

К вопросу о связи между амбиентным эквивалентом дозы и поглощенной дозой в воздухе в условиях загрязнения окружающей среды радиоактивным цезием

В.П. Рамзаев, А.Н. Барковский

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

Одной из основных целей настоящего исследования являлось экспериментальное установление соотношения между значениями мощности амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$, и мощности поглощенной дозы в воздухе, $\dot{D}$, в условиях радиоактивного загрязнения окружающей среды в связи с аварией на Чернобыльской АЭС. В период 1996–2010 гг. на территории загрязненных районов Брянской области было выполнено более чем 800 измерений мощности дозы гамма-излучения в воздухе. Измерения проводились в основном в ареалах сельских населенных пунктов в типичных локациях как вне помещений (двор, огород, улица, пахотное поле, целинные луговые участки, лес), так и внутри помещений — в одноэтажных деревянных домах. Было опробовано пять типов гамма-дозиметров, включенных в Государственный реестр средств измерения Российской Федерации. Во всех приборах используются сцинтилляционные детекторы. Принцип действия всех дозиметров основан на использовании высокочувствительного метода гамма-спектрометрии. Приборы были калиброваны в таких единицах, как мощность экспозиционной дозы, $\dot{X}$ (Р/час), мощность поглощенной дозы в воздухе, $\dot{D}$ (Гр/ч), и мощность амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$ (Зв/час). Очень хорошее согласие результатов измерений было обнаружено между приборами, калиброванными в одних и тех же единицах: соотношение между показаниями пар тестируемых приборов было близко к 1, а коэффициент корреляции (Пирсона или Спирмена) был выше 0,99. Значения отношения $\dot{H}^*(10)$ к $\dot{D}$ зависели от локации, где проводились измерения, и колебались от 1,23 Зв/Гр для целинных лугов и лесов до 1,47 Зв/Гр внутри деревянных домов и над заасфальтированными улицами. Значения отношения $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$, вычисленные для отдельных точек измерения, оказались обратно пропорциональны значениям средней энергии гамма-излучения, определенной с помощью полевого гамма-спектрометра в тех же точках. Эта связь является статистически значимой: коэффициент корреляции Спирмена равен $-0,833$ ($P < 0,01$; $n = 9$). Для всего ареала населенного пункта среднее отношение $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$ составляло 1,33 Зв/Гр. Коэффициент перехода от мощности амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$, к мощности эффективной дозы внешнего облучения, $\dot{E}$, в отдаленный период времени после радиоактивных выпадений оценивается для взрослых жителей значением 0,52 Зв/Зв. Результаты работы обсуждаются в сравнении с данными, полученными другими исследователями после аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима-1».

Ключевые слова: амбиентный эквивалент дозы, поглощенная доза в воздухе, эффективная доза внешнего облучения, коэффициент перехода, Чернобыль, Фукусима, радиоцезий.

Введение

При организации и проведении долговременных (многолетних) мониторинговых работ по контролю радиационной обстановки и доз облучения населения исследователь может столкнуться с проблемой сравнимости результатов, полученных с использованием различных средств измерения. Такая проблема обозначилась в последние годы и при оценке доз внешнего облучения населения, проживающего в зонах радиоактивного загрязнения, образовавшихся в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС).

До недавнего времени очень многие приборы, предназначенные для измерения мощности дозы гамма-излучения в воздухе, были калиброваны в единицах экспозиционной дозы, X (рентген, Р), исторически являющейся

первой количественной мерой ионизирующего излучения. От этой величины легко перейти к керме в воздухе, K (грэй, Гр), или поглощенной дозе в воздухе (в условиях электронного равновесия), D (Гр), используя коэффициент, значения которого очень мало меняются в зависимости от энергии гамма-квантов [1]. Так, разница между крайними значениями этого коэффициента в диапазоне энергий 50–1250 кэВ не превышает 1%. При экспозиционной дозе, равной 1 Р, значение K или D (в условиях электронного равновесия) будет равно 0,0088 Гр [2]. В свою очередь, от физической величины кермы или поглощенной дозы в воздухе (для заданной геометрии облучения) можно перейти к эффективной дозе у человека,

✉ 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.

E (зиверт, Зв) [3, 4, 5, 6]. В ситуации Чернобыльского загрязнения экспериментально установленные значения коэффициента перехода от K (или D) к E имеют обратную зависимость от массы тела человека и колеблются от 0,69 Зв/Гр для взрослых до 0,95 Зв/Гр для младенцев (рисунок 2 из работы [7]). На завершающем этапе оценки аварийной дозы учитывается распределение времени, которое человек проводит в различных локациях, и рассчитывается суммарная доза внешнего облучения за искомым временной промежуток, – обычно за 1 год [6, 8]. Рассмотренная система перехода от одних измеренных величин к другим позволяет получить сравнимые результаты оценки эффективной дозы (нормируемая величина) для человека на основе данных, полученных с использованием гамма-дозиметров, калиброванных в различных единицах мощности дозы.

Для большинства приборов, производимых в настоящее время и используемых для контроля доз гамма-излучения в условиях радиоактивного загрязнения окружающей среды, наиболее распространенной измеряемой величиной является амбиентный эквивалент дозы, $H^*(10)$ (зиверт, Зв), и/или его мощность, $\dot{H}^*(10)$. В системе дозиметрических величин эта операционная величина является консервативной оценкой нормируемой величины – эффективной дозы, E (Зв) [3, 4, 9]. К сожалению, в каждой конкретной ситуации облучения степень такого консерватизма невозможно предсказать без проведения дополнительных расчетов и/или измерений с использованием гамма-спектрометров [10]. Все дело в том, что отношение $H^*(10)$ к E меняется в зависимости от как геометрии облучения, так и энергии гамма-квантов (таблица А.21 в публикации № 74 ICRP [3] и таблица А.2. в публикации № 116 ICRP [4]). Расчетная зависимость отношения $H^*(10)/K$ и E/K (для изотропной и ротационной геометрий облучения, наиболее близко соответствующих условиям облучения человека от радиоактивного загрязнения окружающей среды) в зависимости от энергии гамма-излучения графически представлена на рисунке 1. Отношение $H^*(10)/K$ увеличивается от 1,19 Зв/Гр до 1,74 Зв/Гр при уменьшении энергии излучения от 800 кэВ до 60 кэВ [3]. В свою очередь, для изотропной геометрии облучения взрослого человека коэффициент перехода от кермы в воздухе к эффективной дозе уменьшается от 0,708 Зв/Гр до 0,675 Зв/Гр при уменьшении энергии излучения от 800 кэВ до 300 кэВ, а затем увеличивается до 0,773 Зв/Гр при снижении энергии до 80 кэВ [4]. Сходная картина наблюдается и при ротационной геометрии облучения, но отношение E/K для этой геометрии заметно выше, чем таковое для изотропной геометрии (рис. 1).

Основной целью настоящей работы являлось экспериментальное определение среднего значения отношения операционной величины $H^*(10)$ к физической величине D в отдаленный период времени после радиоактивного загрязнения окружающей среды на примере Чернобыльской аварии. Для достижения этой цели были решены следующие задачи:

а) изучена сходимость результатов измерений мощности дозы в воздухе при использовании различных дозиметров, градуированных в одних и тех же дозиметрических величинах;

б) определена средняя энергия гамма-излучения в типичных локациях;

в) изучено соотношение результатов измерений мощности дозы в воздухе при использовании дозиметров, градуированных в различных дозиметрических величинах: мощности амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$, и мощности поглощенной дозы в воздухе, $\dot{D}$.

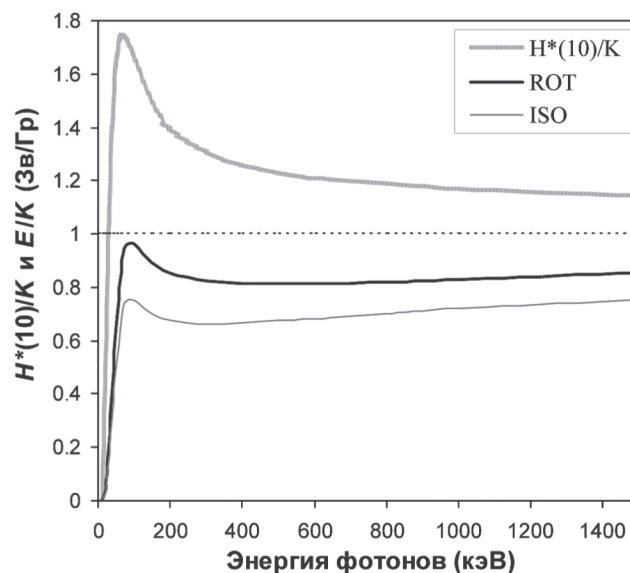


Рис. 1. Отношение амбиентного эквивалентна дозы, $H^*(10)$, к керме в воздухе, K , а также эффективной дозы, E , к K для ротационной (ROT) и изотропной (ISO) геометрии внешнего облучения антропоморфной компьютерной модели взрослого человека в зависимости от энергии фотонов. Рисунок построен на основе значений, приведенных в таблице А.21. документа ICRP № 74 [3] и таблице А.2. документа ICRP № 116 [4]

На основании полученных экспериментальных данных даются рекомендации по практическому применению операционной величины $H^*(10)$ для оценки эффективной дозы внешнего облучения человека, E , в случае широкомасштабного загрязнения территории радионуклидами цезия.

Исследования проводились, начиная с 1996 г., в рамках программ по мониторингу радиоактивного загрязнения территории Брянской области в связи с аварией на ЧАЭС [8, 11, 12, 13, 14].

Материалы и методы

Приборы

Для измерения мощности дозы гамма-излучения применяли дозиметры, произведенные в разные годы фирмой «АТОМТЕХ» (Минск, Беларусь), и опытные образцы портативного спектрометра-дозиметра гамма- и рентгеновского излучения МКС-СК1 «СКИФ» фирмы «СИНКО» (Санкт-Петербург, Россия). Принцип действия всех приборов основан на использовании высокочувствительного метода гамма-спектрометрии [15, 16, 17]. Все используемые приборы внесены в Государственный реестр средств измерений Российской Федерации.

Основным рабочим инструментом в данном исследовании являлся монитор гамма-излучения EL 1101, который имеет выносной блок детектирования на основе стандартного сцинтилляционного детектора с кристаллом

Nal (Ti) (диаметром 25 мм и толщиной 16 мм). Прибор предназначен для измерения мощности экспозиционной дозы, $\dot{X}$ (P/ч), и мощности амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$ (Зв/ч), в диапазоне энергий 50–3000 кэВ, а также средней энергии спектра регистрируемого гамма-излучения [15].

В ряде измерений применялся дозиметр-радиометр МКС-1117 (EL 1117), имеющий такой же, как и у монитора EL 1101, выносной блок детектирования со сцинтилляционным детектором Nal (Ti). Прибор EL 1117 предназначен для измерения $\dot{X}$ (P/ч), $\dot{H}^*(10)$ (Зв/ч) и мощности поглощенной дозы в воздухе (равна керме в воздухе при выполнении условий электронного равновесия), $\dot{D}$ (Гр/ч) [18]. Этот прибор позволяет определить соотношение между операционными и физическими величинами в выбранной точке по результатам всего одного измерения.

В более современных приборах, ДКС АТ-1121 и ДКС АТ-1123 (АТОМТЕХ, Беларусь), которые начали использоваться в нашей лаборатории с 2009 г. взамен приборов серии EL, в качестве основы для ткане-эквивалентного детектора диаметром 30 мм и толщиной 15 мм применена сцинтилляционная пластмасса с добавками тяжелых металлов. Детектор совмещен с блоком обработки информации и дисплеем в одном корпусе. К сожалению, эти дозиметры измеряют только амбиентный эквивалент дозы, $\dot{H}^*(10)$, и его мощность.

Для всех вышеописанных дозиметров фирмы «АТОМТЕХ» предел допускаемой основной относительной погрешности измерения мощности дозы при доверительной вероятности 95% не превышает $\pm 15\%$ при градуировке по источнику ^{137}Cs [16]. В процессе полевых и лабораторных измерений статистическая погрешность измерения мощности дозы находилась обычно в пределах 5–7% и не превышала 15%. Для оценки стабильности градуировочного значения в дозиметрах серии EL регулярно использовались контрольные источники 2-го разряда с радионуклидом ^{137}Cs типа ОСГИ-3-1 активностью 10–12 кБк (на момент аттестации источника).

Портативный спектрометр-дозиметр гамма- и рентгеновского излучения МКС-СК1 «СКИФ» имеет сцинтилляционный блок детектирования с кристаллом Nal(Ti) размером [63 мм (диаметр)×63 мм] и аналитический блок с 480-канальным амплитудным анализатором импульсов [17]. Для защиты от механических повреждений блок детектирования помещен в цилиндрический футляр, стенки которого сделаны из стали толщиной 1 мм. Калибровку спектрометров-дозиметров «СКИФ» по эффективности и энергии (от 50 кэВ до 3000 кэВ) проводили с помощью поверенных во ВНИИМ им. Д.И. Менделеева эталонных (образцовых) источников радионуклидных закрытых фотонного излучения (ОСГИ-3-2-1р) активностью (на 10.05.1999) 60 кБк (^{60}Co), 96 кБк (^{137}Cs), 43 кБк (^{152}Eu), 54 кБк (^{228}Th), 350 кБк (^{241}Am). При калибровке учитывались сведения и рекомендации, приведенные в работах [19, 20]. Для анализа полученных гамма-спектров использовали программное обеспечение фирмы «СИНКО» и Excel for Windows. При этом рассчитывались следующие компоненты мощности поглощенной дозы в воздухе:

- мощность дозы от природных радионуклидов (^{40}K , радионуклиды семейств ^{232}Th и ^{238}U);
- мощность дозы от первичных (нерассеянных) гамма-квантов ^{137}Cs ;

- мощность дозы от рассеянных гамма-квантов ^{137}Cs ;
- суммарная мощность дозы от первичных и рассеянных гамма-квантов от ^{137}Cs ;
- суммарная мощность дозы от ^{137}Cs и природных радионуклидов.

Энергетическое разрешение спектрометров не превышало 8% по линии 662 кэВ от ^{137}Cs – $^{137\text{m}}\text{Ba}$. Фоновые гамма-спектры, которые вычитались из полученных в рамках данного исследования спектров на начальном этапе обработки, были измерены над замерзшей поверхностью Финского залива в Ленинградской области и приведены к единице времени измерения. Систематическая погрешность измерения мощности поглощенной дозы, $\dot{D}$, спектрометром-дозиметром «СКИФ» составляет $\pm 20\%$. Время набора спектров подбиралось таким образом, чтобы статистическая ошибка оценки площади фотопика со средней энергией 662 кэВ не превышала 10% (1 сигма). Время измерения находилось в пределах 200–600 с (обычно 300 с).

В период 1996–2009 гг. для стандартизации измерений использовались алюминиевая тренога массой около 4 кг. Перед началом проведения измерений прибор устанавливался на треноге так, чтобы центр смотрящего вниз кристалла находился на высоте 1 м над поверхностью земли (локации вне помещений) или пола (локации внутри помещений). В 2010 г. в процессе измерений прибор (АТ-1121 и АТ-1123) удерживали в вытянутой руке на расстоянии 60–70 см от тела на высоте 1 м над поверхностью земли или пола, что, в соответствии с [21], является одной из рекомендуемых геометрий измерений.

Измерения проводились в отсутствие снежного покрова в весенне-осенний период в сухую погоду.

В условиях калибровки (в лаборатории) измерительные устройства располагались на треноге, установленной на расстоянии не менее 2 м от ближайшей стены. Эталонные источники размещались на расстоянии от 0,3 до 90 см от передней поверхности детектора.

Межлабораторные сличительные измерения мощности дозы гамма-излучения в воздухе, проведенные на радиоактивно загрязненной территории Брянской области в рамках выполнения российско-датской мониторинговой программы в 1997 г., показали хорошее совпадение между дозиметром EL 1101 и ионизационной камерой RSS-112 фирмы «Reuter Stokes» (США) [14]. Среднее и медианное значения отношения величин $\dot{X}$, зарегистрированных RSS-112 и EL 1101 в диапазоне значений 20–140 мкР/ч, были равны 1,01, а стандартное отклонение – 7%. Коэффициент корреляции Спирмена равнялся 0,996 ($P < 0,01$; $n = 20$). Эти значения выведены на основе рисунка 2 из отчета RISØ National Laboratory [14] после вычитания из первичных показаний приборов суммы их собственного фона и отклика на космическое излучение: 2,0 мкР/ч для EL 1101 и 3,6 мкР/ч для RSS-112.

Условия проведения измерений

Полевые измерения были выполнены в наиболее загрязненных районах Брянской области – Гордеевском, Злынковском, Клиновском, Красногорском и Новозыбковском в ареалах 35 населенных пунктов, расположенных между 52,44–53,10° северной широты и 31,55–32,29° восточной долготы. Полный перечень обследованных населенных пунктов, уровни их загряз-

нения ^{137}Cs (на 1986 г.) и годы, в течение которых проводились измерения, представлены в таблице 1. Значения начальной (в 1986 г.) плотности загрязнения ареалов этих населенных пунктов ^{137}Cs находились в диапазоне 110–4340 кБк/м² (среднее значение = 940 кБк/м² и медиана = 697 кБк/м²).

Измерения проводились в типичных локациях как вне помещений (двор, огород, улица, пахотное поле, целин-

ные луговые участки, лес), так и внутри помещений – в одноэтажных деревянных и кирпичных домах, предназначенных для круглогодичного или сезонного проживания. Дома были построены до аварии. Отметим, что в некоторых из обследованных населенных пунктов после аварии проводились дезактивационные работы [12, 13, 22], которые, в основном, затрагивали земляные участки (дворы), расположенные вблизи домов и улицы.

Таблица 1

Официально установленная плотность выпадений ^{137}Cs (на 1986 г.) [34] в обследованных населенных пунктах Брянской области

Район	Населенный пункт	Плотность выпадений ^{137}Cs (кБк/м ²)	Год обследования
Клинцовский	Смолевичи	110	1996
Клинцовский	Близна	155	1996
Клинцовский	Березовка	240	1996
Клинцовский	Лопатни	249	1996
Клинцовский	Клинцы	317	1996
Гордеевский	Черный Ручей	356	1996
Клинцовский	Рожны	361	1996
Клинцовский	Тулуковщина	419	1996
Клинцовский	Ольховка	449	1996
Клинцовский	Гута-Корецкая	470	1996
Новozyбковский	Сновское	477	2009, 2010
Новozyбковский	Манюки	566	2010
Клинцовский	Унеча	601	1996
Гордеевский	Смяльч	635	1996
Клинцовский	Ущерпье	656	1996, 2000, 2009, 2010
Новozyбковский	Мамай	684	2000, 2009, 2010
Новozyбковский	Синявка	696	2000, 2009, 2010
Новozyбковский	Новozyбков	697	1996, 1998, 2000, 2009, 2010
Новozyбковский	Верещаки	701	2010
Новozyбковский	Дубровка	784	2009, 2010
Клинцовский	Веприн	853	1996, 2000, 2009, 2010
Новozyбковский	Старые Бобовичи	1037	2010
Злынковский	Добродеевка	1088	2010
Новozyбковский	Новые Бобовичи	1094	1997, 2000, 2009, 2010
Новozyбковский	Ясная Поляна	1101	2000, 2009, 2010
Злынковский	Муравинка	1133	2000, 2009, 2010
Злынковский	Вышков	1157	2010
Новozyбковский	Деменка	1167	2000, 2009, 2010
Злынковский	Барки	1198	2000, 2009, 2010
Новozyбковский	Грива	1205	2000, 2009, 2010
Новozyбковский	Старый Вышков	1471	1996, 2000, 2009, 2010
Новozyбковский	Святск	1493	2000, 2009, 2010
Новozyбковский	Бабаки	2186	1998, 2000, 2009, 2010
Красногорский	Яловка	2766	2010
Красногорский	Заборье	4340	1996, 2010

В обследованном регионе мощность поглощенной дозы в воздухе от природных радионуклидов колебалась от 18 ± 5 нГр/ч в лесу до 54 ± 11 нГр/ч внутри одноэтажных кирпичных и панельных домов [8]. Оценим ожидаемую величину мощности амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$, для этих значений мощности поглощенной дозы гамма-излучения от природных радионуклидов. Известно, что средняя энергия гамма-излучения на высоте 1 м над поверхностью почвы для семейства ^{238}U , семейства ^{232}Th и ^{40}K (при условии их равномерного распределения во всем объеме почвы) равна 0,37 МэВ, 0,41 МэВ и 0,55 МэВ соответственно [23]. Для «стандартной» почвы (отношение активностей $^{238}\text{U}:^{232}\text{Th}:^{40}\text{K} = 1:1:10$ [23]) средняя величина энергии гамма-излучения составляет 0,44 МэВ. Для такой энергии гамма-квантов величина коэффициента перехода от воздушной кермы, K , к $\dot{H}^*(10)$ равна приблизительно 1,25 Зв/Гр [3]. Для почв из юго-западных районов Брянской области, где соотношение активностей $^{226}\text{Ra}:^{232}\text{Th}:^{40}\text{K}$ приближается к 1:1:20 [8], средняя величина энергии гамма-излучения в воздухе может быть равной 0,46 МэВ. Соответствующий коэффициент перехода от K к $\dot{H}^*(10)$ равен 1,25 Зв/Гр. Используя этот коэффициент и экспериментальные данные, полученные Ramzaev et al. [8], можно оценить среднюю мощность $\dot{H}^*(10)$ от природных радионуклидов для обследованных локаций в Брянской области следующими значениями: 22 нЗв/ч (лес), 25 нЗв/ч (луг), 31 нЗв/ч (поле), 30 нЗв/ч (двор с грунтовыми покрытиями), 31 нЗв/ч (огород), 52 нЗв/ч (улица или двор с асфальтовым покрытием), 40 нЗв/ч (дом одноэтажный деревянный), 62 нЗв/ч (дом одноэтажный кирпичный или панельный).

Статистическая обработка результатов измерений

Статистическая обработка результатов измерений и расчетов включала в себя вычисление медианы, среднего значения, среднеквадратичного отклонения (СКО), коэффициента вариации (КВ). Взаимосвязь между показателями исследовали с помощью коэффициента кор-

реляции Пирсона (большие выборки, $n > 60$) или коэффициента ранговой корреляции Спирмена (малые выборки). Корреляция признавалась статистически значимой при $P < 0,05$. Кроме того, был применен линейный регрессионный анализ с расчетом коэффициентов уравнения регрессии по методу наименьших квадратов и представлением результатов на графиках. Различия между группами оценивали с использованием непараметрического критерия Манна – Уитни. Обработку проводили с использованием EXCEL for Windows и сайта «Центр современных психотехнологий» [24].

Результаты и обсуждение

Сличительные измерения мощности дозы

Суммарная статистика зарегистрированных значений мощности дозы для каждого прибора в парных измерениях приведена в таблице 2. Значения в таблице 2 получены после вычитания из первичных показаний каждого из приборов его собственного фона и отклика на космическое излучение. Разброс значений мощности дозы в каждой выборке был весьма значительным – около порядка величины. Отметим, что значения суммарной мощности дозы многократно превышали значения мощности дозы, обусловленной природными радионуклидами. С учетом этого факта, возможными различиями в отклике приборов на природное излучение и техногенное излучение пренебрегали.

Суммарная статистика отношений измеренных в одних и тех же точках мощностей доз для пары сличаемых приборов приведена в таблице 3.

Очень хорошая сходимость результатов отмечалась при сопоставлении значений $\dot{X}$, полученных с помощью приборов EL 1101 и EL 1117 в июле 1998 г. в Новозыбковском районе (рис. 2). Коэффициент корреляции Спирмена, R_{sp} , был равен 1,0 ($P < 0,01$; $n = 11$). Среднее значение и медиана отношений значений $\dot{X}$, измеренных этими приборами в одних и тех же точках, равнялись соответственно 1,01 и 1,00, а КВ – 4% (табл. 3).

Таблица 2

Мощность дозы гамма-излучения, зарегистрированная различными приборами в парных измерениях, которые проводились в Брянской области в период 1998–2010 гг.

Год	Прибор	Параметр							
		Величина	Единица измерения	n	Разброс	Медиана	Среднее	СКО	КВ (%)
1998	EL 1101	$\dot{X}$	мкР/ч	11	7–208	63	63	59	94
1998	EL 1117	$\dot{X}$	мкР/ч	11	7–203	66	63	57	90
2000	СКИФ	$\dot{D}$	нГр/ч	114	92–1960	549	569	372	65
2000	EL 1101	$\dot{D}$	нГр/ч	114	91–1890	537	569	373	66
2010	АТ 1121	$\dot{H}^*(10)$	нЗв/ч	138	130–1850	423	482	277	57
2010	АТ 1123	$\dot{H}^*(10)$	нЗв/ч	138	126–1740	410	482	270	56
2009	АТ 1121	$\dot{H}^*(10)$	нЗв/ч	99	92–1690	453	480	279	58
2009	СКИФ	$\dot{D}$	нГр/ч	99	53–1420	371	381	237	62

n – число точек измерений; СКО – стандартное отклонение; КВ – коэффициент вариации.

Суммарное значение собственного фона дозиметра и его отклика на космическое излучение вычтено из показаний каждого дозиметра.

Таблица 3

Отношения значений мощности дозы гамма-излучения, зарегистрированных различными приборами в парных измерениях, которые проводились в Брянской области в период 1998–2010 гг.

Год	Приборы	Параметр							
		Величины	Единицы измерения	n	Разброс	Медиана	Среднее	СКО	КВ (%)
1998	(EL 1101)/(EL 1117)	$\dot{X}/\dot{X}$	Р/Р	11	0,95–1,06	1,00	1,01	0,04	4
2000	(СКИФ)/(EL 1101)	$\dot{D}/\dot{D}$	Гр/Гр	114	0,85–1,21	1,00	1,00	0,05	5
2010	(АТ 1121)/(АТ 1123)	$\dot{H}^*(10)/\dot{H}^*(10)$	Зв/Зв	138	0,83–1,22	1,00	1,00	0,07	7
2009	(АТ 1121)/(СКИФ)	$\dot{H}^*(10)/\dot{D}$	Зв/Гр	99	1,10–1,75	1,28	1,31	0,13	10

Обозначения те же, что и в таблице 2.

Суммарное значение собственного фона дозиметра и его отклика на космическое излучение вычтено из показаний каждого дозиметра перед проведением расчетов.

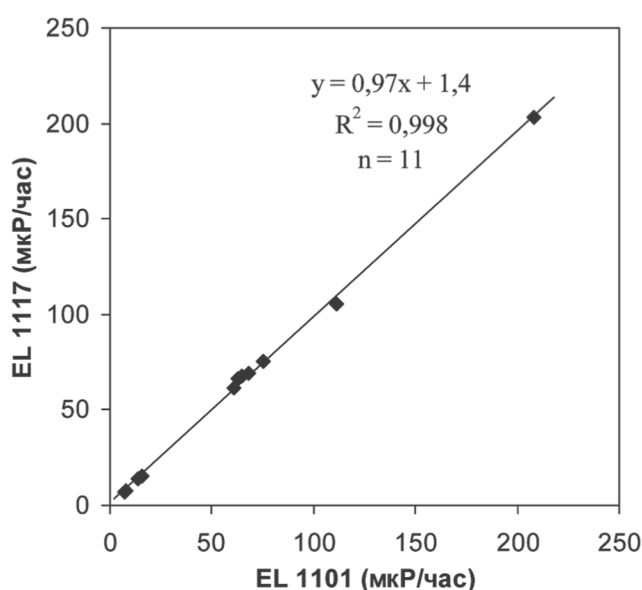


Рис. 2. Соотношение между мощностями экспозиционной дозы, $\dot{X}$, зарегистрированными приборами EL 1101 и EL 1117 в 11 точках в Новозыбковском районе Брянской области в 1998 г. Собственный фон и отклик на космическое излучение вычтены из первичных показаний приборов

Мониторинговые измерения, выполненные в ареалах 15 населенных пунктов Злынковского, Клинцовского и Новозыбковского районов в 2000 г., продемонстрировали отличное согласие результатов определения мощности поглощенной дозы в воздухе, $\dot{D}$, полученных с использованием дозиметра EL 1101 и спектрометра-дозиметра «СКИФ» (рис. 3). Коэффициент корреляции Пирсона, R_p , был равен 0,998 ($P < 0,001$; $n = 114$). Среднее значение и медиана отношения мощностей доз, зарегистрированных EL 1101 и «СКИФ», равнялись 1,00, а КВ – 5%.

Хорошая сходимость между результатами, полученными на разных приборах, отмечалась и при измерениях мощности амбиентного эквивалента дозы (рис. 4). Коэффициент корреляции Пирсона, R_p , был равен 0,993 ($P < 0,001$; $n = 138$). Среднее значение и медиана отношения значений $\dot{H}^*(10)$, зарегистрированных дозиметрами ДКС-АТ1121 и ДКС-АТ1123, равнялись 1,00, а КВ – 7%.

Практически идеальное совпадение между результатами, полученными при использовании приборов серий EL, ДКС-АТ и «СКИФ», не было случайным, т.к. их первичная градуировка и проверочные измерения проводились с использованием эталонных источников, аттестованных в одной и той же метрологической организации – ВНИИМ им. Д.И. Менделеева. Кроме того, во всех дозиметрах использовалось преобразование амплитудных распределений импульсов в непосредственно измеряемую величину – мощность дозы гамма-излучения в воздухе. Это позволяет уверенно использовать каждый из опробованных приборов в качестве базисного для определения величины коэффициента перехода от $\dot{D}$ к $\dot{H}^*(10)$ и наоборот.

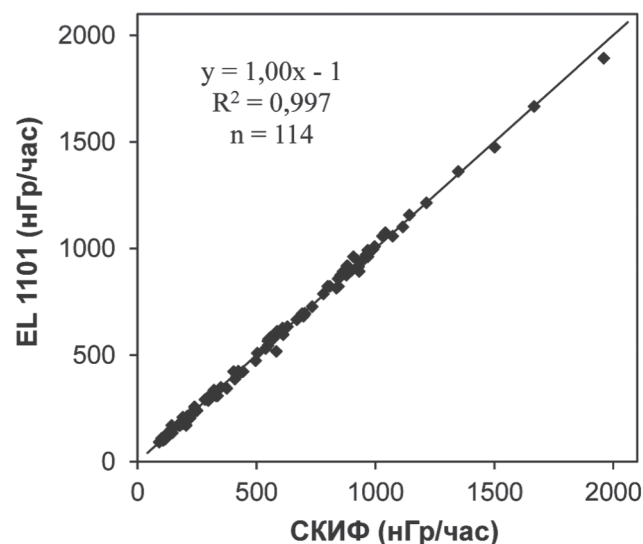


Рис. 3. Соотношение между мощностями поглощенной дозы, $\dot{D}$, зарегистрированными приборами EL 1101 и «СКИФ» в 114 точках в юго-западных районах Брянской области в 2000 г. Собственный фон и отклик на космическое излучение вычтены из первичных показаний приборов

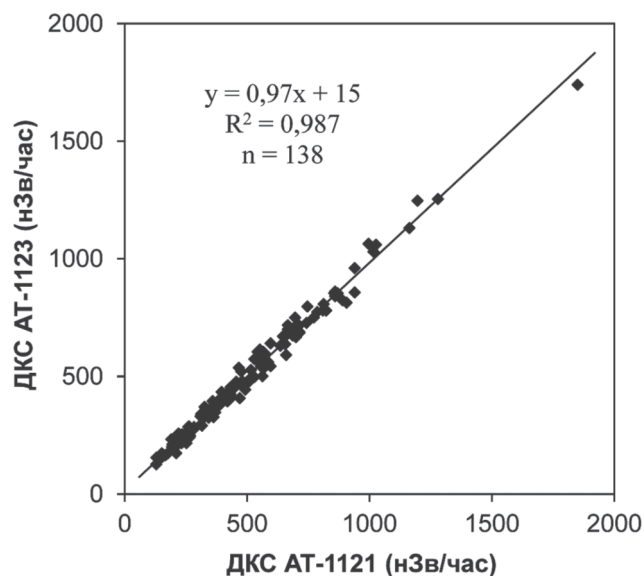


Рис. 4. Соотношение между мощностями амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$, зарегистрированными дозиметрами ДКС АТ-1121 и ДКС АТ-1123 в 138 точках в юго-западных районах Брянской области в 2010 г. Собственный фон и отклик на космическое излучение вычтены из первичных показаний приборов

Средняя энергия гамма-излучения в воздухе в типичных локациях

Учитывая зависимость значения коэффициента перехода $H^*(10)/D$ или $H^*(10)/K$ от энергии гамма-излучения (см. рис. 1), на начальном этапе анализа данных важно было определить, в каком диапазоне может лежать величина средней энергии гамма-излучения в различных локациях. Для ответа на этот вопрос были использованы результаты, полученные с использованием прибора EL 1101 в 1996 г. в Гордеевском, Клинцовском, Красногорском и Новозыбковском районах в ареалах 17 населенных пунктов.

Данные для 132 точек измерений обобщены в таблице 4. Средняя энергия гамма-излучения колебалась в отдельных точках от 190 кэВ до 330 кэВ. Наибольшие значения (в среднем около 300 кэВ) были зарегистрированы в лесу и на целинных участках, т.е. в тех локациях, где отмечается сравнительно слабое заглубление ^{137}Cs в почве [8]. В этих локациях заметно преобладание прямого (нерассеянного) излучения в общей антропогенной дозе [25]. Наименьшие значения средней энергии (в среднем около 200 кэВ) были зарегистрированы внутри деревянных домов и вблизи осевой линии улиц. Во всех случаях улицы имели асфальтовое покрытие. В остальных локациях (двор, огород, поле) средняя энергия была близка к 240 кэВ. Результаты статистической обработки (непараметрический тест Манна – Уитни) на предмет выявления значимости отличий между отдельными локациями представлены в таблице 5.

Таблица 4

Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения в воздухе, $\dot{X}$, и средняя энергия гамма-излучения, зарегистрированные с помощью дозиметра EL 1101 в типичных локациях в Брянской области в 1996 г.

Локация	n	$\dot{X}$ (мкР/час)					Средняя энергия (кэВ)				
		Разброс	Медиана	Среднее	СКО	КВ (%)	Разброс	Медиана	Среднее	СКО	КВ (%)
Дом	24	10–35	22	23	7	30	197–240	214	215	12	6
Улица	23	23–94	51	50	23	46	191–249	212	216	17	8
Двор	23	25–151	55	63	36	57	202–275	238	235	19	8
Огород	24	55–209	74	96	49	51	230–255	243	243	8	3
Поле	8	18–79	47	44	21	48	222–263	247	247	13	5
Луг	13	11–131	36	51	37	73	274–331	296	299	16	5
Лес	17	19–184	54	67	44	66	287–331	308	309	13	4

Обозначения те же, что и в таблицах 2, 3.

Указаны исходные значения мощности дозы, без вычитания собственного фона и отклика на космическое излучение.

Таблица 5

Уровни статистической значимости (величина Р, тест Манна – Уитни) различий между отдельными локациями в отношении средней энергии гамма-излучения в воздухе, зарегистрированной с помощью дозиметра EL 1101 в 1996 г. (см. табл. 4)

Локация	Дом	Улица	Двор	Огород	Поле	Луг	Лес
Дом	0	–	–	–	–	–	–
Улица	>0,05	0	–	–	–	–	–
Двор	<0,01	<0,01	0	–	–	–	–
Огород	<0,01	<0,01	<0,05	0	–	–	–
Поле	<0,01	<0,01	<0,05	>0,05	0	–	–
Луг	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0	–
Лес	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	>0,05	0

Как видно из таблицы 5, различия между группой локаций «дом» и «улица», с одной стороны, и всеми другими локациями, с другой, являются статистически значимыми ($P < 0,01$). Аналогичное заключение можно сделать в отношении группы локаций «луг» и «лес». Сходные количественные различия между отдельными локациями в отношении средней энергии гамма-излучения были обнаружены на радиоактивно загрязненных территориях Советского Союза летом 1987 г., т.е. приблизительно через 1,1–1,3 года после аварии на ЧАЭС [26]. В тот период средняя энергия гамма-излучения в лесу, на лугу, на пахотном поле, во дворах личных подсобных хозяйств и внутри деревянных домов была равна 360 кэВ, 370 кэВ, 270 кэВ, 300 кэВ и 240 кэВ соответственно. Видно, что эти абсолютные значения средней энергии выше, чем те, которые были зарегистрированы в настоящем исследовании, выполненном в 1996 г. (см. табл. 4). Межвременные различия связаны, во-первых, с очень поверхностным залеганием радиоактивного цезия в почве вскоре после аварии и, во-вторых, с присутствием в радиоактивном загрязнении значительного количества ^{134}Cs (период полураспада 2,06 года), у которого средняя энергия прямого гамма-излучения (698 кэВ) несколько больше, чем энергия прямого излучения (662 кэВ) от $^{137\text{m}}\text{Ba}$ – короткоживущего ($T_{1/2} = 2,55$ мин) дочернего продукта распада ^{137}Cs [27]. Укажем, что начальное соотношение активностей $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ в Чернобыльских выпадениях в среднем равнялось 0,55 [28], а выход гамма-квантов на распад ^{137}Cs и ^{134}Cs равен 0,85 и 2,23 соответственно [27].

В 1996 г. зарегистрированная средняя энергия гамма-излучения во всех локациях (в среднем около 250 кэВ) оказалось существенно меньше начальной энергии гамма-квантов от ^{137}Cs ($^{137\text{m}}\text{Ba}$) – 662 кэВ. Соответственно, коэффициенты перехода $\dot{H}^*(10)/D$ для обследованных локаций должны быть ощутимо больше значения 1,20 Зв/Гр, рассчитанного для первичной энергии (662 кэВ) гамма-излучения от ^{137}Cs . В частности, для диапазона энергий 190–330 кэВ можно было ожидать разброса между 1,42 Зв/Гр и 1,29 Зв/Гр.

Соотношение между операционными и физическими величинами

Практическая верификация соотношений между операционными и физическими величинами была впервые проведена в июле 1998 г. в Новозыбковском районе в четырех типичных локациях вне помещений (табл. 6). Средние значения $\dot{H}^*(10)/\dot{X}$ и $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$ были равны 0,0113 Зв/П и 1,28 Зв/Гр соответственно, а КВ был близок к 2%. Регрессионный анализ показал, что небольшие флуктуации, наблюдающиеся в отношении значений $\dot{H}^*(10)/\dot{X}$ и $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$, связаны с вариабельностью средней энергии гамма-излучения. Отношения $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$ (рис. 5) и $\dot{H}^*(10)/\dot{X}$ оказались обратно пропорциональны средней энергии, зарегистрированной с помощью прибора EL 1101 (колонки 4, 9 и 10 в таблице 6). Эта связь является статистически значимой. Коэффициент корреляции Спирмена для пары $[\dot{H}^*(10)/\dot{X}]/[\text{средняя энергия}]$ был равен -0,858 ($P < 0,01$; $n = 9$), а для пары $[\dot{H}^*(10)/\dot{D}]/[\text{средняя энергия}]$ – -0,833 ($P < 0,01$; $n = 9$).

Таблица 6

Мощность дозы гамма-излучения в воздухе, средняя энергия гамма-излучения и соотношение между физическими и операционными величинами для девяти референтных участков из Новозыбковского района Брянской области в 1998 г.

Код участка	Локация	Дозиметр EL 1101				Дозиметр EL 1117			
		X (μР/час)	Средняя энергия (кэВ)	$\dot{X}$ (μР/час)	$\dot{D}$ (μГр/час)	$\dot{H}^*(10)$ (μЗв/час)	D/X (Гр/П)	$\dot{H}^*(10)/X$ (Зв/П)	$\dot{H}^*(10)/D$ (Зв/Гр)
F-1	двор	16	208	15,7	0,139	0,181	0,00885	0,0115	1,30
F-2	двор	18	224	17,1	0,152	0,198	0,00889	0,0116	1,30
Ba-1	поле	63	257	63,8	0,560	0,717	0,00878	0,0112	1,28
Ba-2	поле	65	211	68,4	0,603	0,785	0,00882	0,0115	1,30
Ba-3	поле	67	211	69,7	0,612	0,791	0,00878	0,0113	1,29
Ba-4	поле	70	231	71,4	0,627	0,808	0,00878	0,0113	1,29
F-3	лес	77	310	77,3	0,678	0,845	0,00877	0,0109	1,25
NB-1	луг	113	300	107,2	0,940	1,184	0,00877	0,0110	1,26
Ba-5	луг	210	305	205	1,796	2,247	0,00876	0,0110	1,25
Медиана		67	231	69,7	0,612	0,791	0,00878	0,0113	1,29
Среднее		78	251	77,3	0,679	0,862	0,00880	0,0113	1,28
СКО		58	43	55,9	0,489	0,608	0,00004	0,0002	0,02
КВ (%)		74	17	72	72	71	0,5	2,2	1,7

Обозначения те же, что в таблицах 2–4.

Указаны исходные значения мощности дозы, без вычитания собственного фона и отклика на космическое излучение.

Статистическая ошибка каждого измерения находилась в диапазоне 3–5%.

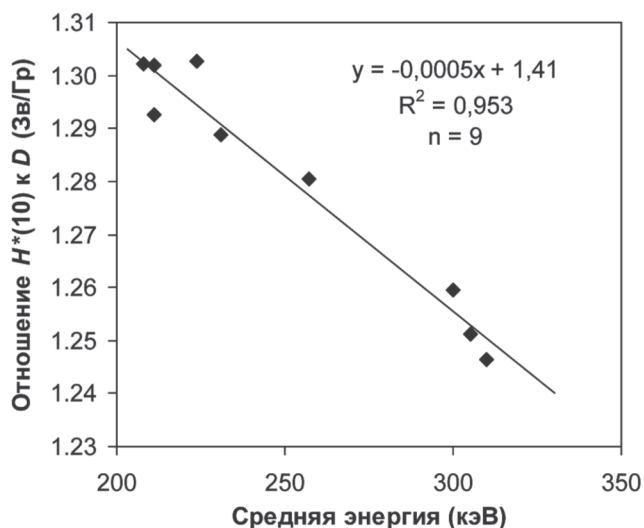


Рис. 5. Соотношение между отношением мощности амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$, к мощности поглощенной дозы, $\dot{D}$, зарегистрированной прибором EL 1117, и средней энергией гамма-излучения, определенной с помощью прибора EL 1101 в 9 точках в Новозыбковском районе Брянской области в 1998 г. Собственный фон и отклик на космическое излучение вычтены из первичных показаний приборов

Обратно пропорциональная зависимость между отношением $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$ и энергией гамма-излучения наблюдалась и в лабораторных экспериментах с EL 1117 при использовании точечных источников ОСГИ-1-2-Зр, расположенных на расстоянии 5 см от детектора. Для ^{60}Co (средняя энергия прямого излучения 1250 кэВ) отношение $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$ оказалось равным $1,11 \pm 0,01$ Зв/Гр ($n = 5$). Для ^{137}Cs (энергия прямого излучения 662 кэВ) величина отношения $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$ была существенно больше, составив в среднем $1,19 \pm 0,01$ Зв/Гр ($n = 5$). Разница между двумя сериями измерений является статистически значимой ($P < 0,05$, тест Манна – Уитни).

Для определения значений отношения $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$ применительно к новым дозиметрам серии ДКС-АТ в 2009 г. в 15 наиболее загрязненных населенных пунктах были выполнены полномасштабные полевые измерения мощности дозы с использованием дозиметра-радиометра «СКИФ» в качестве базисного дозиметра. Общая описательная статистика результатов для этой серии замеров представлена в таблицах 2 и 3, а распределение по локациям – в таблице 7. Подавляющее большинство точек измерения в 2009 г. пространственно совпадало с точками 2000 г., когда было зарегистрировано отличное согласие между дозиметрами «СКИФ» и EL 1101 (см. табл. 3, рис. 3). В 2009 г. сильная положительная корреляция ($R_p = 0,996$; $P < 0,001$; $n = 99$) была найдена при сопоставлении мощности поглощенной дозы (прибор «СКИФ») и мощности амбиентного эквивалента дозы (прибор ДКС АТ-1121) (рис. 6). Индивидуальные значения этого

соотношения находились в диапазоне 1,10–1,74 Зв/Гр (см. табл. 3). Достаточно широкий разброс значений связан как со статистической погрешностью отдельных измерений (до 15%), так и с вариабельностью спектрального состава гамма-излучения в различных локациях (см. табл. 4, 6). Известно [25, 26, 29], что в лесах и на целинных участках первичное (нерассеянное) излучение вносит существенный вклад в общую мощность дозы. В деревянных и кирпичных домах, а также на дезактивированных участках доминирующим является рассеянное излучение [25, 29]. Поэтому, как и ожидалось, наименьшие медианные и средние значения $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$ (1,23 Зв/Гр) были выведены для целинных участков и лесов, а наибольшие (около 1,45 Зв/Гр) – для деревянных домов и заасфальтированных улиц (табл. 8). Различия между этими двумя крайними группами (табл. 9) являются статистически значимыми ($P < 0,01$). Остальные локации (двор, огород, поле) занимали промежуточное положение. Среднее и медианное отношение $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$ для всех локаций были равны 1,34 Зв/Гр и 1,33 Зв/Гр соответственно, а коэффициент вариации был близок к 10% (см. табл. 8). Как следует из таблицы А.21 документа ICRP №74 [3], такие значения $\dot{H}^*(10)/K$ могут соответствовать энергии фотонов, равной примерно 250 кэВ. Это значение совпадает с экспериментально установленной средней энергией гамма-излучения в типичных локациях в 1996 г. (см. табл. 4), а также разумно согласуется с результатами измерений, выполненных в 1998 г. (см. табл. 6).

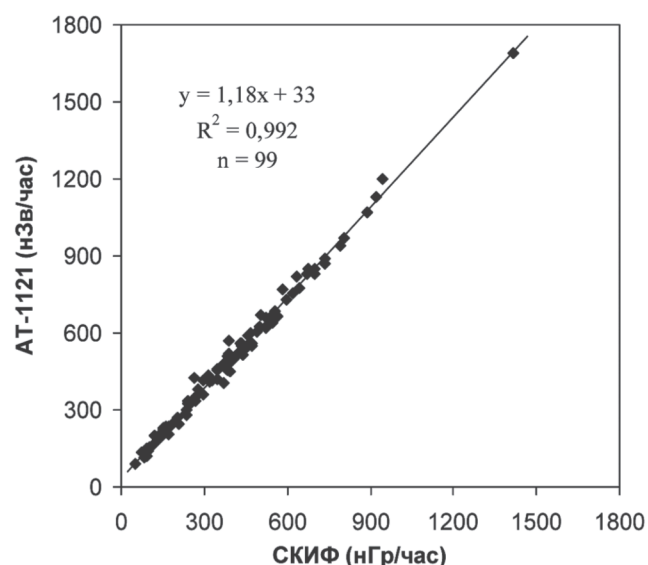


Рис. 6. Соотношение между мощностью поглощенной дозы, $\dot{D}$, зарегистрированной дозиметром-спектрометром «СКИФ», и мощностью амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$, зарегистрированной дозиметром ДКС АТ-1121, в 99 точках в юго-западных районах Брянской области в 2009 г. Собственный фон и отклик на космическое излучение вычтены из первичных показаний приборов

Таблица 7

Мощность амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$, и поглощенной дозы в воздухе, $\dot{D}$, для семи типичных локаций в Брянской области в 2009 г.

Локация	n	Мощность дозы							
		$\dot{H}^*(10)$ (нЗв/час)				$\dot{D}$ (нГр/час)			
		Разброс	Медиана	Среднее	СКО	Разброс	Медиана	Среднее	СКО
Дом	4	92–140	117	116	20	53–95	88	81	20
Улица	7	133–348	233	213	74	76–269	160	151	66
Двор	13	178–572	227	288	124	130–391	173	208	81
Огород	6	228–597	449	432	119	154–469	346	338	103
Поле	26	151–664	318	351	160	100–503	240	272	136
Луг	19	488–1690	664	780	299	395–1416	545	637	250
Лес	24	332–1124	556	628	195	269–922	452	516	164

Обозначения те же, что в таблицах 2–4, 6.

Парные измерения выполнены с помощью дозиметров ДКС АТ 1121 ($\dot{H}^*(10)$) и «СКИФ» ($\dot{D}$).

Суммарное значение собственного фона дозиметра и его отклика на космическое излучение вычтено из показаний каждого дозиметра.

Таблица 8

Отношение (Зв/Гр) мощности амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$ к поглощенной дозе в воздухе, $\dot{D}$, для семи типичных локаций в Брянской области в 2009 г.

Локация	n	$\dot{H}^*(10)/\dot{D}$ (Зв/Гр)				
		Разброс	Медиана	Среднее	СКО	КВ (%)
Дом	4	1,28–1,74	1,42	1,47	0,20	14
Улица	7	1,29–1,75	1,43	1,47	0,18	12
Двор	13	1,17–1,61	1,37	1,37	0,12	8,8
Огород	6	1,18–1,50	1,30	1,31	0,10	7,6
Поле	26	1,14–1,63	1,34	1,33	0,12	9,0
Луг	19	1,17–1,32	1,23	1,23	0,04	3,3
Лес	24	1,10–1,33	1,23	1,23	0,05	4,1
Медиана			1,34	1,33	0,12	8,8
Среднее			1,33	1,34	0,12	8,4
СКО			0,08	0,10	0,06	3,8
КВ (%)			6,2	7,4	52	46

Обозначения те же, что в таблицах 2–4, 6, 7.

Парные измерения выполнены с помощью дозиметров ДКС АТ 1121 ($\dot{H}^*(10)$) и «СКИФ» ($\dot{D}$) (см. табл. 7).

Суммарное значение собственного фона дозиметра и его отклика на космическое излучение вычтено из показаний каждого дозиметра перед проведением расчетов.

Таблица 9

Уровни значимости различий (величина Р, тест Манна – Уитни) между отдельными локациями для отношения $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$ по результатам измерений 2009 г. (см. табл. 8).

Локация	Дом	Улица	Двор	Огород	Поле	Луг	Лес
Дом	0	–	–	–	–	–	–
Улица	>0,05	0	–	–	–	–	–
Двор	>0,05	>0,05	0	–	–	–	–
Огород	>0,05	<0,05	>0,05	0	–	–	–
Поле	>0,05	<0,05	>0,05	>0,05	0	–	–
Луг	<0,01	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	0	–
Лес	<0,01	<0,01	<0,01	<0,05	<0,01	>0,05	0

Расчет эффективной дозы

Оценку коэффициента перехода от мощности амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$, к мощности эффективной дозы внешнего облучения, $\dot{E}$, можно выполнить, используя коэффициент перехода, A_t (Гр/Зв), от $\dot{H}^*(10)$ к поглощенной дозе в воздухе, D (или керме, K), и коэффициент перехода, B_w (Зв/Гр), от D к E . Поэтому для расчета мощности эффективной дозы внешнего облучения в условиях широкомасштабного загрязнения окружающей среды радиоактивным цезием, $\dot{E}_{Cs}$, на основании результатов измерений мощности амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$, рекомендуется использовать следующую формулу:

$$\dot{E}_{Cs} = [\dot{H}^*(10)_{\text{reading}} - \dot{H}^*(10)_{\text{cos+int}} - \dot{H}^*(10)_{\text{NRN}}] \times A_t \times B_w, \quad (1)$$

где $\dot{E}_{Cs}$ – мощность эффективной дозы от радиоактивного загрязнения в точке измерения (локации), мкЗв/час; $\dot{H}^*(10)_{\text{reading}}$ – показания дозиметра в точке измерения (локации), мкЗв/ч; $\dot{H}^*(10)_{\text{cos+int}}$ – показания дозиметра, зарегистрированные над поверхностью водного объекта и отражающие сумму собственного фона прибора и его отклик на космическое излучение, мкЗв/ч; $\dot{H}^*(10)_{\text{NRN}}$ – мощность дозы гамма-излучения от терригенного излучения в точке измерения (локации), мкЗв/ч; A_t – коэффициент перехода от амбиентного эквивалента дозы к поглощенной дозе в воздухе для соответствующего временного периода (t) после загрязнения для данной локации, Гр/Зв; B_w – коэффициент перехода от поглощенной дозы (кермы) в воздухе в данной локации к эффективной дозе для человека с массой тела W , Зв/Гр.

Значения $\dot{H}^*(10)_{\text{NRN}}$ по отдельным локациям для юго-западных районов Брянской области приведены выше в разделе «Условия проведения измерений». Отметим, что величина $\dot{H}^*(10)_{\text{NRN}}$ может сильно варьироваться как в России, так в остальных частях земного шара (например, [30]) и требует экспериментального установления для каждого региона.

Как показали полевые измерения, выполненные в зоне Чернобыльского загрязнения в рамках настоящего исследования в 2009 г., среднее значение A_t лежит в относительно узком диапазоне 0,68–0,81 Гр/Зв (1,23–1,47 Зв/Гр). Учитывая результаты измерений, выполненных в 1996, 1998 и 2009 гг. (табл. 4, 6 и 8), единый коэффициент перехода A_t для всех обследованных локаций в период 1996–2009 гг. (10–20 лет после радиоактивного загрязнения) может быть принят равным 0,75 Гр/Зв (1,33 Зв/Гр). Использование этого коэффициента для оценки дозы внешнего облучения человека представляется целесообразным в отдаленный период после радиоактивного загрязнения.

В более ранний период (в пределах 1–2 лет после атмосферных выпадений), когда радиоактивный цезий не так глубоко проникает в почву, значение отношения $\dot{H}^*(10)/D$ должно быть меньше, чем 1,33 Зв/Гр. В частности, для условий радиоактивного загрязнения окружающей среды в населенных пунктах MinamiSoma-shi и Iitate-mura (префектура Фукусима, Япония) после аварии на АЭС «Фукусима-1» отношение $\dot{H}^*(10)/D$ было оценено значением 1,23 Зв/Гр [10]. Эта оценка была выполнена на основании обработки гамма-спектров, измеренных внутри и вне помещений спустя всего один год после аварии.

Отметим, что начальное соотношение активностей $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ в Фукусимских выпадениях (март 2011 г.) было близко к 1:1 [31, 32], что также влияет на смещение средней энергии гамма-излучения в более жесткую сторону по сравнению с выпадениями одного только ^{137}Cs .

Значения коэффициентов перехода от поглощенной дозы в воздухе к эффективной дозе, B_w , которые были установлены Golikov et al. [7] в 1991 г. с помощью фантомных экспериментов в условиях Чернобыльского загрязнения, равны в среднем: 0,69 Зв/Гр для взрослого человека (масса тела, W , = 70 кг), 0,82 Зв/Гр для ребенка в возрасте 5 лет (W = 20 кг) и 0,87 Зв/Гр для ребенка в возрасте 1 год (W = 10 кг). Эти значения коэффициентов перехода числены по формуле:

$$B_w = 1,13 \times e^{(-0,12 \times W^{0,33})}, \quad (2)$$

где B_w – отношение E/D (Зв/Гр) для человека с массой тела W ; 1,13 – эмпирический коэффициент размерностью Зв/Гр; -0,12 – эмпирический коэффициент размерностью кг^{-1} ; W – масса тела человека, кг [7].

Таким образом, обобщенный коэффициент перехода (Зв/Зв) от мощности амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$, к мощности эффективной дозы, $\dot{E}_{Cs}$, в условиях широкомасштабного загрязнения окружающей среды радиоактивным цезием в отдаленном послеаварийном периоде может быть принят равным 0,52, 0,62 и 0,65 соответственно для взрослых, детей в возрасте 5 лет и детей в возрасте 1 год. В дозиметрической системе, примененной [33] в раннюю фазу аварии на АЭС «Фукусима-1» (12 марта–11 июля 2011 г.), отношение $E/\dot{H}^*(10)$ было взято равным 0,6 Зв/Зв (округленно от 0,59 Зв/Зв) для взрослых, что вполне закономерно превышает значение 0,52 Зв/Зв, выведенное в настоящей работе для отдаленного периода Чернобыльской аварии. С учетом поправки на возраст (см. рис. 4 из работы [33]) значение отношения $E/\dot{H}^*(10)$ для ранней фазы Фукусимской аварии будет равно приблизительно 0,71 Зв/Зв для детей в возрасте 5 лет и 0,76 Зв/Зв для детей в возрасте 1 год.

Заключение

Многочисленные измерения мощностей доз гамма-излучения в воздухе, которые были выполнены в радиоактивно загрязненных районах Брянской области в 1996–2010 гг. с использованием пяти типов дозиметров, продемонстрировали очень хорошее согласие результатов, полученных разными приборами, при корректном учете соотношений между измеряемыми ими дозиметрическими величинами. Коэффициент корреляции в сериях парных измерений был выше 0,99, а средние значения отношений зарегистрированных мощностей доз, приведенных к одним дозиметрическим величинам, не отклонялись от 1 более чем на 2%.

Изучение соотношений между операционными и физическими величинами показало, что отношение амбиентного эквивалента дозы к поглощенной дозе в воздухе ($\dot{H}^*(10)/D$) в среднем составило 1,33 Зв/Гр, что было существенно выше значения 1,20 Зв/Гр, ожидаемого для прямого гамма-излучения ^{137}Cs . Величина отношения $\dot{H}^*(10)/D$ зависела от локации, где проводилось измерение. Наименьшие значения были получены для целинных луговых участков и лесов, а наибольшие – для заасфальтированных улиц и внутри деревянных домов. Значения

отношения $H^*(10)/D$, полученные для 9 отдельных точек измерения в различных локациях, оказались обратно пропорциональны значениям средней энергии гамма-излучения, зарегистрированной в тех же точках. Эта связь является статистически значимой: коэффициент корреляции Спирмена равен $-0,833$ ($P < 0,01$; $n = 9$).

Обобщенный коэффициент перехода от мощности амбиентного эквивалента дозы, $\dot{H}^*(10)$, к мощности эффективной дозы внешнего облучения, $\dot{E}_{CS}$, в отдаленный период времени после аварии на ЧАЭС оценивается для взрослого населения значением $0,52$ Зв/Зв. Японские исследователи [33] для аналогичного коэффициента перехода, но в ранний период времени после радиоактивного загрязнения окружающей среды в связи с аварией на АЭС «Фукусима-1», используют значение $0,6$ Зв/Зв.

Полученные в настоящем исследовании данные необходимо учитывать при проведении долговременных мониторинговых наблюдений за радиационной обстановкой с тем, чтобы избежать возможного «скачка» в оценке величины дозы внешнего облучения при переходе от одних типов дозиметров к другим.

Благодарность

Авторы выражают благодарность ведущим научным сотрудникам НИИРГ имени профессора П.В. Рамзаева: А.С. Мишину – за помощь при проведении полевых измерений, В.Ю. Голикову – за ценные замечания и рекомендации, высказанные при обсуждении черновика рукописи статьи. Авторы также благодарят двух анонимных рецензентов за замечания и предложения, позволившие улучшить качество статьи.

Литература

- ГОСТ-8.087-2000. Государственная система обеспечения единства измерений. Установки дозиметрические рентгеновского и гамма-излучений эталонные. Методика поверки по мощности экспозиционной дозы и мощности кермы в воздухе, введена 01.01. 2002 – М.: Изд-во стандартов, 2001. – 19 с. : <http://www.rags.ru/gosts/gost/6558/>. (дата обращения 22.02.2015 г.)
- Кутыков, В.А. Величины в радиационной защите и безопасности / В.А. Кутыков // АНРИ. – 2007. – № 3. – С. 2–25.: <http://www.doza.ru/docs/pub/2007/02-25%203%202007.pdf>. (дата обращения 22.02.2015 г.)
- ICRP – International Commission on Radiological Protection. Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation. ICRP Publication No. 74. – PERGAMON, 1996. – 205 p.
- ICRP – International Commission on Radiological Protection. Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposure. ICRP Publication 116 // Ann. ICRP. – 2010. – Vol. 40. – No. 2–5.
- Голиков, В.Ю. Сравнение различных подходов к ограничению облучения населения при радиоактивном загрязнении окружающей среды (на примере внешнего облучения на территориях, загрязненных после аварии на Чернобыльской АЭС) / В.Ю. Голиков // Радиационная гигиена. – 2008. – Т. 1, № 4. – С. 21–25: <http://www.radhyg.ru/images/stories/Vol14/articles/21-25.pdf>. (дата обращения 22.02.2015 г.)
- Golikov, V. External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident / V. Golikov, M.I. Balonov, P. Jacob // Radiat. Environ. Biophys. – 2002. – Vol. 41, No. 3. – P. 185–193.
- Golikov, V. Evaluation of conversion coefficients from measurable quantities to risk quantities for external exposure over contaminated soil by use of physical human phantoms / V. Golikov [et al.] // Radiat. Environ. Biophys. – 2007. – Vol. 46, No. 4. – P. 375–382.
- Ramzaev, V. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in Bryansk region, Russia in 1996–2003 / V. Ramzaev [et al.] // J. Environ. Radioact. – 2006. – Vol. 85, No. 2–3. – P. 205–227.
- Нурлыбаев, К. Проблемы дозиметрии слабопроникающих излучений / К. Нурлыбаев, Ю.Н. Мартынюк // АНРИ. – 2011. – № 3. – С. 9–15 : <http://www.doza.ru/docs/pub/2011/09-15%203%202011.pdf>. (дата обращения 22.02.2015 г.)
- Takada, M. Measurement of radiation environment inside residential houses in radioactive contaminated areas due to the Fukushima nuclear accident / M. Takada [et al.] // Progress in Nuclear Science and Technology. – 2014. – Vol. 4. – P. 43–46.: http://www.aesj.or.jp/publication/pnst004/data/043_046.pdf. (дата обращения 05.05.2015 г.)
- Hille, R. Current development of the human and environmental contamination in the Bryansk–Gomel spot due to the Chernobyl accident / R. Hille [et al.] // Radiat. Environ. Biophys. – 2000. – Vol. 39, No. 2. – P. 99–109.
- Ramzaev, V. Long-term stability of decontamination effect in recreational areas near the town Novozybkov, Bryansk Region, Russia / V. Ramzaev [et al.] // J. Environ. Radioact. – 2006. – Vol. 85, No. 2–3. – P. 280–298.
- Ramzaev, V. Decontamination tests in the recreational areas affected by the Chernobyl accident: efficiency of decontamination and long-term stability of the effects / V. Ramzaev, A. Barkovsky, A. Mishine, K.G. Andersson // Journal of the Society for Remediation of Radioactive Contamination in the Environment. – 2013. – Vol. 1 No. 2. – P. 93–107.
- Roed, J. Mechanical decontamination tests in areas affected by the Chernobyl accident. RISØ National Laboratory report Risø-R-1029 (EN) / J. Roed [et al.] // RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark. – 1998. – 98 p.: http://orbit.dtu.dk/fedora/objects/orbit:90197/datastreams/file_7751126/content. (дата обращения 22.02.2015 г.)
- Дозиметр гамма излучения EL 1101. Инструкция по эксплуатации. АТОМТЕХ, Минск, 1995. – 46 с.
- Дозиметры ДКС–АТ1121, ДКС–АТ1123.: <http://www.atomtex.ru/products/dozimetry-portativnye/dozimetry-dks-at1121-dks-at1123>. (дата обращения 22.02.2015 г.)
- Спектрометры-дозиметры гамма и рентгеновского излучения МКС-СК1 «СКИФ». Описание типа: <http://www.kip-guide.ru/info/19630-00>. (дата обращения 29.01.2015 г.)
- Дозиметр гамма излучения EL-1117. Инструкция по эксплуатации. АТОМТЕХ, Минск, 1996. – 91 с.
- Grasty, R.L. Calibration of a 7.6 cm x 7.6 cm (3 inch x 3 inch) sodium iodide gamma ray spectrometer for air kerma rate / R.L. Grasty, B.R.B. Walters, J. Hovgaard, J.R. LaMarre // Radiat. Prot. Dosimetry. – 2001. – Vol. 94, No. 4. – P. 309–316.
- Helfer, I. K. Calibration factors for Ge detectors used for field spectrometry / I. K. Helfer, K.M. Miller // Health Phys. – 1988. – Vol. 55, No. 1. – 15–29.
- Радиационный мониторинг доз облучения населения территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. Методические рекомендации: утв. 27.12.07, введ. в действие с 27.12.07. – М.: Роспотребнадзор, 2007. – 70 с.: <http://meganorm.ru/Data2/1/4293835/4293835611.pdf>. (дата обращения 09.03.2015 г.)
- Балонов, М.И. Дезактивация населенных пунктов Брянской области после аварии на Чернобыльской АЭС / М.И. Балонов, В.Ю. Голиков, В.И. Пархоменко // Радиационная гигиена. – 2014. – Т. 7, № 1. – С. 5–15.
- Saito, K. External dose due to terrestrial gamma rays on the snow cover / K. Saito // Radiat. Prot. Dosim. – 1991. – Vol. 35, No. 1. – P. 31–39.

24. Центр современных психотехнологий. Скрипты математических расчетов: <http://psytech-center.ru/lib/scriptstat/>. (дата обращения 22.02.2015.).
25. Roed, J. Decontamination in a Russian settlement / J. Roed [et al.] // RISØ National Laboratory report Riso-R-870 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark. – 1996. – 102 P.: http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/27/053/27053487.pdf. (дата обращения 09.03.2015 г.).
26. Логачев, В.А. Динамика уровней гамма-излучения и формирование доз внешнего облучения / В.А. Логачев [и др.] // В кн. «Медицинские аспекты аварии на Чернобыльской атомной электростанции». Материалы научной конференции, 11–13 мая 1988 г. – Киев: «Здоровья», 1988. – С. 118–125.
27. JAEA – Japan Atomic Energy Agency. Characteristics of Caesium-134 and Caesium-137.: <http://c-navi.jaea.go.jp/en/background/remediation-following-major-radiation-accidents/characteristics-of-caesium-134-and-caesium-137.html>. (дата обращения 26.02.2015 г.).
28. Mück, K. A consistent radionuclide vector after the Chernobyl accident / K. Mück [et al.] // Health Phys. – 2002. – Vol. 82, No. 2. – P. 141–156.
29. Fogh, C. L. Decontamination in a Russian settlement / C.L. Fogh [et al.] // Health Phys. – 1999. – Vol. 76, No. 4. – P. 421–430.
30. 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.: http://www.unscear.org/unscear/publications/2000_1.html. (дата обращения 05.05.2015 г.).
31. Hirose, K. 2011 Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident: summary of regional radioactive deposition monitoring results / K. Hirose // J. Environ. Radioact. – 2012. – Vol. 111, Sep. – P. 13–17.
32. Kobayashi, S. Radioactive contamination mapping of northeastern and eastern Japan by a car-borne survey system, Radi-Probe / S. Kobayashi [et al.] // J. Environ. Radioact. – 2015. – Vol. 139, Jan. – P. 281–293.
33. Akahane, K. NIRS external dose estimation system for Fukushima residents after the Fukushima Dai-ichi NPP accident / K. Akahane [et al.] // Sci. Rep. – 2013. – Vol. 3, No. 1670. – P. 1–5.
34. Радиация и Риск: Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра. Специальный выпуск. Накопленные средние эффективные дозы. Медицинский радиологический научный центр РАМН, Москва – Обнинск, 1999. – 125 с.

Поступила: 19.05.2015 г.

Рамзаев Валерий Павлович – кандидат медицинских наук, ведущий научный сотрудник Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева. Адрес: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8. Тел.: 8(812)232-04-54; e-mail: V.Ramzaev@mail.ru.

Барковский Анатолий Николаевич – заведующий лабораторией внешнего облучения Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева. Адрес: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8. Тел.: 8(812)232-04-54; e-mail: ANBarkovski@yandex.ru.

• **Рамзаев В.П., Барковский А.Н. К вопросу о связи между амбиентным эквивалентом дозы и поглощенной дозой в воздухе в условиях загрязнения окружающей среды радиоактивным цезием // Радиационная гигиена. – 2015. – Т. 8, № 3. – С. 6–20.**

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

Ramzaev Valery P. – Candidate of Medical Sciences, Leading Researcher, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev (Mira Str. 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia. Tel./fax: +7-812-232-04-54; e-mail: V.Ramzaev@mail.ru for correspondence)

Barkovsky Anatoly N. – the Head of the Laboratory of External Exposure, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev (Mira Str. 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia. Tel./fax: +7-812-232-04-54; e-mail: ANBarkovski@yandex.ru)

Abstract

One of the main aims of the study was an experimental determination of the conversion coefficient from ambient dose equivalent rate, $\dot{H}^(10)$, to absorbed dose rate in air, $\dot{D}$, in the case of radioactive contamination of the environment following the Chernobyl accident. More than 800 measurements of gamma-dose rates in air were performed at the typical locations (one-storey residential house, street, yard, kitchen-garden, ploughed field, undisturbed grassland, forest) of rural settlements and their surroundings in the heavily contaminated areas of the Bryansk region, Russia in the period of 1996–2010. Five commercially available models of portable gamma-ray dosimeters were employed in the investigation. All tested dosimeters were*

✉ **Ramzaev Valery P.**

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

Address for correspondence: Mira street, 8, St. Petersburg, 197101, Russia; e-mail: V.Ramzaev@mail.ru

included into the State register of approved measuring instruments of Russia. In all dosimeters, scintillation detectors are used as detection elements. A photon spectrometry technique is applied in the dosimeters to determine gamma dose rate in air. The dosimeters are calibrated in terms of exposure rate, $\dot{X}$, absorbed dose rate in air, $\dot{D}$, and ambient dose equivalent rate, $\dot{H}^*(10)$. A very good agreement was found between different dosimeters calibrated in the same units; the reading ratios were close to 1 and the correlation coefficients (Pearson's or Spearman's) were higher than 0.99. The $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$ ratio values were location-specific ranging from 1.23 Sv/Gy for undisturbed grasslands and forests to 1.47 Sv/Gy for wooden houses and asphalted streets. A statistically significant negative correlation (Spearman's coefficient = -0.833; $P < 0.01$; $n = 9$) was found between the $\dot{H}^*(10)/\dot{D}$ ratio and the average energy of gamma-rays determined with a NaI(Tl)-based gamma-ray monitor. For the whole area of a settlement and its surroundings, the average ratio of $\dot{H}^*(10)$ to $\dot{D}$ was calculated as 1.33 Sv/Gy. The overall conversion coefficient from ambient dose equivalent rate, $\dot{H}^*(10)$, to external effective dose rate, $\dot{E}$, for adults was estimated by a value of 0.52 Sv/Sv. This value is valid for the remote period after the severe radiation accident that had resulted in large-scale contamination of the environment by radioactive cesium. The findings of this study are discussed in comparison with results obtained by other researches shortly after the Chernobyl and Fukushima accidents.

Key words: ambient dose equivalent, absorbed dose in air, external effective dose, conversion, Chernobyl, Fukushima, radiocesium.

References

1. GOST-8.087-2000. Gosudarstvennaya sistema obespecheniya edinstva izmereniy. Ustanovki dozimetricheskie rentgenovskogo i gamma-izlucheniya. Metodika poverki po moshhnosti jeksposizionnoj dozy i moshhnosti kermy v vozduhe, vvedena 01.01. 2002 [GOST-8.087-2000. State system for ensuring the uniformity of measurements. Standard dosimetric installations for X-ray and gamma-radiation. Methods of calibration on the exposure dose rate and air kerma rate], Moscow, 2001, 19 p. Available at: <http://www.rags.ru/gosts/gost/6558/> (accessed 22.02.2015)
2. Kut'kov, V.A. Velichiny v radiatsionnoy zasheete i bezopasnosti [Quantities in radiation protection and safety]. ANRI – ANRI, №. 3 (50), P. 2–25. Available at : http://www.doza.ru/anri/magazine_article_by_pda.php (accessed 01.07.2015)
3. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation. ICRP Publication 74 // Ann. ICRP, 1996, Vol. 26, No. 3/4.
4. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposure. ICRP Publication 116 // Ann. ICRP, 2010, Vol. 40, No. 2–5.
5. Golikov, V.Yu. Sravnenie razlichnyh podhodov k ogranicheniju oblucheniya naseleniya pri radioaktivnom zagraznenii okruzhajushhej sredy (na primere vneshnego oblucheniya na territorijah, zagraznennyh posle avarii na Chernobyl'skoj AJeS) [Comparison of different approaches to population exposure limitation at radioactive contamination of the environment (at the example of external exposure at territories contaminated after the Chernobyl accident)]. Radiacionnaja gigiena – Radiation Hygiene, 2008, Vol. 1, No. 4, P. 21–25. Available at: <http://www.radhyg.ru/images/stories/Vol14/articles/21-25.pdf/> (accessed 09.03.2015)
6. Golikov V., Balonov M.I., Jacob P. External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident. Radiat. Environ. Biophys, 2002, Vol. 41, No. 3, P. 185–193.
7. Golikov V. [et al.]. Evaluation of conversion coefficients from measurable to risk quantities for external exposure over contaminated soil by use of physical human phantoms. Radiat. Environ. Biophys, 2007, Vol. 46, No. 4, P. 375–382.
8. Ramzaev V. [et al.]. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in Bryansk region, Russia in 1996–2003. J. Environ. Radioact, 2006, Vol. 85, P. 205–227.
9. Nurlybaev K., Martynjuk Ju.N. Problemy dozimetrii slabopronikajushhih izluchenij [Problems of weakly penetrating radiation dosimetry]. ANRI – ANRI, 2011, № 3 (66), P. 9–15. Available at: http://www.doza.ru/anri/magazine_article_by_pda.php (accessed 01.07.2015)
10. Takada M. [et al.]. Measurement of radiation environment inside residential houses in radioactive contaminated areas due to the Fukushima nuclear accident. Progress in Nuclear Science and Technology, 2014, Vol. 4, P. 43–46. Available at: http://www.aesj.or.jp/publication/pnst004/data/043_046.pdf. (accessed 05.05.2015).
11. Hille R. [et al.]. Current development of the human and environmental contamination in the Bryansk–Gomel spot due to the Chernobyl accident. Radiat. Environ. Biophys, 2000, Vol. 39, P. 99–109.
12. Ramzaev V. [et al.]. Long-term stability of decontamination effect in recreational areas near the town Novozybkov, Bryansk Region, Russia. J. Environ. Radioact, 2006, Vol. 85, P. 280–298.
13. 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.
14. Roed J. [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, 98 p. Available at: http://orbit.dtu.dk/fedora/objects/orbit:90197/datastreams/file_7751126/content. (accessed 22.02.2015).
15. Dozimetr gamma izlucheniya EL 1101. Instrukciya po ekspluatatsii (EL 1101 gamma radiation dosimeter. Operation manual). ATOMTEX, Minsk, Belarus. – 1995. – 46 P. (in Russian).
16. Dozimetr gamma izlucheniya EL 1101. Instrukciya po jekspluatatsii [AT1121, AT1123 x-ray and gamma radiation dosimeters], ATOMTEX, Minsk. Available at: <http://www.atomtex.ru/ru/products/dozimetry-portativnye/dozimetry-dks-at1121-dks-at1123/> (accessed 20.02.2015)
17. Spektrometry-dozimetry gamma i rentgenovskogo izlucheniya MKS-SK1 «SKIF». Opisanie tipa [MKS-SK1 «SKIF» x-ray and gamma radiation spectrometer-dosimeters. Description of the type] Available at: <http://www.kip-guide.ru/info/19630-00> (accessed 29.01.2015)
18. Dozimetr gamma izlucheniya EL-1117. Instrukciya po jekspluatatsii [EL 1117 gamma radiation dosimeter. Operation manual], ATOMTEX, Minsk, 1996, 91 P.
19. Grasty R.L., Walters B.R.B., Hovgaard J., LaMarre J.R. Calibration of a 7.6 cm x 7.6 cm (3 inch x 3 inch) sodium io-

- dide gamma ray spectrometer for air kerma rate. *Radiat. Prot. Dosimetry*, 2001, Vol. 94, No. 4, P. 309–316.
20. Helfer I. K., Miller K.M. Calibration factors for Ge detectors used for field spectrometry. *Health Phys.*, 1988, Vol. 55, No. 1, P. 15–29.
 21. Radiacionnyj monitoring doz obluchenija naselenija territorij, podvergnutih radioaktivnomu zagrizneniju vsledstvie avarii na Chernobyl'skoj AJeS. Metodicheskie rekomendacii: utv. 27.12.07, vved. v dejstvie s 27.12.07 [Radiation monitoring of the exposure doses of population at the territories radioactively contaminated due to the accident at the Chernobyl NPP. Recommended Practice. Adopted 27.12.2007, implemented 27.12.2007], Federal Center of Hygiene and Epidemiology of Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Moscow. – 2007. – 70 P. Available at: <http://meganorm.ru/Data2/1/4293835/4293835611.pdf>. (accessed 09.03.2015)
 22. Balonov M.I., Golikov V.Ju., Parhomenko V.I. Dezaktivacija naselennyh punktov Brjanskoj oblasti posle avarii na Chernobyl'skoj AJeS [Decontamination of localities in the Bryansk region after the Chernobyl accident]. *Radiacionnaja gigiena – Radiation Hygiene*, 2014, Vol. 7, No. 1, P. 5–15
 23. Saito, K. External dose due to terrestrial gamma rays on the snow cover. *Radiat. Prot. Dosim.*, 1991, Vol. 35, No. 1, P. 31–39.
 24. Centr sovremennyh psichotekhnologij. Skripty matematicheskikh raschetov [Center of modern psichotechnologies. Codes for the Automatic Calculations]. Available at: <http://psytech-center.ru/lib/scriptstat/>. (accessed 22.02.2015)
 25. Roed, J. [et al.] Decontamination in a Russian settlement. RISØ National Laboratory report Riso-R-870 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark, 1996, 102 P. Available at: http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/27/053/27053487.pdf (accessed 09.03.2015)
 26. Logachev, V.A. [i dr.] Dinamika urovnej gamma-izlucheniya i formirovanie doz vneshnego oblucheniya [Dynamics of the gamma-ray exposure and formation of external dose]. Medicinskie aspekty avarii na Chernobyl'skoj atomnoj jelektrostantsii. Materialy nauchnoj konferencii, 11–13 maja 1988 g – Medical issues of the accident at the Chernobyl nuclear power plant. Proceedings of scientific conference, 11–13 May 1988, Kiev, Zdorov'ya, P. 118–125.
 27. JAEA – Japan Atomic Energy Agency. Characteristics of Caesium-134 and Caesium-137. Available at: <http://c-navi.jaea.go.jp/en/background/remediation-following-major-radiation-accidents/characteristics-of-caesium-134-and-caesium-137.html> (accessed 26.02.2015).
 28. Mück, K.A. [et al.] Consistent radionuclide vector after the Chernobyl accident. *Health Phys.*, 2002, Vol. 82, No. 2, P. 141–156.
 29. Fogh, C. L. [et al.] Decontamination in a Russian settlement. *Health Phys.*, 1999, Vol. 76, No. 4, P. 421–430.
 30. 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. Available at: http://www.unscear.org/unscear/publications/2000_1.html. (accessed 05.05.2015).
 31. Hirose, K. 2011 Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident: summary of regional radioactive deposition monitoring results. *J. Environ. Radioact.*, 2012, Vol. 111, P. 13–17.
 32. Kobayashi S. [et al.] Radioactive contamination mapping of northeastern and eastern Japan by a car-borne survey system, Radi-Probe. *J. Environ. Radioact.*, 2015, Vol. 139, P. 281–293.
 33. Akahane K. [et al.] NIRS external dose estimation system for Fukushima residents after the Fukushima Dai-ichi NPP accident. *Sci. Rep.*, 2013, Vol. 3, No. 1670, P. 1–5.
 34. Radiacija i Risk: Bjulleten' Nacional'nogo radiacionno-jepidemiologicheskogo registra. Special'nyj vypusk. Nakoplennye srednie jeffektivnye dozy. Medicinskij radiologicheskij nauchnyj centr RAMN [Radiation and Risk – Bulletin of the National Radiation and Epidemiological Registry. Special issue. Mean effective cumulated doses. Medical Radiological Research Center of the Russian Academy of Medical Science], Moscow – Obninsk, 1999, 125 P.

• **Ramzaev V.P., Barkovsky A.N. K voprosu o svyazi mezhdru ambientnym jekivalentom dozy i pogloshhennoj dozoy v vozduhe v uslovijah zagriznenija okruzhajushhej sredy radioaktivnym ceziem [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]. *Radiacionnaja gigiena - Radiation Hygiene*, 2015, Vol. 8, No 3, p. 6-20.**