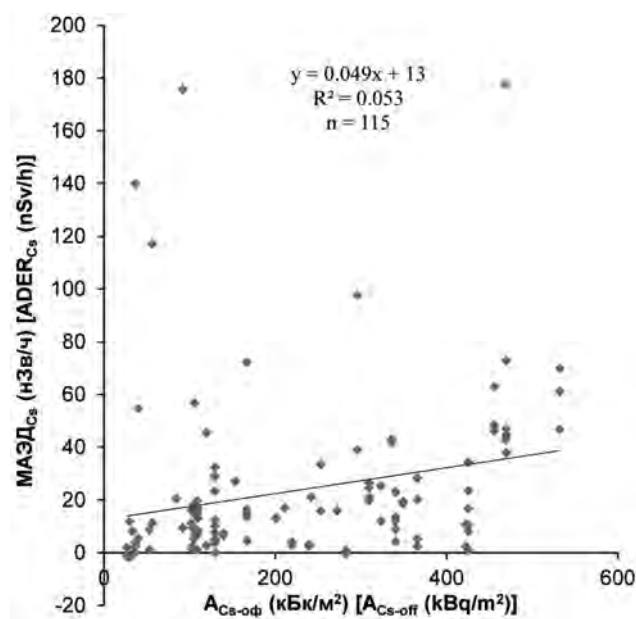


Рис. 4. Соотношение между МАЭД_{Cs} внутри одноэтажного жилого дома и $\text{A}_{\text{Cs-оф}}$ в населенном пункте. Юго-западные районы Брянской области, 2020–2021 гг.

[Fig. 4. Relationship between ADER_{Cs} inside one-story residential house and $\text{A}_{\text{Cs-off}}$ in settlement. The south-west districts of the Bryansk region, 2020–2021]

Разброс вычисленных значений $\text{МАЭД}_{\text{Cs-норм}}$ внутри домов был также очень широким: от -0,06 до 1,91 (нЗв/ч)/(кБк/м²) (см. табл. 1). В определенной мере эта вариабельность была связана с различиями между типами домов по поглощающим свойствам стен в отношении гамма-излучения, проникающего внутрь дома от внешнего источника (например, почва, загрязненная ^{137}Cs , на огородах). Значения $\text{МАЭД}_{\text{Cs-норм}}$ в группе каменных домов было статистически значимо ($P < 0,01$) меньше соответствующих значений для группы деревянных домов и щитовых домов. Небольшие различия между щитовыми и деревянными домами также оказались статистически значимыми ($P < 0,05$).

Результаты статистической обработки значений $\text{МАЭД}_{\text{Cs-норм}}$, распределенных в зависимости от времени постройки дома, приведены в таблице 2. Из таблицы 2 видно, что медианные и средние значения $\text{МАЭД}_{\text{Cs-норм}}$ для домов, возведенных до аварии, были меньше, чем таковые для домов, которые были построены уже после аварии. Эти различия во всех трех группах были статистически значимы ($P < 0,01$). Отметим, что после разделения выборок домов по времени постройки коэффициент вариации $\text{МАЭД}_{\text{Cs-норм}}$ в большинстве подгрупп заметно уменьшился (см. табл. 1 и 2).

Ранее в процессе дезактивационных работ, выполненных на территории Брянской области [2, 3, 26, 27], было установлено, что в жилых домах, построенных до аварии, основным источником техногенного гамма-излучения являлась радиоактивно-загрязненная почва вокруг зданий. Определенный вклад вносили также радионуклиды, отложившиеся на кровле крыши и наружной поверхности стен здания. Сопоставление полевых гамма-спектров (примеры даны на рисунке 5) и значений $\text{МАЭД}_{\text{Cs-норм}}$ в зависимости от времени постройки (см. табл. 2) показывает, что в нашей выборке домов (или в какой-то части из нее), построенных уже после аварии, существует дополнительный источник (источники) тех-

Таблица 2

Нормализованная мощность амбиентного эквивалента дозы от ^{137}Cs ($\text{МАЭД}_{\text{Cs-норм}}$) в одноэтажных жилых домах, построенных до или после Чернобыльской аварии. Населенные пункты Брянской области, 2020–2021 гг.

[Table 2

Normalized ambient dose equivalent rate from ^{137}Cs ($\text{ADER}_{\text{Cs-norm}}$) in one-story residential houses constructed before or after the Chernobyl accident. Settlements of the Bryansk region, 2020–2021]

Параметр [Parameter]	$\text{МАЭД}_{\text{Cs-норм}}$ (нЗв/ч)/(кБк/м ²)* [$\text{ADER}_{\text{Cs-norm}}$ (нSv/h)/(kBq/m ²)*					
	Деревянные дома [Wooden houses]		Щитовые дома, обложенные кирпичом [Frame-panel houses lined with bricks]		Кирпичные и панельные дома [Brick and panel houses]	
	до [before]	после [after]	до [before]	после [after]	до [before]	после [after]
Минимум [Minimum]	-0,05	0,38	0,02	0,02	-0,06	0,01
Максимум [Maximum]	0,24	1,91	0,10	0,49	0,09	0,29
Медиана [Median]	0,08	1,14	0,05	0,17	0,01	0,05
Средняя [Mean]	0,09	1,14	0,05	0,20	0,02	0,08
С.о. [SD]	0,05	н.в. [n.c.]	0,03	0,12	0,04	0,07
КВ (%) [CV (%)]	53	н.в. [n.c.]	58	59	156	88
n	42	2	7	22	21	13

* – приведено на официально установленное значение средней плотности загрязнения почвы ^{137}Cs [19] в населенном пункте в текущем году [* – normalized to officially established value of the density of soil contamination with ^{137}Cs [19] in a settlement in current year].

С.о. – стандартное отклонение [SD – standard deviation]; КВ – коэффициент вариации [CV – coefficient of variation]; n – число строений [n – number of buildings]; н.в. – не вычислялось [n.c. – not calculated].

ногенного излучения. Мощность этого источника может быть весьма существенной. В частности, максимальное значение $МАЭД_{Cs-норм}$ ($1,91$ (нЗв/ч)/(кБк/м²)), полученное для одного из деревянных домов (п. Непобедимый, Красногорский район), превышало максимальную величину $МАЭД_{Cs-норм}$ ($1,45$ (нЗв/ч)/(кБк/м²)) для 115 огородов, обследованных параллельно с домами [20]. Это, на первый взгляд, является парадоксом. Такая ситуация может быть объяснена следующим образом. Строительство дома в п. Непобедимый проходило в период аварии на ЧАЭС и вскоре после нее (в 1986–1987 гг.). По словам хозяина дома (он же его и возводил), в строительстве могли использоваться (и, скорее всего, использовались) радиоактивно-загрязненные материалы, в частности, древесина из зоны радиоактивного загрязнения и мох из местных болот. Специальной подготовки (дезактизации) земляной площадки перед возведением дома сделано не было. Поэтому логично допустить, что ^{137}Cs , присутствовавший в конструкционных элементах самого дома и в почве под ним, являлся основным источником гамма-излучения. Для подтверждения этого предположения нами был обследован соседний, тоже деревянный дом, построенный задолго до аварии и принадлежащий тому же хозяину, что и новый дом. Величина $МАЭД_{Cs-норм}$ для старого дома равнялась всего $0,10$ (нЗв/ч)/(кБк/м²), т.е. была в 19 раз меньше по сравнению с таковой для нового дома. При этом значения $МАЭД_{Cs-норм}$ на огородах, прилегающих к новому и старому домам, были практически одинаковыми: $0,44$ (нЗв/ч)/(кБк/м²) и $0,54$ (нЗв/ч)/(кБк/м²) соответственно. При возведении еще одного деревянного дома (д. Ширяевка, Гордеевский район), построенного после аварии, также использовали местные органические мате-

риалы, которые могли быть загрязнены радионуклидами цезия. По словам владельцев дома, никакой специальной подготовки территории (дезактизации участка) перед строительством не проводилось. Величина $МАЭД_{Cs-норм}$ ($0,38$ (нЗв/ч)/(кБк/м²)) внутри этого дома была в 4 раза больше, по сравнению со значением $0,09$ (нЗв/ч)/(кБк/м²), определенным для деревянного дома доаварийной постройки из того же населенного пункта.

Для щитовых и каменных домов, построенных после аварии, вероятность использования радиоактивно-загрязненных строительных материалов, по нашему мнению, невелика. В этой ситуации, так же, как и для домов, построенных до аварии, вполне определенным источником техногенного гамма-излучения являются радионуклиды в объектах окружающей среды снаружи дома. Вместе с тем, дополнительным источником излучения для каменных и щитовых домов, построенных после аварии, в части случаев, по-видимому, является ^{137}Cs в почве под домами. Этот вопрос нуждается в дальнейшем исследовании.

Вычисленные с использованием выражения (4) значения годовой ЭД, формирующейся при нахождении взрослого человека внутри жилого дома из числа тех, которые были обследованы нами в 2020–2021 гг. в Брянской области, варьировали от $0,06$ до $0,41$ мЗв/год для природных радионуклидов и от $< 0,01$ до $0,51$ мЗв/год для ^{137}Cs . В таблице 3 приведены средние значения годовой ЭД для пенсионеров – группы населения, наиболее облучаемой внутри жилого дома (за счет максимальной продолжительности пребывания в помещении). Как видно из таблицы 3, в среднем для всех типов домов в обследованных НП эффективная доза от природных радионуклидов до-

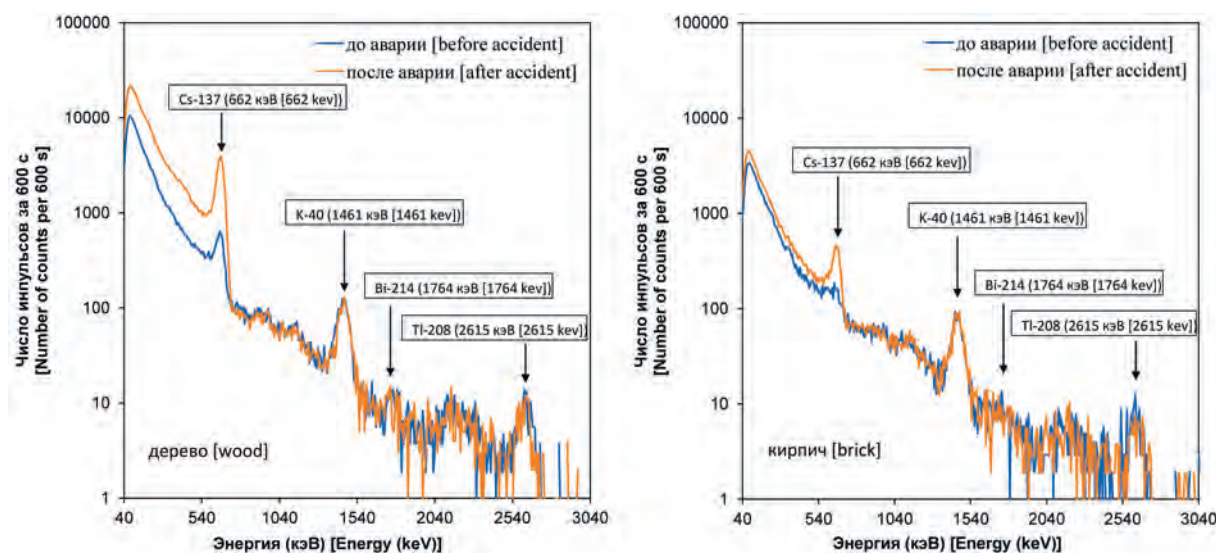


Рис. 5. Гамма-спектры, измеренные с использованием МКС АТ6101Д внутри одноэтажных жилых домов, которые были построены до или после Чернобыльской аварии в населенных пунктах Ширяевка (панель слева, два деревянных дома, август 2021 г.) и Новозыбков (панель справа, два кирпичных дома, август 2020 г.). Стрелки указывают положения пиков антропогенного радионуклида ^{137}Cs , а также природных радионуклидов ^{214}Bi (семейство ^{226}Ra), ^{208}Tl (семейство ^{232}Th) и ^{40}K . Можно видеть отчетливую разницу в высоте пика ^{137}Cs между домами, построенными до и после аварии

[Fig. 5. *In situ* gamma-ray spectra recorded with MKS AT6101D inside the residential one-story houses that had been built before or after the Chernobyl accident in the settlements Shiraevka (the left panel, two wooden houses, August 2021) and Novozybkov (the right panel, two brick houses, August 2020). The arrows show positions of peaks associated with the anthropogenic radionuclide ^{137}Cs and the natural radionuclides ^{214}Bi (^{226}Ra series), ^{208}Tl (^{232}Th series) and ^{40}K . One can see a distinct difference in the heights of the ^{137}Cs peak between the houses built before and after the accident]

минировала над дозой от ^{137}Cs ; для каменных домов эти различия были наиболее выраженными. Для группы людей, работающих вне помещений, т.е. для тех лиц, которые проводят наименьшую долю времени внутри жилых домов, значения годовой ЭД будут на 30% меньше тех, которые представлены в таблице 3.

Полученные в настоящем исследовании средние значения $\text{МАЭД}_{\text{ПРН}}$ и нормализованной МАЭД_{CS} можно использовать для оценки ЭД, формирующейся при нахождении человека внутри жилого дома применительно не только к обследованным, но и к другим населенным пунктам, отнесенным к зонам радиоактивного загрязнения в Брянской области. Для оценки годовой дозы от природных радионуклидов ($\text{ЭД}_{\text{ПРН}}$, мЗв/год) используем выражение (4) и величину $\text{МАЭД}_{\text{ПРН}}$, равную среднему значению $\text{МАЭД}_{\text{ПРН}}$, которое было определено в нашей работе для конкретной группы домов (см. табл. 1). Для вычисления годовой дозы от ^{137}Cs (ЭД_{CS} , мЗв/год) следует применить формулу, включающую величину средней плотности загрязнения почвы ^{137}Cs ($A_{\text{CS-оф}}$, кБк/м²), официально установленную для конкретного НП в текущем году:

$$\text{ЭД}_{\text{CS}} = \text{МАЭД}_{\text{CS-норм-к}} \times a_{\text{CS}} \times b_{\text{CS}} \times t_j \times 10^{-6} \times A_{\text{CS-оф}}, \quad (4)$$

где $\text{МАЭД}_{\text{CS-норм-к}}$ – среднее значение $\text{МАЭД}_{\text{CS-норм}}$ для k -й группы домов, (нЗв/ч)/(кБк/м²) (см. табл. 1 и 2); a_{CS} – коэффициент перехода от AMBIENTного эквивалента дозы к керме в воздухе для ^{137}Cs (0,68 Гр/Зв) [21]; b_{CS} – коэффициент перехода от кермы в воздухе к мощности эффективной дозы для ^{137}Cs (0,71 Зв/Гр) [23]; t_j – время пребывания представителя j -й группы населения внутри жилого дома; 10^{-6} – коэффициент конверсии нЗв в мЗв.

Для примера дадим оценку годовой ЭД для взрослого человека (пенсионера) за время его пребывания внутри жилого дома в населенном пункте, имеющем текущую плотность загрязнения почвы ^{137}Cs , равную 555 кБк/м² (15 Ки/км², нижняя граница зоны отселения). Для людей, проживающих в деревянных, щитовых и каменных домах, $\text{ЭД}_{\text{ПРН}}$ будет равна 0,14, 0,14 и 0,19 мЗв/год соответственно. ЭД_{CS} составит, соответственно, 0,21, 0,26 и 0,08 мЗв/год. Таким образом, даже при столь высоких уровнях радиоактивного загрязнения дозы внешнего облучения человека внутри жилого дома от ^{137}Cs и природных радионуклидов в настоящее время уже сопоставимы между собой. Среди 3 групп домов наибольшая средняя суммарная

доза облучения (от ^{137}Cs и природных радионуклидов) была оценена для щитовых домов (0,40 мЗв/год). Это несколько меньше, чем максимальное значение суммарной дозы внешнего облучения (0,46 мЗв/год), оцененное для случая проживания человека (пенсионера) в панельном жилом доме ($\text{МАЭД}_{\text{СУМ}} = 145$ нЗв/ч) из нашей «фоновой» выборки, которая была использована для определения коэффициента перехода от $A_{\text{эфф}}$ к мощности $\text{МАЭД}_{\text{ПРН}}$.

Заключение

В процессе выполнения работы с помощью портативного спектрометра-дозиметра АТ6101Д было экспериментально определено значение коэффициента перехода от эффективной удельной активности природных радионуклидов ($A_{\text{эфф}}$) к мощности AMBIENTного эквивалента дозы от природных радионуклидов ($\text{МАЭД}_{\text{ПРН}}$) внутри помещений.

Использование МКС АТ6101Д с учетом полученного значения коэффициента перехода от $A_{\text{эфф}}$ к $\text{МАЭД}_{\text{ПРН}}$ позволило определить вклады природных радионуклидов и ^{137}Cs в общую мощность AMBIENTного эквивалента дозы ($\text{МАЭД}_{\text{СУМ}}$) внутри 115 одноэтажных жилых домов, которые расположены в 46 населенных пунктах, отнесенных к зонам радиоактивного загрязнения в юго-западных районах Брянской области после аварии на ЧАЭС. Для периода 2020–2021 гг. показано, что в среднем вклад ^{137}Cs в $\text{МАЭД}_{\text{СУМ}}$ составляет 20% при максимальном значении 79%. Изучена зависимость между МАЭД_{CS} и официально установленной плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs в населенном пункте ($A_{\text{CS-оф}}$). Корреляция между этими переменными была слабой ($R_{\text{сп}} = 0,39$), однако статистически значимой ($P < 0,01$). Показано, что МАЭД_{CS} , нормализованное на $A_{\text{CS-оф}}$ ($\text{МАЭД}_{\text{CS-норм}}$), зависит как от типа строительных материалов, использованных для возведения стен дома, так и от времени постройки дома. Максимальные значения $\text{МАЭД}_{\text{CS-норм}}$ были определены для деревянных и каркасно-щитовых домов, построенных после аварии на ЧАЭС, а минимальные – для каменных домов, построенных до аварии.

Оцененные значения годовой эффективной дозы внешнего облучения, формирующейся при нахождении взрослого человека внутри жилого дома из числа тех, которые были обследованы нами в 2020–2021 гг. в Брянской области, варьировали от 0,06 до 0,41 мЗв/год для природных радионуклидов и от < 0,01 до 0,51 мЗв/год для ^{137}Cs .

Таблица 3

Средняя годовая эффективная доза внешнего облучения человека (группа пенсионеров) внутри одноэтажного жилого дома от природных радионуклидов ($\text{ЭД}_{\text{ПРН}}$) и ^{137}Cs (ЭД_{CS}). Оценки представлены для выборки из 115 домов, обследованных в Брянской области в 2020–2021 гг. Продолжительность пребывания человека внутри дома равна 5960 ч

[Table 3]

The average annual effective dose of external exposure to a person (the group of pensioners) inside a one-story residential house from natural radionuclides (ED_{NRN}) and ^{137}Cs (ED_{CS}). The estimates are provided for the sample of 115 houses surveyed in the Bryansk region in 2020–2021. The duration of the person stay inside the house is 5960 hours]

Локация [Location]	$\text{ЭД}_{\text{ПРН}}$ (мЗв/год) [ED_{NRN} (mSv/year)]	ЭД_{CS} (мЗв/год) [ED_{CS} (mSv/year)]
Деревянные дома [Wooden houses]	0,14	0,086
Щитовые дома, обложенные кирпичом [Frame-panel houses lined with bricks]	0,14	0,092
Кирпичные и панельные дома [Brick and panel houses]	0,19	0,020

Полученные в нашем исследовании средние значения МАЭД_{ПРН} и МАЭД_{Сs-норм} можно использовать для оценки текущих доз внешнего облучения человека при его нахождении внутри одноэтажного жилого дома в Брянской области. При этом следует учитывать как тип дома (деревянный, щитовой, каменный), так и время возведения строения – до аварии или после аварии.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Персональное участие авторов

В.П. Рамзаев провел полевые измерения, выполнил обработку гамма-спектров, написал черновик рукописи и представил окончательный вариант статьи в редакцию журнала.

А.Н. Барковский осуществил общее руководство выполнением работ, обеспечил привлечение финансирования, проанализировал данные и отредактировал промежуточный вариант статьи.

А.А. Братилова организовала проведение исследований в Брянской области и отредактировала промежуточный вариант статьи.

Благодарность

Авторы благодарны А.Б. Братилову за помощь при проведении полевых исследований. Авторы выражают глубокую признательность двум рецензентам за конструктивные замечания и рекомендации, позволившие значительно улучшить качество рукописи.

Источники финансирования

Финансирование работы осуществлялось по контракту № 0173100001419000019 с Роспотребнадзором.

Литература

- Голиков В.Ю. Дозиметрия внешнего облучения населения: сравнение аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-1» // Радиационная гигиена. 2020. Т.13, № 1. С. 27–37.
- Roed J., Lange C., Andersson K.G., et al. Decontamination in a Russian settlement. RISØ National Laboratory report Risø-R-870 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark. 1996.
- Roed J., Andersson K.G., Barkovsky A.N., et al. Mechanical decontamination tests in areas affected by the Chernobyl accident. RISØ National Laboratory report Risø-R-1029 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark. 1998.
- Golikhov V., Balonov M.I., Jacob P. External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident // Radiation and Environmental Biophysics. 2002. Vol. 41. P. 185–193.
- Ramzaev V., Yonehara H., Hille R., et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003 // Journal of Environmental Radioactivity. 2006. Vol. 85. P. 205–227.
- Bernhardsson C., Hörnlund M., Vodovatov A., Mattsson S. Variation in gamma dose rate in different locations following the Chernobyl accident. In D. Adliene (Ed.). Medical Physics in the Baltic States: Proceedings of the 11th International Conference on Medical Physics. 2013. P. 127–130. Kaunas University of Technology Press. URL: <http://www.medphys.lt/medphys2013/> (Дата обращения 30.01.2022).
- Golikhov V.Yu. Analysis of the long-term dynamics of external doses of the population after the Chernobyl accident // Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene. 2018. Vol. 11, No. 4. P. 39–50.
- Beck H.L., Condon W.J., Lowder W.M. Spectrometric techniques for measuring environmental gamma radiation. Health and Safety Laboratory New York Operations Office. AEC New York, New York. 1964.
- Beck H.L., DeCampo J., Gogolak C. In situ Ge (Li) and NaI (TI) gamma-ray spectrometry. USDOE Report HASL-258. 1972.
- ICRU – International Commission on Radiation Units and Measurements. Gamma-Ray Spectrometry in the Environment. ICRU report: 53, Bethesda, Maryland, USA. 1994.
- Clouvas A., Xanthos S., Antonopoulos-Domis M. Extended survey of indoor and outdoor terrestrial gamma radiation in Greek urban areas by in situ gamma spectrometry with a portable Ge detector // Radiation Protection Dosimetry. 2001. Vol. 94, No. 3. P. 233–246.
- Cinar H., Altundas S. A preliminary indoor gamma-ray measurements in some of the buildings at Karadeniz Technical University (Trabzon, Turkey) Campus Area // Eastern Anatolian Journal of Science. 2015. Vol. 1, No. 1. P. 10–19.
- Svoukis E., Tsertous H. Indoor and outdoor *in situ* high-resolution gamma radiation measurements in urban areas of Cyprus // Radiation Protection Dosimetry. 2007. Vol. 123, No. 3. P. 384–390.
- Ogura K., Hosoda M., Tamakuma Y., et al. Discriminative measurement of absorbed dose rates in air from natural and artificial radionuclides in Namie Town, Fukushima Prefecture // International Journal of Environmental Research and Public Health. 2021. Vol. 18. P. 978.
- ATOMTEX. Спектрометр МКС АТ6101ДР. URL: <https://atomtex.com/ru/spektrometr-mks-at6101dr> (Дата обращения: 17.03.2022).
- Ramzaev V., Barkovsky A., Bernhardsson C., Mattsson S. Calibration and testing of a portable NaI(Tl) gamma-ray spectrometer-dosimeter for evaluation of terrestrial radionuclides and ¹³⁷Cs contributions to ambient dose equivalent rate outdoors // Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene. 2017. Vol. 10, No. 1. P. 18–29.
- Ramzaev V., Bernhardsson C., Barkovsky A., et al. A backpack γ -spectrometer for measurements of ambient dose equivalent rate, H*(10), from ¹³⁷Cs and from naturally occurring radiation: the importance of operator related attenuation // Radiation Measurements. 2017. Vol. 107. P. 14–22.
- Ramzaev V., Bernhardsson C., Dvornik A., et al. Calculation of the effective external dose rate to a person staying in the resettlement zone of the Vetka district of the Gomel region of Belarus based on *in situ* and *ex situ* assessments in 2016–2018 // Journal of Environmental Radioactivity. 2020. Vol. 214–215. P. 106168.
- Брук Г.Я., Романович И.К., Базюкин А.Б., и др. Средние годовые эффективные дозы облучения в 2017 году жителей населенных пунктов Российской Федерации, отнесенных к зонам радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС (для целей зонирования населенных пунктов) // Радиационная гигиена. 2017. Т. 10, № 4. С. 73–78.
- Рамзаев В.П., Барковский А.Н., Братилова А.А. Мощность амбиентного эквивалента дозы и плотность загрязнения почвы ¹³⁷Cs на огородах в населенных пунктах Брянской области России в 2020–2021 гг. // Радиационная гигиена. 2021. Т. 14, № 4. С. 85–95.
- Ramzaev V.P., Barkovsky A.N. On the relationship between ambient dose equivalent and absorbed dose in air in the case of large-scale contamination of the environment by radioactive cesium // Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene. 2015. Vol. 8, No. 3. P. 6–20.
- 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.

23. Golikov V., Wallström E., Wöhni T., et al. Evaluation of conversion coefficients from measurable to risk quantities for external exposure over contaminated soil by use of physical human phantoms // *Radiation and Environmental Biophysics*. 2007. Vol. 46. P. 375–382.
24. Wessa P. Spearman Rank Correlation (v1.0.3) in Free Statistics Software (v1.2.1). Office for Research Development and Education. 2017. URL: https://www.wessa.net/rwasp_spearman.wasp (Дата обращения 30.01.2022).
25. Автоматический расчет U-критерия Манна-Уитни. URL: https://www.psychol-ok.ru/statistics/mann-whitney/mann-whitney_02.html (Дата обращения 30.01.2022).
26. Балонов М.И., Голиков В.Ю., Пархоменко В.И., Пономарев А.В. Дезактивация населенных пунктов Брянской области после аварии на Чернобыльской АЭС // *Радиационная гигиена*. 2014. Т. 7, № 1. С. 5–15.
27. Ramzaev V., Barkovsky A., Mishine A., Andersson K.G. Decontamination tests in the recreational areas affected by the Chernobyl accident: efficiency of decontamination and long-term stability of the effects // *Journal of the Society for Remediation of Radioactive Contamination in the Environment*. 2013. Vol. 1, No. 2. P. 93–107.

Поступила: 06.04.2022 г.

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

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

Братилова Анжелика Анатольевна – научный сотрудник лаборатории внутреннего облучения Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Для цитирования: Рамзаев В.П., Барковский А.Н., Братилова А.А. Мощность амбиентного эквивалента дозы от ^{137}Cs и природных радионуклидов в одноэтажных жилых домах в населенных пунктах Брянской области в 2020–2021 гг. // *Радиационная гигиена*. 2022. Т. 15, № 2. С. 95–107. DOI: 10.21514/1998-426X-2022-15-2-95-107

Ambient dose equivalent rate from ^{137}Cs and natural radionuclides in one-story residential buildings in settlements of the Bryansk region in 2020–2021

Valery P. Ramzaev, Anatoly N. Barkovsky, Anzhelika A. Bratilova

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

Method of in situ gamma-ray spectrometry was used to discriminate contributions of ^{137}Cs and natural radionuclides to ambient dose equivalent rate indoors in settlements located in the zones of radioactive contamination after the Chernobyl accident. The measurements using a portable scintillation gamma spectrometer-dosimeter were carried out in 115 individual one-story residential buildings in 46 settlements of the Bryansk region of Russia in the summer period of 2020–2021. According to official data, the average density of soil contamination with ^{137}Cs in the settlements ranged from 27 to 533 kBq/m². Based on the type of building materials that had been used to construct the walls, the surveyed houses were divided into three large groups: wooden (walls made of logs) – 51 buildings, stone (walls built of bricks and/or concrete panels) – 34 buildings, and frame-panel – 30 buildings. The latter had walls constructed of wooden panels with the inclusion of heat-insulating material. Outside, the walls of the frame-panel houses were lined with a layer of silicate (white) bricks. 70 houses were built before the accident and 37 – after the accident. In eight cases it was not

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

possible to reliably estimate the period of construction. The total ambient dose equivalent rate ranged from 42 to 228 nSv/h (average = 77 nSv/h). The values of the ambient dose equivalent rate from natural radionuclides were in the range 27–122 nSv/h. The average values of the ambient dose equivalent rate from natural radionuclides in the groups of wooden, frame-panel, and stone houses were 42, 42 and 58 nSv/h, respectively. The difference between stone houses and panel houses was statistically significant ($P < 0.01$). The same difference was found between stone houses and wooden houses ($P < 0.01$). The average values of the ambient dose equivalent rate from ^{137}Cs , normalized to the density of soil contamination with ^{137}Cs , were 0.13, 0.16, and 0.05 (nSv/h)/(kBq/m²) in wooden, frame-panel, and stone houses, respectively. The normalized ambient dose equivalent rates from ^{137}Cs in the group of stone houses were statistically significantly ($P < 0.01$) lower compared to the corresponding values for the groups of wooden houses and frame-panel houses. The small differences between frame-panel and wooden houses turned out to be statistically significant ($P < 0.05$). The median and mean values of the normalized ambient dose equivalent rate from ^{137}Cs for houses built before the accident were lower compared to those for houses built after the accident. These differences were statistically significant ($P < 0.01$) for all groups of houses. The mean values of the normalized ambient dose equivalent rate from ^{137}Cs and the ambient dose equivalent rate from natural radionuclides obtained in this study can be used to estimate the external effective dose to a person staying inside a one-story residential building. In this case, one should take into account not only the type of building materials used to construct the house, but also the time period of the construction: before or after the Chernobyl accident.

Key words: residential building, Chernobyl accident, ^{137}Cs , natural radionuclides, ambient dose equivalent rate, in situ, gamma-ray spectrometry.

Conflict of interests

The authors declare no conflict of interests.

Personal participation of authors

V.P. Ramzaev conducted field measurements, processed gamma spectra, wrote a draft of the manuscript and submitted the final version of the article to the editors of the journal.

A.N. Barkovsky provided overall direction for the work, secured funding, analyzed the data, and edited the interim version of the article.

A.A. Bratilova organized research in the Bryansk region and edited an intermediate version of the article.

Acknowledgments

The authors are grateful to A.B. Bratilov for help with field survey. The authors express their deep gratitude to two reviewers for constructive comments and recommendations, which significantly improved the quality of the manuscript.

Sources of funding

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

References

- Golikov VYu. Dosimetry of external population exposure: a comparison of the Chernobyl and Fukushima accidents. *Radiatsionnaya gygiena = Radiation Hygiene*. 2020;13(1): 27–37. (In Russian)
- Roed J, Lange C, Andersson KG, Prip H, Olsen S, Ramzaev VP, et al. Decontamination in a Russian settlement. RISØ National Laboratory report Risø-R-870 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark. 1996.
- Roed J, Andersson KG, Barkovsky AN, Fogh CL, Mishine AS, Olsen S, et al. Mechanical decontamination tests in areas affected by the Chernobyl accident. RISØ National Laboratory report Risø-R-1029 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark. 1998.
- Golikov V, Balonov MI, Jacob P. External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident. *Radiation and Environmental Biophysics*. 2002;41: 185–193.
- Ramzaev V, Yonehara H, Hille R, Barkovsky A, Mishine A, Sahoo S, et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in Bryansk region, Russia in 1996–2003. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006;85: 205–227.
- Bernhardsson C, Hörnlund M, Vodovatov A, Mattsson S. Variation in gamma dose rate in different locations following the Chernobyl accident. In D. Adliene (Ed.), *Medical Physics in the Baltic States: Proceedings of the 11th International Conference on Medical Physics*. 2013. P. 127–130. Kaunas University of Technology Press. Available on: <http://www.medphys.lt/medphys2013/> (Accessed 30 January 2022).
- Golikov VYu. Analysis of the long-term dynamics of external doses of the population after the Chernobyl accident. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2018;11(4): 39–50.
- Beck HL, Condon WJ, Lowder WM. Spectrometric techniques for measuring environmental gamma radiation. Health and Safety Laboratory New York Operations Office. AEC New York, New York. 1964.
- Beck HL, DeCampo J, Gogolak C. In situ Ge(Li) and NaI(Tl) gamma-ray spectrometry. USDOE Report HASL-258. 1972.
- ICRU – International Commission on Radiation Units and Measurements. Gamma-Ray Spectrometry in the Environment. ICRU report: 53, Bethesda, Maryland, USA. 1994.
- Clouvas A, Xanthos S, Antonopoulos-Domis M. Extended survey of indoor and outdoor terrestrial gamma radiation in Greek urban areas by in situ gamma spectrometry with a portable Ge detector. *Radiation Protection Dosimetry*. 2001;94(3): 233–246.
- Cinar H, Altundas S. A preliminary indoor gamma-ray measurements in some of the buildings at Karadeniz Technical University (Trabzon, Turkey) Campus Area. *Eastern Anatolian Journal of Science*. 2015;1(1): 10–19.
- Svoukis E, Tsertous H. Indoor and outdoor *in situ* high-resolution gamma radiation measurements in urban areas of Cyprus. *Radiation Protection Dosimetry*. 2007;123(3): 384–390.
- Ogura K, Hosoda M, Tamakuma Y, Suzuki T, Yamada R, Negami R, et al. Discriminative measurement of absorbed dose rates in air from natural and artificial radionuclides in Namie Town, Fukushima Prefecture. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2021;18: 978.
- ATOMTEX. Spectrometer AT6101DR. Available on: <https://atomtex.com/en/at6101dr-spectrometer>. (Accessed 17 March 2022). (In Russian)
- Ramzaev V, Barkovsky A, Bernhardsson C, Mattsson S. Calibration and testing of a portable NaI(Tl) gamma-ray spectrometer-dosimeter for evaluation of terrestrial radio-

- nuclides and ^{137}Cs contributions to ambient dose equivalent rate outdoors. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2017;10(1): 18–29.
17. Ramzaev V, Bernhardsson C, Barkovsky A, Romanovich I, Jarneborn J, Mattsson S, et al. A backpack γ -spectrometer for measurements of ambient dose equivalent rate, $\text{H}^*(10)$, from ^{137}Cs and from naturally occurring radiation: the importance of operator related attenuation. *Radiation Measurements*. 2017;107: 14–22.
 18. Ramzaev V, Bernhardsson C, Dvornik A, Barkovsky A, Vodovatov A, Jönsson M, et al. Calculation of the effective external dose rate to a person staying in the resettlement zone of the Vetka district of the Gomel region of Belarus based on *in situ* and *ex situ* assessments in 2016–2018. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2020;214–215: 106168.
 19. Bruk GYa, Romanovich IK, Bazyukin AB, Bratilova AA, Vlasov AYu, Gromov AV, et al. 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), 2017. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2017;10(4): 73–78. (In Russian).
 20. Ramzaev VP, Barkovsky AN, Bratilova AA. Ambient dose equivalent rate and soil contamination density with ^{137}Cs in kitchen gardens in settlements of the Bryansk region, Russia in 2020–2021. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2021;14(4): 85–95. (In Russian).
 21. Ramzaev VP, Barkovsky AN. On the relationship between ambient dose equivalent and absorbed dose in air in the case of large-scale contamination of the environment by radioactive cesium. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2015;8(3): 6–20.
 22. 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.
 23. Golikov V, Wallström E, Wöhni T, Tanaka K, Endo S, Hoshi M. Evaluation of conversion coefficients from measurable to risk quantities for external exposure over contaminated soil by use of physical human phantoms. *Radiation and Environmental Biophysics*. 2007;46: 375–382.
 24. Wessa P. Spearman Rank Correlation (v1.0.3) in Free Statistics Software (v1.2.1). Office for Research Development and Education. 2017. Available on: https://www.wessa.net/rwasp_spearman.wasp (Accessed 30 January 2022).
 25. Automatic calculation of the Mann-Whitney U-test. Available on: https://www.psychol-ok.ru/statistics/mann-whitney/mann-whitney_02.html (Accessed 30 January 2022). (In Russian).
 26. Balonov MI, Golikov VYu, Parkhomenko VI, Ponomarev AV. Decontamination of localities in the Bryansk region after the Chernobyl accident. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2014;7(1): 5–15. (In Russian).
 27. Ramzaev V, Barkovsky A, Mishine A, Andersson KG. Decontamination tests in the recreational areas affected by the Chernobyl accident: efficiency of decontamination and long-term stability of the effects. *Journal of the Society for Remediation of Radioactive Contamination in the Environment*. 2013;1(2): 93–107.

Received: April 06, 2022

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

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

Anzhelika A. Bratilova – Research Fellow of Internal Radiation Laboratory of Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Wellbeing, Saint-Petersburg, Russia

For citation: Ramzaev V.P., Barkovsky A.N., Bratilova A.A. Ambient dose equivalent rate from ^{137}Cs and natural radionuclides in one-story residential buildings in settlements of the Bryansk region in 2020–2021. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2022. Vol. 15, No. 2. P. 95–107. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2022-15-2-95-107