

Обоснование радиологических критериев использования территорий с остаточным радиоактивным загрязнением на основе дозового подхода

В.Ю. Голиков, И.К. Романович

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

В статье представлена методология оценки радиологических критериев использования территории (земельный участок с находящимися на нем зданиями) с остаточным радиоактивным загрязнением от так называемой «зеленой площадки», т. е. полного освобождения от радиационного контроля, до введения ряда ограничений на использование территории. В соответствии с целями дальнейшего использования территории рассмотрен ряд сценариев и путей облучения населения. Определен набор моделей и их параметров, соответствующих количеству рассматриваемых путей облучения. Полагая равномерное распределение радионуклида с единичной концентрацией в зоне источника, методом стохастического моделирования рассчитывали распределение эффективных доз у населения, проживающего на территории с остаточным радиоактивным загрязнением для различных сценариев облучения, 95% квантиль которого приписывали дозе у представителей критической группы населения. После этого необходимое значение радиологического критерия в зависимости от реализуемого сценария определяли как отношение граничного значения годовой эффективной дозы $E_L = 0,3$ мЗв и 95% квантиля в распределении эффективной дозы от единичного загрязнения. Представлены численные значения радиологических критериев при нахождении радионуклидов в почве как для сценариев облучения, соответствующих постоянному проживанию населения на загрязненной территории, так и при рекреационном ее использовании. Дополнительно рассмотрен так называемый производственный сценарий, соответствующий ограниченному времени пребывания на загрязненной территории и одновременному воздействию радионуклидов, содержащихся как в почве, так и в конструкциях зданий. Проведено сравнение результатов собственных расчетов с данными других авторов.

Ключевые слова: снятие с эксплуатации установок, радиологический критерий освобождения площадки, сценарии облучения, пути облучения, стохастическое моделирование, эффективная доза.

Введение

Использование территорий с остаточным радиоактивным загрязнением, обусловленным результатами прошлой деятельности, например при выводе из эксплуатации объектов атомной энергетики, связано с процедурой снятия с этих территорий (объектов) всех или некоторых регулирующих требований радиационной безопасности. Одним из наиболее важных понятий этой процедуры является достижение «конечного состояния» (end-state) территории (земельного участка с находящимися на нем зданиями), характеризующего уровень остаточного радиоактивного загрязнения, позволяющим ее использование для конкретных целей (для неограниченного ис-

пользования (так называемая «зеленая площадка») или использования с теми или иными ограничениями).

Требования безопасности МАГАТЭ WS-R-5 [1], адресованные этому вопросу, констатируют, что участки территории, на которых располагались объекты атомной энергетики, подлежат очистке, и эта деятельность является составной частью работ по выводу их из эксплуатации.

Для установления последующего статуса территории могут быть использованы как дозовый критерий, так и критерий на основе ограничения риска от дополнительного облучения за счет остаточного радиоактивного загрязнения у населения. В первом случае для неограниченного использования территории по радиологическому фактору следует обеспечить, чтобы годовая эффективная

Голиков Владислав Юрьевич

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева.

Адрес для переписки: 197101, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: sg235@rambler.ru

доза, получаемая членами критической группы населения, оставалась ниже заданного граничного значения, как правило, 10–300 мкЗв/год. Во втором случае ограничивают значение пожизненного риска от облучения этим источником, как правило, в диапазоне 10^{-6} – 10^{-4} [2–5]. При этом считается, что процедуры оптимизации ниже граничного значения годовой эффективной дозы 10 мкЗв/год будут, скорее всего, не оправданы с точки зрения радиологической защиты. Для ограниченного использования территории следует обеспечить, чтобы, с учетом введенных ограничений, годовая эффективная доза не превышала значение, равное 300 мкЗв/год, и чтобы, если в будущем ограничения действовать перестанут, годовая эффективная доза не могла превысить 1 мЗв/год [1].

Относительно соотношения величин доз при освобождении территорий и освобождения материалов от радиационного контроля руководство по безопасности [1] оговаривает, что в отношении территорий целесообразно допускать более высокое значение годовой граничной дозы (т.е. 200–300 мкЗв/год), по сравнению с освобождением от контроля материала (т.е. 10–20 мкЗв/год). Отметим, что значения удельных активностей радионуклидов, указанные в Приложении 3 к ОСПОРБ 99/2010, соответствуют значению годовой граничной дозы 10 мкЗв/год или уровню пожизненного риска около 10^{-6} .

Данные литературы [2, 4, 5, 7] показывают, что наиболее часто остаточное радиоактивное загрязнение почвы связано со следующими радионуклидами: H-3, C-14, Cs-137, Co-60, Sr-90, Ra-226, изотопами урана и трансуранными элементами. При этом такие мобильные элементы, как углерод и стронций, встречаются как в почве, так и в воде, а очень мобильный тритий – преимущественно в воде.

Уровень остаточного радиоактивного загрязнения территории и соответствующий ему уровень дозы облучения населения, позволяющий ее использование для конкретных целей, как правило, определяется с помощью радиозоологического моделирования с использованием различных сценариев и путей облучения людей. Желательно, чтобы такого рода моделирование позволяло оценивать как частные значения радиологических критериев для конкретных случаев и территорий с известным изотопным составом загрязнения, известными метеорологическими, гидрологическими и другими характеристиками, так и их более общие значения для больших регионов (страны), не учитывающие специфические детали отдельных территорий, но рассматривающие все возможные пути облучения человека и демонстрирующие общие подходы и алгоритмы решения данной задачи в целом.

В настоящее время для решения такого рода задач широкое распространение в мире получил пакет компьютерных программ RESRAD (RESidual RADioactivity), разработанный в Argonne National Laboratory под эгидой DOE и NRC США [8]. В своей работе мы использовали подходы и некоторые предварительные результаты расчетов (см. ниже), полученные с помощью программы RESRAD-ONSITE 7.2 и RESRAD-BUILD 3.5.

Цель исследования – разработка методологии определения значений концентраций радионуклидов в почве и конструкциях зданий, соответствующих заданному годовому значению эффективной дозы облучения пред-

ставителей критической группы населения при данном сценарии облучения, зависящем от дальнейших целей использования территории с остаточным радиоактивным загрязнением.

Материалы и методы

Рассматриваемые сценарии и пути облучения

В качестве граничного значения годовой эффективной дозы (согласно МКРЗ 60 [9]) у представителей критической группы населения, допускающего освобождение территории без ограничений по радиологическому фактору, использовали значение 0,3 мЗв/год. В качестве представителя критической группы населения в рамках решаемой задачи рассматривался гипотетический индивид, который будет подвергаться облучению от остаточного радиоактивного загрязнения территории (почвы и зданий), согласно сценариям, определенным в зависимости от дальнейших целей ее использования, и доза которого не превысит граничное значение с вероятностью 95%.

Рассматривались следующие сценарии облучения людей, как без каких-либо ограничений использования территории, так и с введением ряда ограничений по ее использованию:

1. *Сценарий 1 (жители сельского населенного пункта, фермеры)* предполагает постоянное проживание на загрязненной территории и неограниченное сельскохозяйственное использование земли, включающее производство и потребление продукции растениеводства и животноводства, потребление природных продуктов (грибов и ягод), потребление рыбы и питьевой воды из водоемов (колодцев, скважин), расположенных на этой территории.

2. *Сценарий 2 (жители пригорода, ПГТ)* предполагает постоянное проживание на загрязненной территории и ограничение на сельскохозяйственное использование земли (производство и потребление только продукции растениеводства – приусадебное хозяйство).

3. *Сценарий 3 (жители города)* предполагает постоянное проживание человека в городской застройке без сельскохозяйственного использования загрязненной земли.

4. *Сценарий 4 (работающие на загрязненной территории)* предполагает временное нахождение на загрязненной территории, включая пребывание внутри зданий и сооружений (2000 ч/год).

5. *Сценарий 5* предполагает временное нахождение на загрязненной территории (суммарно 1 месяц в году) и рекреационное ее использование (туризм).

Рассматривались следующие возможные пути облучения представителей критической группы населения:

– Прямое внешнее облучение от радионуклидов, содержащихся в почве или конструкциях зданий.

– Внутреннее облучение за счет ингаляции радионуклидов, находящихся в воздухе за счет их ресуспензии (внутреннее облучение за счет радона не рассматривалось).

– Внутреннее облучение за счет пищевого поступления радионуклидов в организм с продуктами питания (растительного и животного происхождения), питьевой водой, рыбой из местных водоемов.

– Внутреннее облучение за счет прямого поступления радионуклидов в организм с частицами почвы.

Перечень путей облучения, учитываемых при рассмотрении того или иного сценария, представлен в таблице 1.

Используемые здесь модели являются значительным упрощением реальных сложных процессов миграции радионуклидов в окружающей среде. При расчете доз по каждому пути облучения в качестве исходных данных использовали не только средние значения параметров, отражающих те или иные процессы формирования доз, но и их распределения. Как следствие, на выходе расчета получали распределение доз, обусловленное присутствием радионуклидов в почве или конструкциях зданий, 95% перцентиль которого использовали для определения значения концентрации, соответствующей заданной годовой граничной дозе с учетом сценария облучения. Таким образом, используемый здесь метод расчета обеспечивал с вероятностью 95% превышение граничного значения дозы у индивида, подвергающегося облучению от остаточного радиоактивного загрязнения, с учетом заданного сценария облучения и неопределенности исходных данных. Для реализации такого метода расчета значений радиологического критерия (стохастическое моделирование) использовали программу Crystal Ball [10].

Рассматриваемые радионуклиды

Выбор списка радионуклидов (табл. 2), для которых рассчитывались численные значения радиологических критериев, был основан на литературных данных о реальной встречаемости отдельных радионуклидов при освобождении площадок и реабилитации территорий, где использовались объекты атомной энергетики [2, 4, 5, 7], и на значении периода полураспада радионуклида. Выбирались радионуклиды или цепочки радионуклидов с периодом полураспада материнского радионуклида, как правило, более 5 лет. Этот выбор был обусловлен тем обстоятельством, что процедура вывода из эксплуатации объекта атомной энергетики и последующая реабилитация территории занимает достаточно длительное время (как минимум более 10 лет) и короткоживущие радионуклиды успевают в значительной мере распасться.

Как видно из представленного списка, рассматриваются несколько групп радионуклидов, радиологическая опасность которых обусловлена:

- в основном, внешним облучением гамма-излучением (например, Co-60, Cs-137+D);
- внутренним облучением за счет бета-частиц (например, H-3, C-14, Sr-90+D);

Таблица 1

Пути облучения, учитываемые при рассмотрении того или иного сценария

[Table 1

Radiation pathways that are taken into account when considering a particular scenario]

Путь облучения [Pathway]	1 ¹⁾	2	3	4	5
Внешнее облучение от почвы [External exposure from soil]	Да [Yes]	Да [Yes]	Да [Yes]	Да [Yes]	Да [Yes]
Внешнее облучение от конструкций зданий [External exposure from building constructions]	Нет [No]	Нет [No]	Нет [No]	Да [Yes]	Нет [No]
Ингаляция (ресуспензия) [Inhalation (resuspension)]	Да [Yes]	Да [Yes]	Да [Yes]	Да [Yes]	Да [Yes]
Внутреннее облучение за счет потребления: [Internal exposure due to consumption of:]					
овощей, зелени [vegetables, greens]	Да [Yes]	Да [Yes]	Нет [No]	Нет [No]	Нет [No]
мяса [meat]	Да [Yes]	Нет [No]	Нет [No]	Нет [No]	Да (дичь, Cs) [Yes (game, Cs)]
молока [milk]	Да [Yes]	Нет [No]	Нет [No]	Нет [No]	Нет [No]
рыбы [fish]	Да [Yes]	Нет [No]	Нет [No]	Нет [No]	Да [Yes]
грибов и ягод [mushrooms and berries]	Да [Yes] (Cs, Sr, Pu)	Нет [No]	Нет [No]	Нет [No]	Да [Yes] (Cs, Sr, Pu)
воды [drinking water]	Да [Yes]	Нет [No]	Нет [No]	Нет [No]	Нет [No]
частиц почвы [soil particles]	Да [Yes]	Да [Yes]	Да [Yes]	Да [Yes]	Да [Yes]

¹⁾номер сценария.
[¹⁾number of scenario].

Таблица 2
Рассматриваемый список радионуклидов
[Table 2
The list of radionuclides under consideration]

Радионуклид [Radionuclide]	Период полураспада ($T_{1/2}$), лет [Half-life ($T_{1/2}$), years]	K_i^{kerma} , (МГр/год)/ (Бк/кг) ¹⁾ [(mGy/yr)/(Bq/kg)]
H-3	12,4	–
C-14	5,73	–
Cs-137+D ²⁾	30	1,31E-03
Sr-90+D	29,1	–
Ra-226+D	1,6E03 ³⁾	3,53E-03
Am-241+D	432	2,22E-05
Co-60	5,27	5,40E-03
Pu-239	2,41E04	3,23E-07
Th-232	1,41E10	5,67E-07
U-234	2,45E05	6,88E-07
U-238+D	4,47E09	4,13E-05

¹⁾ см. соотношение (1) ниже;

²⁾ +D означает включение в рассмотрение дочерних радионуклидов с периодом полураспада менее 6 месяцев;

³⁾ E03 означает 10³.

[¹⁾see the ratio (1) below;

²⁾ +D means that the daughter decay products (half-life > 6 months) of the radionuclide have been included into consideration;

³⁾ E03 = 10³]

– комбинированным облучением (внешним + внутренним) за счет гамма-излучения и альфа-частиц (например, Ra-226+D).

Анализ путей облучения

При характеристике каждого пути облучения можно выделить следующие основные моменты:

1. Анализ источника излучения включает рассмотрение геометрии источника, его концентрации в почве, распад и нарастание концентрации присутствующих дочерних радионуклидов и их удаление из зоны источника благодаря процессам эрозии, выщелачивания и диффузии.

2. Анализ миграции радионуклидов в окружающей среде связан с проблемами идентификации путей миграции радионуклидов от источника к месту облучения человека и определению скоростей миграции вдоль этих путей.

3. Использование соответствующих дозовых коэффициентов позволяет перейти от концентрации нуклида в среде к характеристикам облучения человека.

4. Сценарий облучения, определяющий поведение человека на загрязненной территории, существенным образом влияет на дальнейшее использование высвобождаемой площадки.

Внешнее облучение

В качестве источника внешнего излучения использовали слой почвы толщиной 30 см плотностью 1,5 г/см³ с равномерно распределенным в ней радионуклидом, а в качестве характеристики поля излучения – значение кер-

мы в воздухе на высоте 1 м над почвой. Горизонтальные размеры источника не были ограничены. Т. е. фактически для энергий гамма-излучения радионуклидов, представленных в таблице 2, геометрия этого источника соответствовала полупространству [11]. В качестве характеристики облучения представителей критической группы населения использовали годовое значение эффективной дозы $E_i^{ext}(t)$ (согласно МКРЗ 60), рассчитываемое для i-го радионуклида с использованием соотношения:

$$E_i^{ext}(t) = C_i^{soil}(t) \cdot K_i^{kerma} \cdot K_i^E \cdot K_{snow} \cdot (ShF \cdot OF_{in} + (1 - OF_{in})), \text{ мЗв/год (1)}$$

где: $C_i^{soil}(t)$ – концентрация i-го радионуклида в почве, Бк/кг;

K_i^{kerma} – дозовый коэффициент, равный значению кермы в воздухе на высоте 1 м над объемным источником (почвой) в виде полупространства с равномерным распределением i-го радионуклида с концентрацией 1 Бк/кг, (МГр/год)/(Бк/кг);

K_i^E – коэффициент перехода от значения кермы в воздухе к значению эффективной дозы у взрослого человека (согласно МКРЗ 60) в изотропном поле гамма-излучения i-го радионуклида, Зв/Гр;

K_{snow} – усредненный в течение года коэффициент экранирования поля излучения источника снежным покровом, отн. ед.;

OF_{in} – фактор времени, равный отношению среднегодового значению времени пребывания представителей критической группы населения внутри помещений на загрязненной территории, отн. ед.;

ShF – защитный фактор помещения, равный отношению мощностей доз гамма-излучения внутри и вне помещения, отн. ед.

Значения дозового коэффициента K_i^{kerma} для радионуклидов, указанных в таблице 2, были рассчитаны на основании данных для ряда моноэнергетических источников гамма-излучения из работы [11] с учетом схемы распада радионуклидов [12]. Их значения представлены в таблице 2. В качестве значения коэффициента K_i^E для гамма-излучения с энергией от 0,06 до 3 МэВ в изотропном поле гамма-излучения использовали нормально распределенную величину со средним значением 0,72 Зв/Гр [13] и значением среднего квадратичного отклонения 0,05 Зв/Гр, оцененного для взрослого человека весом от 40 до 120 кг на основании данных из [14].

В качестве параметра K_{snow} использовали величину с равномерным распределением в диапазоне значений 0,8–1. Фактор времени OF_{in} соответствовал группе взрослого населения, работающего преимущественно вне помещений, и являлся нормально распределенной величиной со средним значением 0,635 и значением среднего квадратичного отклонения 0,18. Данные в отношении K_{snow} и OF_{in} были основаны на результатах исследований на территориях России, загрязненных после аварии на Чернобыльской АЭС [15–17].

Значения защитного фактора помещения (ShF) в зависимости от энергии гамма-излучения источника оценивались на основании результатов расчетов методом Монте Карло для одноэтажного здания размером 10×10 м, высотой потолков 2,5 м, стенами из бетона толщиной 10 см и бетонным полом толщиной 10 см с подсыпкой гравием 10 см [18, 19]. В отличие от «чернобыльской» ситуации, в этом случае источник излучения находился как в почве вне здания, так и в почве под полом здания. Распределение

значений ShF аппроксимировалось ограниченным лог-нормальным распределением (нижний предел – 0,01, верхний предел – 0,9) с геометрическим средним, зависящим от энергии гамма-излучения источника ($ShF = 0,2, 0,27, 0,35$ для 0,3 МэВ, 0,66 МэВ и 1,25 МэВ соответственно) и постоянным значением геометрического стандартного отклонения, равным 1,8 [16, 17].

Внутреннее облучение за счет ингаляции радионуклидов, находящихся в воздухе, за счет их ресуспензии

Рассматривался ингаляционный путь поступления радионуклидов в организм человека только за счет их ресуспензии – ветрового подъема с частицами загрязненной почвы. Поступление радионуклидов в организм человека и соответствующая доза, как и в случае внешнего облучения, зависит от времени пребывания людей внутри и вне помещений и интенсивности их дыхания и определяется соотношением:

$$E_i^{inh}(t) = C_i^{air}(t) \cdot e_i^{inh} \cdot V \cdot (0,4 \cdot OF_{in} + (1 - OF_{in})), \text{ мЗв/год} \quad (2)$$

где: $C_i^{air}(t)$ – концентрация i -го радионуклида в воздухе, Бк/м³; e_i^{inh} – дозовый коэффициент, определяющий ожидаемую (за 50 лет) эффективную дозу внутреннего облучения, соответствующую ингаляционному пути поступления радионуклида в организм в рассматриваемом году, мЗв/Бк; 0,4 – принятое соотношение концентраций радионуклида в помещении и на открытом воздухе, отн. ед. [20]; OF_{in} – фактор времени, равный отношению среднегодового значению времени пребывания представителей критической группы населения внутри помещений на загрязненной территории, отн. ед.;

V – годовой объем вдыхаемого воздуха для представителей взрослого населения, м³/год.

Значения C_i^{air} рассчитывали с помощью программы RESRAD-ONSITE 7.2 [8]. В этой программе по умолчанию для расчета C_i^{air} используется консервативная оценка значения массы почвенных частиц (размером ~ 1 мкм), содержащихся в единице объема воздуха, вследствие ветрового подъема – 10⁻⁴ г/м³. Это среднее значение учитывало как короткие периоды высокого содержания пыли в воздухе (специфические сельскохозяйственные работы), так и длительные периоды с гораздо меньшей ее концентрацией в воздухе [21]. Дополнительно учитывалось разбавление радиоактивной пыли для участка ограниченных размеров переносом «чистой» пыли с загрязненной территории. Так, для участка размером 1 га расчетное значение фактора разбавления составляло 0,168 [22]. Однако при выполнении собственных оценок эффективной дозы за счет ингаляции мы не учитывали фактор разбавления, т.е. содержание радионуклидов в воздухе за счет ветрового подъема при их концентрации в почве 1 Бк/кг полагали равным 10⁻⁷ Бк/м³.

Значения e_i^{inh} заимствовали из НРБ 99/09, а в качестве распределения величины V использовали треугольное распределение с минимальным, наиболее вероятным и максимальным значениями 4220, 8100 и 12400 м³/год соответственно.

Внутреннее облучение за счет поступления радионуклидов в организм с продуктами питания и питьевой водой

Рассматривались следующие категории сельскохозяйственных продуктов: зелень листовая, овощи (кроме картофеля), картофель, молоко, мясо и рыба. Радиоактивное загрязнение молока и мяса животных моделировалось через потребление ими загрязненного корма (травы). Кроме того, в рамках сценариев 1 и 5 моделировали потребление человеком таких природных продуктов, как грибы, ягоды и дичь.

Пути облучения за счет пищевого поступления радионуклидов в организм можно разделить на связанные и не связанные с водным переносом радионуклидов. Вклад в дозу внутреннего облучения, связанный с водным переносом радионуклидов (в основном за счет потребления питьевой воды и рыбы), будет отсрочен, как правило, на длительное время, пока радионуклид достигнет водных горизонтов и поверхностных вод. Таким образом, вклады в дозу, связанные с водным переносом радионуклидов и не связанные с ним, будут существенно разнесены по времени.

Дозу внутреннего облучения за счет поступления радионуклидов в организм с продуктами питания и водой оценивали согласно следующим соотношениям:

для продуктов растениеводства

$$E_{i,p}^{ing}(t) = C_i^{soil}(t) \cdot e_i^{ing} \cdot \sum_k V_k \cdot CR_{ik}, \text{ мЗв/год}, \quad (3)$$

для продуктов животноводства (молоко и мясо)

$$E_{i,m}^{ing}(t) = C_i^{soil}(t) \cdot CR_{gr} \cdot e_i^{ing} \cdot (V_{milk} \cdot 55 \cdot F_{milk} + V_{meat} \cdot 68 \cdot F_{meat}), \text{ мЗв/год}, \quad (4)$$

для питьевой воды

$$E_{i,w}^{ing}(t) = C_i^{water}(t) \cdot e_i^{ing} \cdot V_w, \text{ мЗв/год} \quad (5)$$

для пресноводной рыбы

$$E_{i,F}^{ing}(t) = C_i^{water}(t) \cdot e_i^{ing} \cdot V_F \cdot CR_{iF}, \text{ мЗв/год} \quad (6)$$

где e_i^{ing} – дозовый коэффициент для i -го радионуклида в случае его перорального поступления в организм человека, мЗв/Бк;

C_i^{water} – концентрация i -го радионуклида в воде, Бк/л; V_{kt} , V_{milk}^t , V_{meat}^t , V_w , V_F – годовое потребление (кг/год, л/год) пищевых продуктов и питьевой воды (табл. 3);

CR_{ik} – отношение концентраций i -го радионуклида в k -м продукте растениеводства к его концентрации в почве [23], пересчитанное к (Бк/кг (влажный вес в k -м продукте))/(Бк/кг (сухой вес в почве));

CR_{gr} – то же для травы [23];

CR_{iF} – отношение концентраций i -го радионуклида в мышцах пресноводной рыбы к его концентрации в воде [23], л/кг;

F_{milk}^t , F_{meat}^t – коэффициенты, от которых зависит переход радионуклидов в молоко и мясо соответственно, определяемые как отношение концентрации i -го радионуклида в молоке или мясе к ежедневному поступлению его в организм животного с кормом, день/л или день/кг [23];

55 и 68 кг/день – потребление корма коровами, дающими молоко и мясо, соответственно [20].

Значения C_i^{water} рассчитывали с помощью программы RESRAD-ONSITE 7.2 [8].

Годовое потребление каждого пищевого продукта моделировалось треугольным распределением, параметры которого были определены на основании чернобыльских исследований [24] и представлены в таблице 3.

Таблица 3

Параметры треугольных распределений, моделирующих годовое потребление пищевых продуктов
 [Table 3
Parameters of triangular distributions that model annual consumption of foodstuffs]

Продукт [Foodstuff]	V, кг/год [V, kg/yr]		
	Наиболее вероятное [Most likely]	Минимум [Minimum]	Максимум [Maximum]
Мясо [Meat]	44	19	71
Молоко [Milk]	89	53	127
Картофель [Potato]	100	66	143
Рыба [Fish]	6,2	1,0	16
Зелень листовая [Green]	1,7	0	3
Овощи (кроме картофеля) [Vegetables (except potatoes)]	93	61	130

Распределение потребления питьевой воды моделировалось ограниченным логарифмически нормальным распределением (нижний предел – 100, верхний предел – 1000) с геометрическим средним 730 л/год и геометрическим стандартным отклонением, равным 1,6 [20].

Распределения величин CR_{ik} , CR_{gr} , CR_{ip} , F_{milk} , F_{meat} моделировались ограниченными логарифмически нормальными распределениями, параметры которых были оценены на основании данных, опубликованных в [23].

Внутреннее облучение за счет прямого поступления радионуклидов в организм с частицами почвы

Ожидаемая эффективная доза внутреннего облучения за счет прямого поступления радионуклидов в организм с частицами почвы зависит от прямого годового потребления почвы человеком и концентрации радионуклида в почве и определяется соотношением:

$$E_{i,soil}^{ing}(t) = C_i^{soil}(t) \cdot e_i^{ing} \cdot V_{soil}, \text{ мЗв/год, (7)}$$

где V_{soil} – годовое потребление почвы, кг/год.

Годовое потребление почвы моделировалось треугольным распределением с минимальным, наиболее вероятным и максимальным значениями 0; 18,3 и 36,5 г/год соответственно [20].

Суммарная доза внутреннего облучения за счет поступления радионуклидов в организм с продуктами питания, водой и почвой определяется суммой отдельных компонентов, рассчитываемых согласно соотношениям (3)–(7).

Радиологический критерий использования освобождаемой площадки

Математически в рамках дозового подхода условие дальнейшего использования освобождаемой площадки без радиологических ограничений можно записать следующим образом:

$$E(t) \leq E_L, \quad t_r \leq t \leq t_h, \text{ (8)}$$

где $E(t)$ – средняя годовая эффективная доза облучения представителей критической группы населения через t лет после заключительного радиологического обследования площадки, мЗв/год;

$E_L = 0,3$ мЗв/год – значение годовой граничной эффективной дозы;

t_r – время освобождения площадки из-под радиационного контроля (по умолчанию – 1 год);

t_h – рассматриваемый временной горизонт для расчета дозы (по умолчанию – 1000 лет);

Принято, что $t=0$ соответствует времени выполнения заключительного радиологического обследования площадки органами государственного надзора.

В случае смеси равномерно распределенных в зоне источника радионуклидов неравенство (8) можно переписать следующим образом:

$$M(t) = \sum_i C_i(0) / G_i(t_m) \leq 1, \quad t_r \leq t \leq t_h, \text{ (9)}$$

где $M(t) \equiv E(t)/E_L$ – доля граничной дозы, получаемая представителем критической группы населения во время t после заключительного радиологического обследования площадки, отн. ед.;

$C_i(0)$ – начальная (на момент заключительного радиологического обследования) концентрация i -го радионуклида в зоне радиоактивного загрязнения ($t = 0$), Бк/кг;

$G_i(t_m)$ – минимальное значение концентрации i -го радионуклида в зоне радиоактивного загрязнения при $t = t_m$ внутри интервала времени $t_r \leq t \leq t_h$, соответствующее значению граничной дозы E_L , Бк/кг.

Неравенство (9) соответствует случаю одновременного воздействия нескольких радионуклидов.

Значение $G_i(t_m)$ для i -го радионуклида, равномерно распределенного в зоне источника, определяется следующим образом:

$$G_i(t_m) = E_L / ESR_i(t = t_m), \text{ (10)}$$

где $ESR_i(t) = \sum ESR_{ip}(t)$ – отношение эффективной дозы к концентрации i -го радионуклида в зоне источника в момент времени t , (мЗв/год)/(Бк/кг), и

$ESR_{ip}(t)$ – отношение эффективной дозы к концентрации i -го радионуклида в зоне источника при p -м пути облучения в момент времени t , (мЗв/год)/(Бк/кг).

Значение $ESR_{ip}(t)$ определяется следующим образом:

$$ESR_{ip}(t) = E_{ip}(t) / C_i(0), \text{ (11)}$$

где $E_{ip}(t)$ – значение годовой эффективной дозы, получаемой представителем критической группы населения за счет i -го радионуклида (и его дочерних продуктов) при p -м пути облучения в момент времени t ;

Собственно расчет значений $G_i(t_m)$ в почве и конструкциях зданий для выбранного списка радионуклидов и являлся целью настоящей работы.

Результаты и обсуждение

Результаты расчетов значений радиологического критерия при содержании радионуклидов в почве

Вначале с помощью программы RESRAD-ONSITE 7.2 [8] проводили предварительные расчеты величины $ESR_i(t)$ с целью нахождения значения времени $t=t_m$ внутри интервала времени $0 \leq t \leq 1000$ лет для разных радионуклидов, которое соответствует максимальному значению $ESR_i(t=t_m)$. Примеры результатов этих расчетов приведены на рисунках 1 и 2.

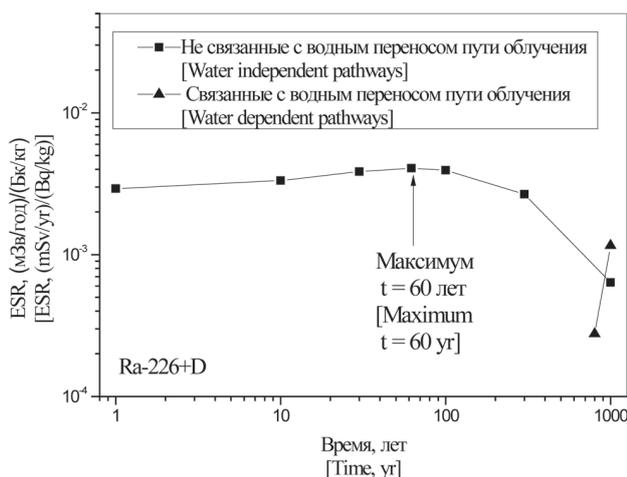


Рис. 1. Динамика величины $ESR(t)$ (сценарий 1) в случае загрязнения почвы цепочкой радионуклидов Ra-226+D
 [Fig. 1. Dynamics of the value of $ESR(t)$ (scenario 1) in the case of soil contamination by the chain of radionuclides Ra-226+D]

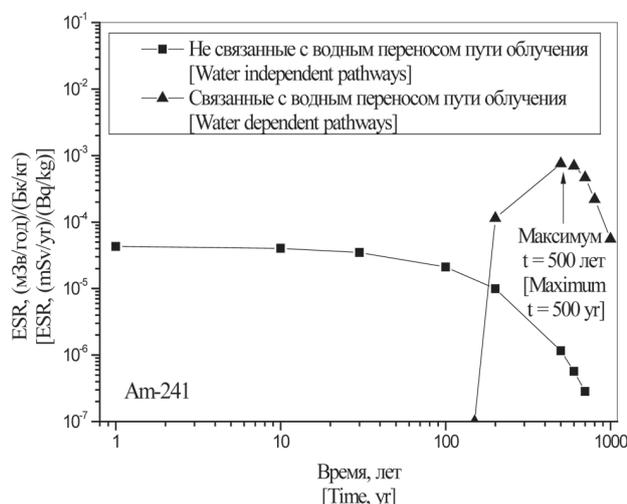


Рис. 2. Динамика величины $ESR(t)$ (сценарий 1) в случае загрязнения почвы радионуклидом Am-241+D
 [Fig. 2. Dynamics of the $ESR(t)$ value (scenario 1) in the case of soil contamination by the radionuclide Am-241+D]

Существуют два вида причин появления максимума $ESR_i(t)$ при $t > 0$ лет: накопление с течением времени дочерних продуктов, как в случае Ra-226 + D (см. рис. 1), или проникновение с течением времени радионуклида в водные горизонты, питьевую воду и рыбу, как в случае Am-241+D (см. рис. 2). Результаты предварительных расчетов показали,

что из 11 радионуклидов, представленных в таблице 2, в двух случаях (Ra-226+D и Th-232) появление максимума значения функции $ESR_i(t)$ при $t > 0$ обусловлено накоплением дочерних продуктов и в двух случаях (Am-241+D и U-238+D) – проникновением радионуклида в водные горизонты. Для остальных радионуклидов максимум значения $ESR_i(t)$ реализуется в первый год после проведения заключительного радиологического обследования площадки.

На следующем этапе расчета, используя значения концентрации радионуклидов в почве, воде и воздухе при $t=t_m$, рассчитанные ранее с помощью программы RESRAD-ONSITE 7.2, на базе соотношений (2)–(7) и программы Crystal Ball [10] рассчитывались распределения величин $ESR_{ip}(t=t_m)$, $ESR_{id}(t=t_m)$. Затем, используя значение 95% перцентиля распределения, согласно соотношению (10), рассчитывали необходимое значение радиологического критерия $G_i(t_m)$ для i -го радионуклида.

На рисунках 3–5 представлены результаты расчетов распределения величины $ESR(t=t_m)$ для представителей различных групп радионуклидов, согласно сценарию 1 (основной сценарий, включающий максимальное количество путей облучения):

1. Co-60 (см. рис. 3) представляет группу радионуклидов, для которых основным (критическим) путем облучения является внешнее облучение. Для Co-60 соотношение средних значений распределения дозы внешнего облучения и суммарной дозы составляет около 0,99.

2. Для такого широко распространенного при решении задач реабилитации загрязненных площадок (территорий) радионуклида, как Sr-90+D, критический путь облучения связан с внутренним облучением, обусловленным потреблением сельскохозяйственных продуктов питания растительного происхождения (см. рис. 4). Соотношение средних значений распределения дозы внутреннего облучения за счет потребления зелени, овощей и картофеля с приусадебного хозяйства и суммарной дозы составляет 0,82.

3. Для радионуклидов, способных в течение рассматриваемого времени $0 \leq t \leq 1000$ лет проникнуть в водные горизонты, как правило, критическим путем облучения становится путь, связанный с потреблением питьевой воды и рыбы. В качестве представителя этой группы радионуклидов на рисунке 5 представлены результаты расчетов распределения величины $ESR(t=500)$ лет для Am-241+D. В этом случае соотношения средних значений распределений дозы за счет потребления воды и рыбы и суммарной дозы облучения составляли 0,82 и 0,16 соответственно.

В таблице 4 представлены результаты сравнения значений $G_i^{soil}(t_m)$ в почве, полученных различными авторами, для ряда радионуклидов при условиях облучения, согласно сценарию 1. Как уже отмечалось выше, такого рода расчеты очень часто выполнялись с помощью пакета программ RESRAD и набора исходных параметров, содержащихся в описаниях к этому пакету программ. В настоящей работе на стадии предварительных расчетов также использовали программу RESRAD-ONSITE 7.2, но только для оценки значения времени реализации максимального значения функции $ESR(t=t_m)$ и значения концентрации радионуклидов в это время в почве, воздухе и воде. Далее программа RESRAD-ONSITE 7.2 не использовалась, а вместо нее с помощью стохастического моде-

лирования на базе программы Crystal Ball рассчитывали распределение величины ESR($t=t_m$) и необходимое для оценки $G_i^{soil}(t_m)$ в почве значение 95% квантиля этого распределения. При проведении этих расчетов в качестве исходных параметров, входящих в уравнения (2)–(7), использовали данные из технического документа МАГАТЭ

[23], а также результаты собственных чернобыльских исследований [16, 17, 24]. То есть используемый в настоящей работе набор параметров моделей, определяющих дозы облучения, частично отличался от аналогичного набора параметров, используемых по умолчанию в программе RESRAD-ONSITE 7.2.

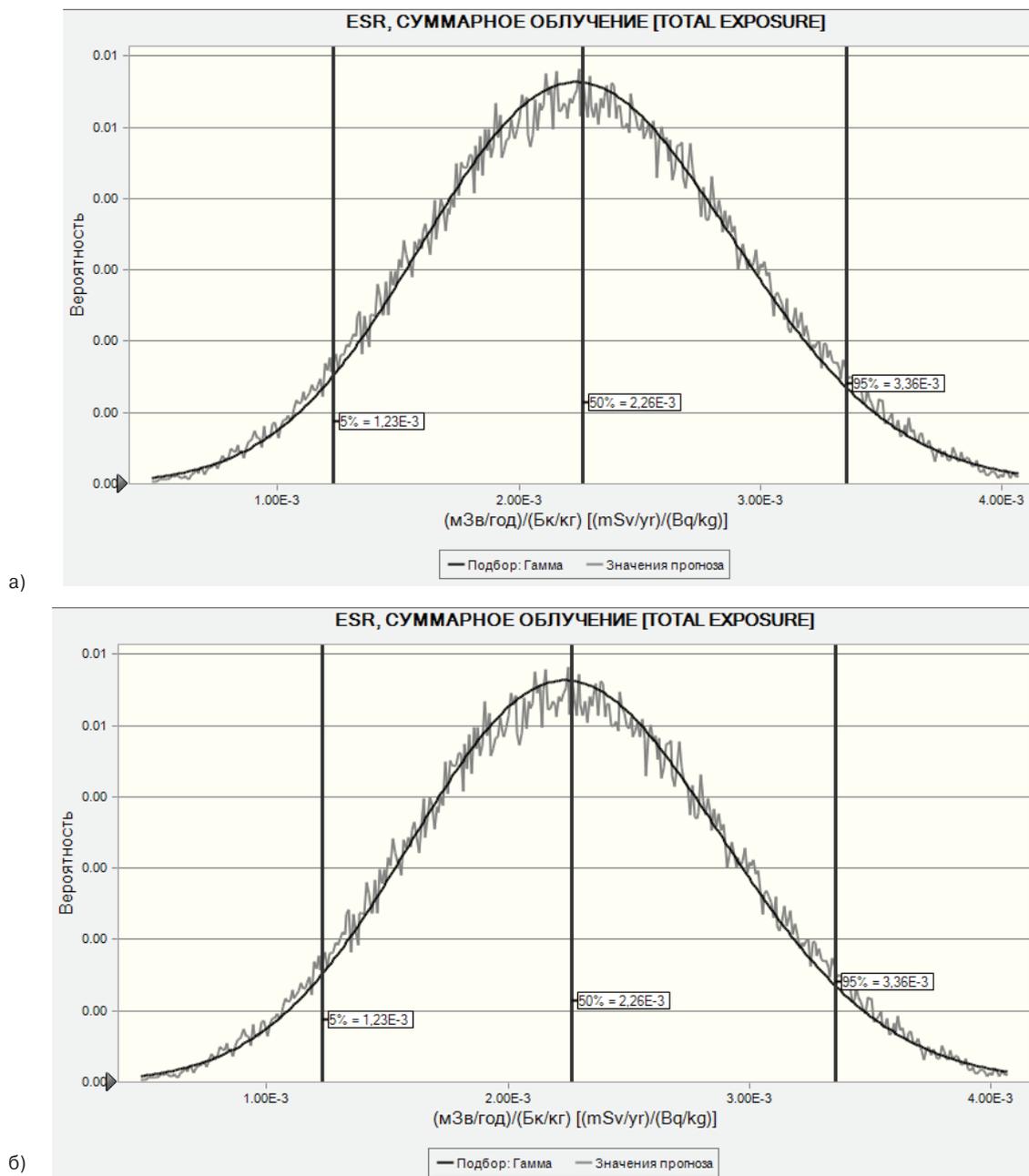


Рис. 3. Распределение величины ESR для радионуклида Co-60 в первый год после проведения заключительного радиологического обследования площадки в случае: а) – суммарного облучения за счет всех путей и б) – только внешнего облучения
[Fig. 3. The distribution of ESR values for the radionuclide Co-60 in the first year after the final radiological survey of the site in the case: a) the total exposure through all pathways, and b) only external exposure]

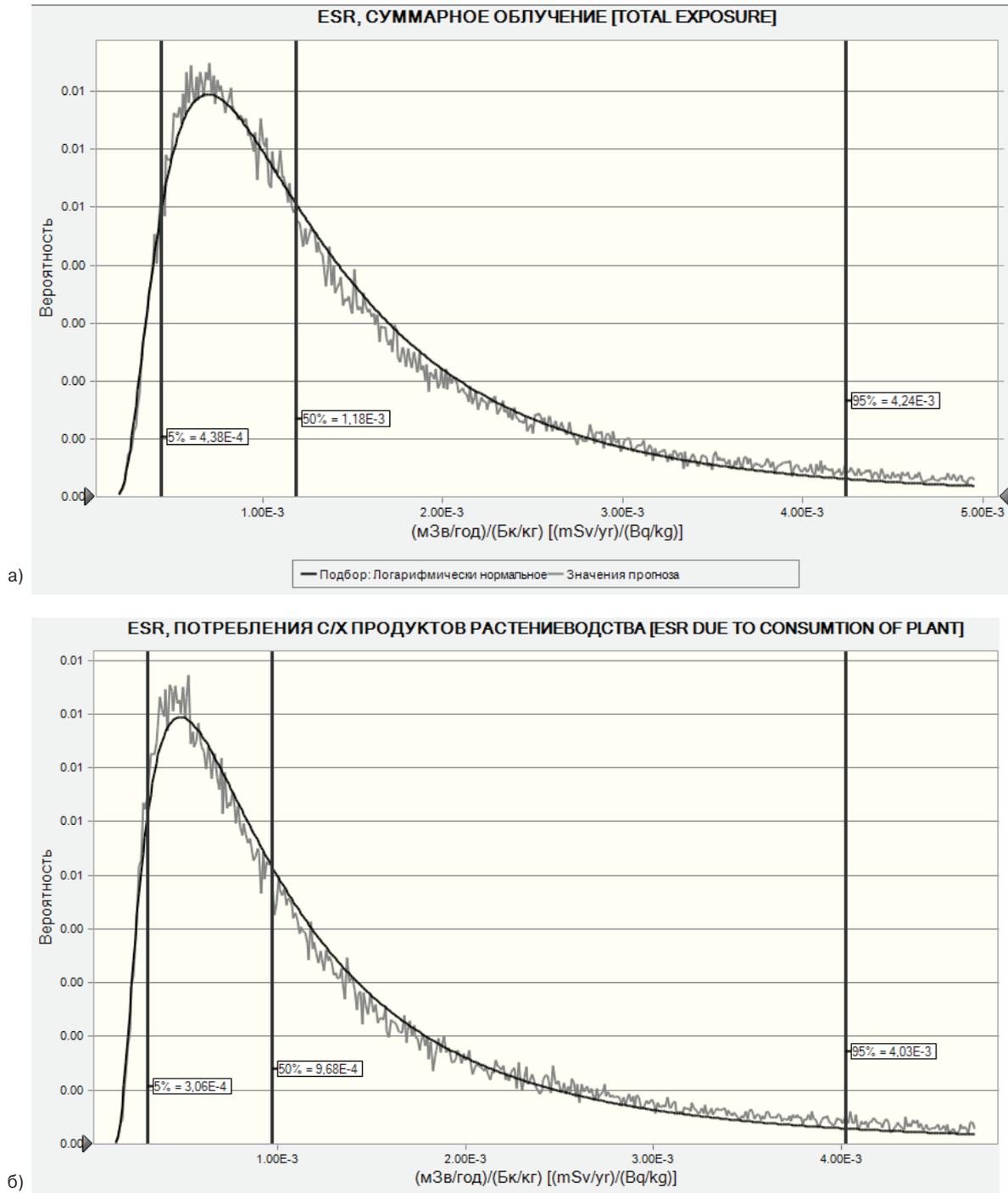


Рис. 4. Распределение величины ESR для радионуклида Sr-90+D в первый год после проведения заключительного радиологического обследования площадки в случае: а) – суммарного облучения за счет всех путей и б) – внутреннего облучения только за счет продуктов растениеводства
[Fig. 4. The distribution of ESR values for the radionuclide Sr-90+D in the first year after the final radiological survey of the site in the case: a) the total exposure through all pathways, and b) internal exposure due to consumption of plant growing products]

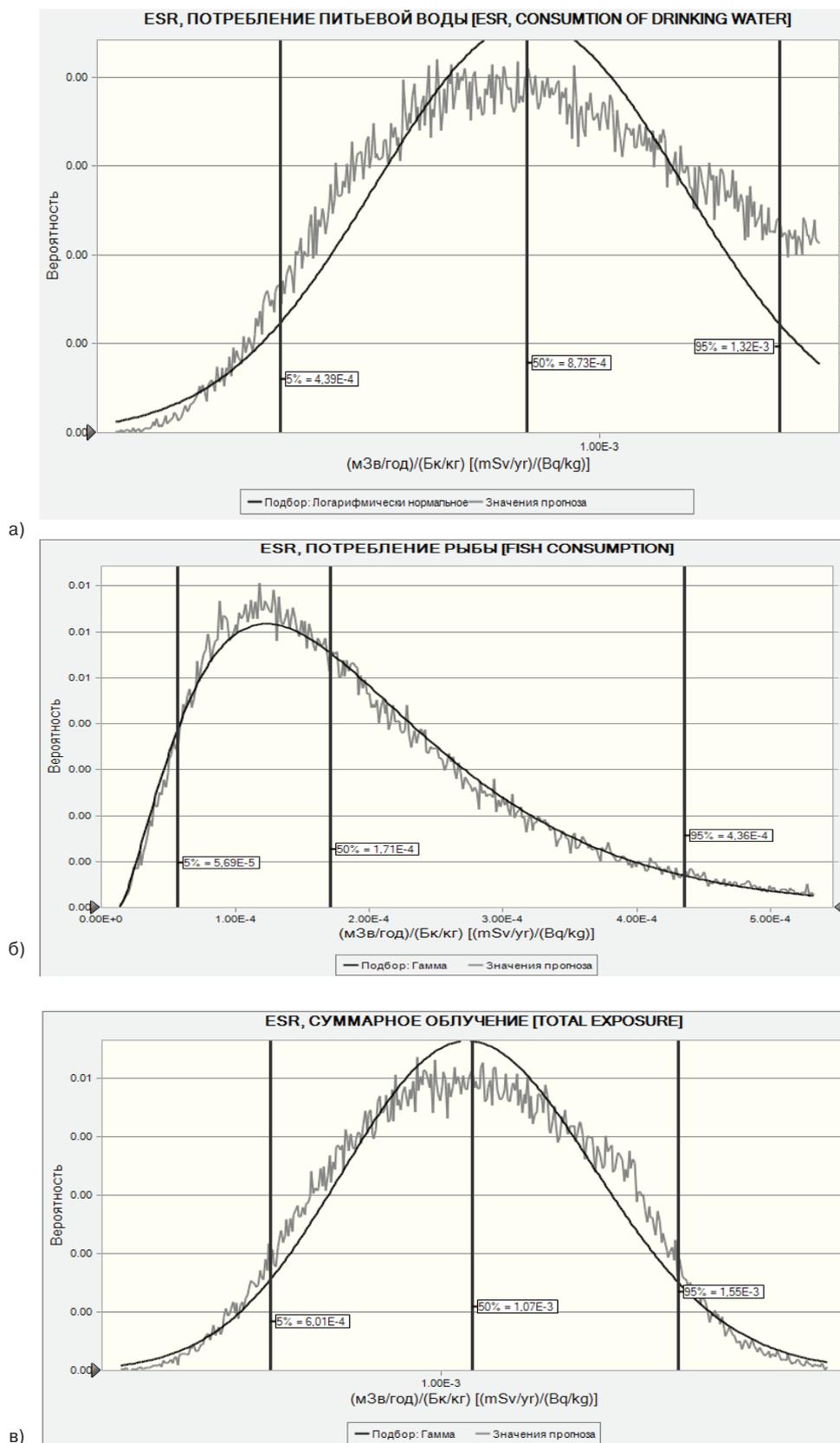


Рис. 5. Распределение величины ESR ($t=500$ лет) для радионуклида Am-241+D в случае: а) – внутреннего облучения за счет потребление питьевой воды, б) – внутреннего облучения за счет потребления рыбы и в) – суммарного облучения
[Fig. 5. The distribution of the ESR value ($t = 500$ years) for the radionuclide Am-241+D in the case of: a) internal exposure due to consumption of drinking water, б) internal exposure due to consumption of fish, and в) – total exposure]

Для проведения тестирования собственной методики расчетов использовали:

1. Результаты расчетов, полученные нами для аналогичных вариантов с помощью программы RESRAD-ONSITE 7.2. В этом случае мы обладали наибольшим количеством информации о проведении расчетов обоими методами.

2. Результаты расчетов, опубликованные за рубежом [25–28].

К сожалению, в доступной нам российской литературе такого рода результаты обнаружить не удалось. Результаты сравнения представлены в таблице 4.

Сравнительный анализ результатов (см. выше п. 1) показал следующее:

1. Необходимым и достаточным условием близости результатов расчетов, полученных разными методами,

является близость как центральных характеристик распределения расчетной величины (среднее значение, медиана), так и характеристик ее рассеяния (среднее квадратичное отклонение, стандартное геометрическое отклонение). Этим условиям полностью соответствовали, например, результаты расчетов для радионуклида Cs-137+D (рис. 6).

2. Для некоторых радионуклидов центральные характеристики распределения расчетной величины оказались близки, но характеристики ее рассеяния, полученные разными методами, существенно различались. Примером такой ситуации может служить сравнение распределений величины ESR для радионуклида Ra-226+D (рис. 7). В этом случае значения медиан распределений величины ESR различаются всего лишь на 15%, тогда как соотношения 95% и 50% квантилей для двух методов

Таблица 4

Сравнение результатов расчетов значений $G_i^{soil}(t_m)$ (сценарий 1), полученных различными авторами

[Table 4

[Comparison of calculations results of the values $G_i^{soil}(t_m)$ (scenario 1) obtained by different authors]

Радионуклид [Radionuclide]	t_m , лет [t_m , year]	$G_i^{soil}(t_m)$, Бк/кг [$G_i^{soil}(t_m)$, Bq/kg]					
		Данная работа [Present work]	RESRAD-ONSITE 7.2 ¹⁾	[25]	[26]	[27]	[28]
Cs-137+D	1	200	220	400	490	460	270
Sr-90+D	1	70	50	89	75	80	1000
Ra-226+D	62	10	56	–	27	75	–
Am-241+D	500	200	310	1,6E03	94	727	8,4E03
Co-60	1	90	120	89	170	–	180
Pu-239	1	2,5E03	2,1E03	1,5E03	100	1,3E03	1,2E04
Th-232	100	50	20	–	49	1000	–
U-234	1	1,6E03	6,0E03	4,1E03	580	–	1,8E04
U-238+D	1000	1,4E03	2,3E03	3,0E03	22	60	3,3E03

¹⁾ собственные расчеты с помощью программы RESRAD-ONSITE 7.2.

[¹⁾ own calculations using RESRAD-ONSITE 7.2]

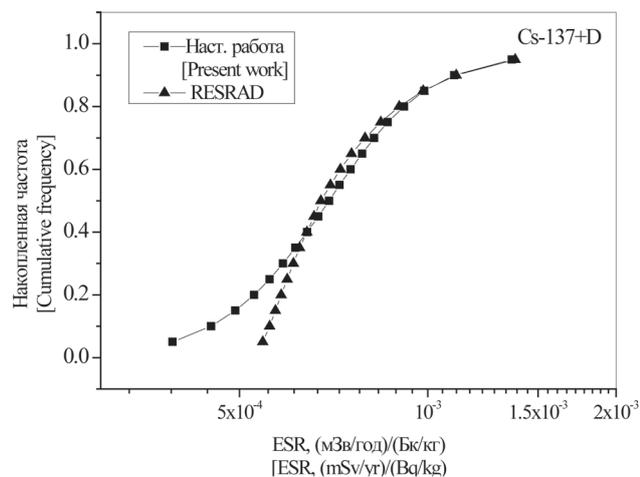


Рис. 6. Сравнение распределений величины ESR для радионуклида Cs-137+D, рассчитанных разными методами [Fig. 6. Comparison of the ESR distributions for the radionuclide Cs-137+D calculated by different methods]

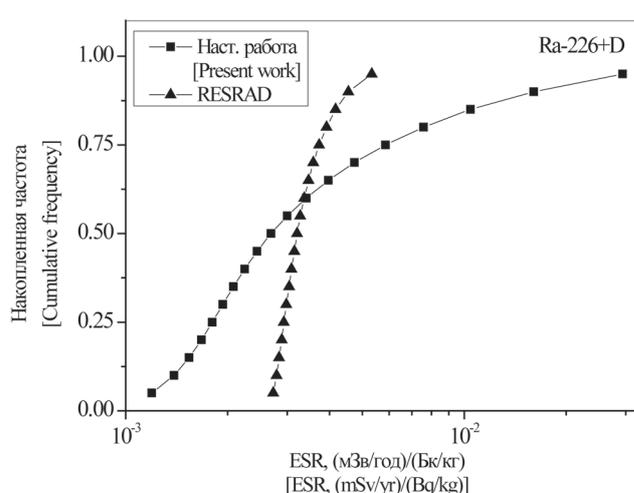


Рис. 7. Сравнение распределений величины ESR для радионуклида Ra-226+D, рассчитанных разными методами [Fig. 7. Comparison of the ESR distributions for the radionuclide Ra-226+D calculated by different methods]

расчета составляли около 10 раз (данная работа) и всего лишь 1,7 раза (RESRAD), что и приводит к отличию значений $G_i^{soil}(t_m)$ в 5,6 раза (см. табл. 4).

3. Есть ситуации, когда существенно различаются как центральные характеристики распределения расчетной величины, так и характеристики ее рассеяния. Примером такой ситуации может служить сравнение характеристик распределений величины ESR для радионуклида Pu-239 (рис. 8). В этом случае значения медиан распределений величины ESR различались в два раза, а соотношения 95% и 50% квантилей составляли 1,3 раза (данная работа) и 3 раза (RESRAD).

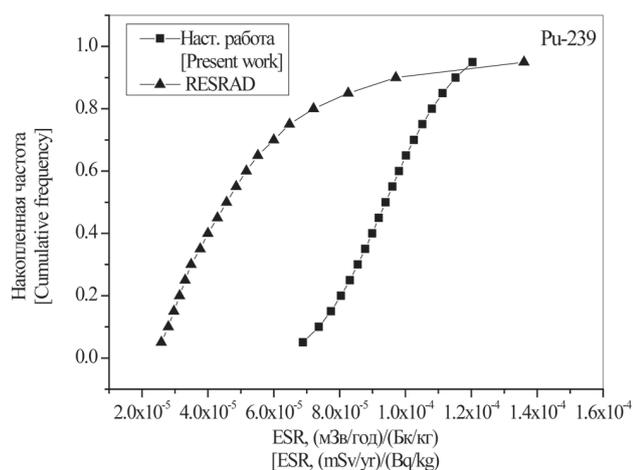


Рис. 8. Сравнение распределений величины ESR для радионуклида Pu-239, рассчитанных разными методами
[Fig. 8. Comparison of the ESR distributions for the radionuclide Pu-239 calculated by different methods]

Вышеприведенные цифры, демонстрирующие возможные причины отличий результатов, полученных двумя методами расчета, обусловлены, в основном, различием в значениях исходных параметров (ShF , CR_{ik} , CR_{gr} , CR_{if} , F_{milk} , F_{meat}), использующихся в данной методике расчета и в программе RESRAD и определяющих дозы у людей, согласно различным путям облучения.

Различия в результатах расчетов, представленных в данной работе и опубликованных в других работах (см. выше п. 2), объяснить сложнее из-за неполной информации об условиях их выполнения и исходных параметрах. Однако и тут можно отметить хорошую сходимость результатов, как для гамма- и бета-излучающих радионуклидов (Cs-137+D, Co-60, Sr-90+D), так и для природных цепочек (Th-232, U-238) и альфа-излучающих (Pu-239) радионуклидов. Как правило, различия не превышают двух раз. Тем не менее, существуют работы, где отдельные результаты могут отличаться до двух порядков величины от основного массива данных, например $G_i^{soil}(t_m)$ для U-238 из [26].

Результаты расчета значений радиологического критерия освобождения площадки для i -го радионуклида, содержащегося в почве ($G_i^{soil}(t_m)$), и разных сценариев облучения представлены в таблице 5. Наиболее строгими являются значения $G_i^{soil}(t_m)$ для сценария 1, включающего все рассматриваемые пути облучения при проживании и работе на загрязненной территории. На введение ограничений в виде отказа от потребления продуктов животного происхождения, рыбы и воды (сценарий 2) резко отреагировали лишь два значения $G_i^{soil}(t_m)$ – для цепочек радионуклидов Am-241+D и U-238+D, что связано с отказом от потребления воды и рыбы (см. рис. 5). Введение дополнительных ограничений в виде отказа от употребле-

Таблица 5

Значение радиологического критерия освобождения площадки $G_i^{soil}(t_m)$ для i -го радионуклида, содержащегося в почве, и различных сценариев облучения

[Table 5

The value of radiological criteria for the release of the site $G_i^{soil}(t_m)$ for i -th radionuclide contained in the soil and different scenarios of exposure]

Радионуклид [Radionuclide]	t_{max} , лет t_{max} , year	$G_i^{soil}(t_m)$ ($E_L=0,3$ мЗв/год), Бк/кг, в рамках выполнения сценария: [$G_i^{soil}(t_m)$ ($E_L=0,3$ mSv/yr), Bq/kg for the scenario:]			
		1	2	3	5
H-3 ¹⁾	1	4900	–	–	–
C-14 ¹⁾	1	530	–	–	–
Cs-137+D	1	200	360	400	190
Sr-90+D	1	70	80	2,4E05	1,9E04
Ra-226+D	62	10	10	160	–
Am-241+D	–	200($t_m=500$)	3,0E03($t_m=1$)	3,3E03($t_m=1$)	–
Co-60	1	90	90	90	810
Pu-239	1	2,5E03	2,7E03	2,8E03	2,1E04
Th-232	100	50	50	90	–
U-234	1	1,6E03	1,6E03	3,2E04	–
U-238+D	1000	1,4E03	1,5E04	9,6E04	–

¹⁾ – для этих радионуклидов представлены данные, заимствованные из [22].

[¹⁾ – for these radionuclides, the data have been taken from [22]].

ния продуктов растительного происхождения (сценарий 3) в наибольшей степени сказались на таких бета- и альфа-излучающих радионуклидах, как Sr-90+D, Ra-226+D и некоторых других, для которых существенная доля дозы внутреннего облучения обусловлена их потреблением. Для гамма-излучающих радионуклидов, таких как, например, Co-60, для которых суммарная доза облучения практически полностью обусловлена внешним облучением, значения $G_i^{soil}(t_m)$ практически одинаковы для всех этих трех сценариев. И наконец, значение $G_i^{soil}(t_m)$ для сценария 5, предполагающего временное нахождение на загрязненной территории (1 месяц) и рекреационное ее использование, было рассчитано для трех радионуклидов (Cs-137, Sr-90 и Pu-239), для которых имелись исходные данные о коэффициентах перехода из почвы в продукты питания природного происхождения (грибы, ягоды, дичь), и Co-60, доза облучения которого полностью обусловлена внешним излучением.

Результаты расчетов значений радиологического критерия освобождения площадки в случае ее дальнейшего использования в производственных целях

Рассматривался производственный сценарий, подразумевающий облучение работников, находящихся на загрязненной территории в течение рабочего дня (2000 ч/год). Предполагалось, что часть рабочего времени они находятся на территории вне здания, а часть – внутри здания. Таким образом, в течение производственного процесса они облучались как от радионуклидов, содержащихся в почве, так и от радионуклидов, содержащихся в конструкциях зданий. В последнем случае радиоактивный источник мог быть как поверхностным, так и объемным. В случае поверхностного загрязнения стен, потолка и пола здания полагали, что удаляемая фракция загрязнения составляет 10%.

В производственном сценарии рассматривались следующие пути облучения: прямое внешнее облучение от источника (почва, конструкции здания) и внутреннее облучение за счет ингаляции частиц пыли, содержащих радиоактивный материал, и за счет прямого потребления почвы, т.е. те же самые пути облучения, как в сценарии 3 при проживании в городской среде. Как правило, основным путем облучения в случае гамма-излучающих радионуклидов является внешнее облучение. Однако в случае бета- и альфа-излучающих радионуклидов за счет наличия удаляемой фракции загрязнения имеют значение и другие пути облучения.

Значения радиологических критериев освобождения площадки для радионуклидов, содержащихся в почве или конструкциях зданий при ее последующем производственном использовании, представлены в таблице 6. Эти значения соответствуют воздействию только одного источника, находящегося либо в почве, либо в конструкциях здания:

$G_i^{soil,out}$ – соответствует работающим все время вне здания и облучающимся от источника, находящегося в почве;

$G_i^{soil,in}$ – соответствует работающим все время внутри здания и облучающимся от источника, находящегося в почве;

$G_i^{b,surf}$ – соответствует работающим все время внутри здания и облучающимся от поверхностного источника, содержащегося в его конструкциях;

$G_i^{b,vol}$ – соответствует работающим все время внутри здания и облучающимся от объемного источника, содержащегося в его конструкциях.

Значения радиологических критериев освобождения площадки $G_i^{soil,out}$, $G_i^{soil,in}$ и $G_i^{b,surf}$ были заимствованы из работы [29], а значение $G_i^{b,vol}$ рассчитывали с помощью программы RESRAD-BUILD 3.5.

В реальных условиях облучение происходит как от источника, содержащегося в почве, так и от источника, содержащегося в конструкциях зданий. При этом полагалось, что источник, содержащийся в почве, дает вклад в облучение работника, находящегося как вне, так и внутри здания, а источник, содержащийся в конструкциях зданий, дает вклад в облучение работника, находящегося только внутри здания. При таких условиях облучения для суммы радионуклидов можно записать следующее соотношение:

$$\sum_i \left[\frac{C_i^{soil}(0)}{G_i^{soil,in}} OF_{in} + \frac{C_i^{soil}(0)}{G_i^{soil,out}} (1 - OF_{in}) + \frac{OF_{in} \cdot \sigma_i^{surf}(0)}{G_i^{b,surf}} + \frac{OF_{in} \cdot C_i^{vol}(0)}{G_i^{b,vol}} \right] \leq 1, \quad (12)$$

где $C_i^{soil}(0)$ – начальная концентрация i-го радионуклида в почве, Бк/кг;

$\sigma_i^{surf}(0)$ – начальное значение поверхностной активности i-го радионуклида в конструкциях зданий, кБк/м²;

$C_i^{vol}(0)$ – начальное значение концентрации i-го радионуклида в конструкциях зданий, Бк/кг;

$G_i^{soil,in}$, $G_i^{soil,out}$, $G_i^{b,surf}$, $G_i^{b,vol}$ – значения соответствующих радиологических критериев (табл. 6);

OF_{in} – доля рабочего времени, проводимого работником внутри помещения, отн. ед.

В крайних случаях, когда работник весь рабочий день находится внутри помещения ($OF_{in} = 1$) или вне его ($OF_{in} = 0$), соотношение (12) преобразуется в следующие неравенства соответственно:

$$\sum_i \left[\frac{C_i^{vol}(0)}{G_i^{b,vol}} + \frac{C_i^{soil}(0)}{G_i^{soil,in}} + \frac{\sigma_i^{surf}(0)}{G_i^{b,surf}} \right] \leq 1, \quad (13)$$

$$\sum_i \left[\frac{C_i^{soil}(0)}{G_i^{soil,out}} \right] \leq 1, \quad (14)$$

Заключение

Разработана методология оценки радиологических критериев использования территории (земельный участок с находящимися на нем зданиями) с остаточным радиоактивным загрязнением от «зеленой площадки», т.е. полного освобождения от радиационного контроля, до введения ряда ограничений на использование территории. В соответствии с целями дальнейшего использования территории рассмотрен ряд сценариев и путей облучения представителей критической группы населения. Определен набор моделей и их параметров, соответствующих количеству рассматриваемых путей облучения.

Представлены численные значения радиологических критериев при содержании радионуклидов в почве для трех сценариев облучения, соответствующих постоянному проживанию населения на высвобожденной территории. Дополнительно рассмотрен сценарий, предполагающий временное нахождение на загрязненной территории (суммарно 1 месяц в году) и рекреационное ее использование, и так называемый производственный сценарий, соответствующий ограниченному времени

Таблица 6

Значение радиологических критериев освобождения площадки $G_i^{soil,in}$, $G_i^{soil,out}$, $G_i^{b,surf}$, $G_i^{b,vol}$ для *i*-го радионуклида, содержащегося в почве или конструкциях зданий при их последующем производственном использовании (сценарий 4)

[Table 6]

The value of radiological criteria for release of sites $G_i^{soil,in}$, $G_i^{soil,out}$, $G_i^{b,surf}$, $G_i^{b,vol}$ for *i*-radionuclide contained in the soil or building structures for the Worker Scenario (scenario 4)

Радионуклид [Radionuclide]	Источник – почва [Source – soil]		Источник – конструкции зданий [Source – construction of buildings]	
	$G_i^{soil,out}$, Бк/кг [Bq/kg]	$G_i^{soil,in}$, Бк/кг [Bq/kg]	$G_i^{b,surf}$, кБк/м ² [kBq/m ²]	$G_i^{b,vol}$, Бк/кг [Bq/kg]
Am-241+D	5,9E04	1,0E05	0,2	3,4E04
Co-60	270	570	3,0	90
Cs-137+D	1160	2430	13	380
Pu-239	1,1E05	1,3E05	0,2	2,2E05
Sr-90+D	8,4E04	1,7E05	50	2,9E04

пребывания на территории (2000 ч/год) и одновременному воздействию радионуклидов, содержащихся как в почве, так и в конструкциях зданий. Проведено сравнение результатов собственных расчетов значений радиологических критериев с данными других авторов.

Представляется необходимым продолжить исследования в этом направлении, особенно в части, касающейся:

- гармонизации требований к проведению подобного рода расчетов и проведению их сличений;
- поиска и систематизации значений параметров радиозоологических моделей;
- сравнения результатов оценки значений радиологических критериев, полученных на основании дозовых критериев освобождения площадки и критериев ограничения пожизненного риска.

Литература

1. Серия Норм МАГАТЭ по безопасности «Освобождение площадок от регулирующего контроля после завершения практической деятельности». Руководство № WS-G-5.1. – Вена, 2008. – 42 с.
2. Реабилитация и освобождение от контроля. В: Проблемы ядерного наследия и пути их решения. Вывод из эксплуатации / под общ. ред. Л.А. Большова, Н.П. Лаверова, И.И. Линге. – М., 2015. – 316 с.
3. Releasing the Sites of Nuclear Installations. A Status Report. NEA No 6187. – OECD, 2006
4. OECD. NUCLEAR ENERGY AGENCY. Nuclear Site Remediation and Restoration during Decommissioning of Nuclear Installations. A Report by the NEA Co-operative Programme on Decommissioning. NEA № 7192. OECD. 2014.
5. Determining Cleanup Goals at Radioactively Contaminated Sites: Case Studies. April 2002. Prepared by The Interstate Technology and Regulatory Council Radionuclides Team.
6. Радиационная защита и безопасность источников излучения: Международные основные нормы безопасности. Общие требования безопасности GSR Part 3. – Вена: МАГАТЭ, 2015. – 518 с.
7. Романович, И.К. Научное обоснование подходов к организации и проведению радиационного обследования реабилитированных радиационных объектов // Радиационная гигиена. – 2017. – Т. 10, № 3. – С. 90–102. DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-3-90-102.
8. Официальный сайт RESRAD Family of Codes. <http://web.ead.anl.gov/resrad> – (дата обращения: 11.11.2017 г.).
9. Публикация 60 МКРЗ. Рекомендации Международной комиссии по радиологической защите 1990 года. – М.: Энергоатомиздат, 1994. – 192 с.
10. Официальный сайт Oracle Crystal Ball. <http://www.oracle.com/crystalball> – (дата обращения: 12.11.2017 г.).
11. Eckerman K.F., Ryman J.C. External exposure to radionuclides in Air, Water, and Soil. Federal Guidance Report No. 12. Office of Radiation and Indoor Air, U.S. EPA, Washington, DC 20460 (1993).
12. International commission on radiological protection, Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations (CD data base), ICRP Publication 107, Ann ICRP, 2008, Vol.38, № 3.
13. ICRP. Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposures. ICRP Publication 116 -2010 – Ann. ICRP 40 (2–5).
14. Golikov V., Wallström E., Wöhni T., Tanaka K., Endo S. and Hoshi M. (2007) Evaluation of conversion coefficients from measurable to risk quantities for external exposure over contaminated soil by use of physical human phantoms. Radiation Environ. Biophysics, 46, Nr. 4, pp. 375-382.
15. Golikov V.Yu., Balonov M.I., and Ponomarev A.V. Estimation of external gamma radiation doses to the population after the Chernobyl accident. In: Chernobyl Papers, vol. 1, 1993, pp. 247-288.
16. Golikov V., Balonov M., Erkin V., Jacob P. (1999) Model validation for external doses due to environmental contamination by the Chernobyl accident. Health Physics, v. 77, No. 6, pp. 654-661.
17. Golikov V.Yu., Balonov M.I., Jacob P. (2002) External Exposure of the Population Living in Areas of Russia Contaminated due to the Chernobyl Accident. Radiat. Environ. Biophysics, 41, Nr. 10, pp. 185-193.
18. Salinas I.C.P., [et al.] (2006) Gamma Shielding Factor for Typical Houses in Brazil, Radiation Protection Dosimetry 121:420–424.
19. Barr C., Schmidt D., Sherbini S. (2010) Development of Site-Specific Shielding Factors for Use in Radiological Risk Assessments, Waste Management Conference, Phoenix, AZ, March 7–11.
20. Charley Yu, Sunita Kamboj, Cheng Wang, and Jing-Jy Cheng. Data Collection Handbook to Support Modeling Impacts of Radioactive Material in Soil and Building Structures. ANL/EVS/TM-14/4, September 2015.
21. Anspaugh L.R., [et al.]. 1974, «Evaluation of the Resuspension Pathway toward Protective Guidelines for Soil Contamination with Radioactivity», presented at the International Atomic Energy Agency. World Health Organization Symposium on Radiological Safety Evaluation of Population Doses and

- Application of Radiological Safety Standards to Man and the Environment, Portoraz, Yugoslavia, May 20–24.
22. User's Manual for RESRAD Version 6. <http://www.doe.gov/bridge> (дата обращения: 12.11.2017 г.).
23. IAEA – International Atomic Energy Agency. Technical reports series no. 472. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. IAEA. 2010.
24. Отчет (заключительный) по государственному контракту между ФБУН НИИРГ им. проф. П.В. Рамзаева и Роспотребнадзором № 8-Д от 29.05.2013 г. «Анализ и комплексная оценка изменения радиационной обстановки на территориях Калужской, Курганской, Свердловской и Челябинской областей, подвергшихся радиоактивному загрязнению, для оценки доз облучения населения и подготовки перечней населенных пунктов, отнесенных к зонам радиоактивного загрязнения».
25. National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP). 1999. Recommended Screening Limits for Contaminated Surface Soil and Review of Factors Relevant to Site-Specific Studies, NCRP Report No. 129, Bethesda, Maryland.
26. Schmidt D.W., Kottan J.J., McKenney C.A., Schneider S. Consolidated NMSS Decommissioning Guidance. Characterization, Survey, and Determination of Radiological Criteria. Final Report. NUREG-1757, Vol.2. September 2003.
27. Ana Claudia Peres and Goro Hiromoto. Determination of Screening Level for Soil Radioactive Contamination. Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy. Vol. 12. Article 21. January 2010. <http://scholarworks.umass.edu/soilsproceedings/vol12/iss1/21> (дата обращения: 10.11.2017 г.).
28. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2002. Distribution of Memorandum of Understanding between EPA and the Nuclear Regulatory Commission, OSWER No. 9295.8-6a, EPA, Washington, D.C.
29. Yu C., Cheng J.-J., Kamboj S., Domotor S., Wallo A. Preliminary Report on Operational Guidelines Developed for Use in Emergency Preparedness and Response Dispersal Device Incident. DOE/HS-0001 ANL/EVS/TM/09-1 Interim Final. February 2009.

Поступила: 15.11.2017 г.

Голиков Владислав Юрьевич – старший научный сотрудник, лаборатория радиационной гигиены медицинских организаций, Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: sg235@rambler.ru

Романович Иван Константинович – доктор медицинских наук, профессор, член-корреспондент РАН, директор Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Для цитирования: Голиков В.Ю., Романович И.К. Обоснование радиологических критериев использования территорий с остаточным радиоактивным загрязнением на основе дозового подхода // Радиационная гигиена. – 2017. – Т. 10, № 4. – С. 6-22. DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-4 -6-22

Justification for the radiological criteria for the use of areas with residual radioactive contamination based on the dose approach

Vladislav Yu. Golikov, Ivan K. Romanovich

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

The article presents a methodology for assessing the radiological criteria for the use of the territory (a land plot with buildings) with residual radioactive contamination from the so-called "green area", i.e., complete release from radiation control until a number of restrictions are imposed on the use of the territory. In accordance with the further use of the territory, a range of scenarios and pathways for the exposure of the population

Vladislav Yu. Golikov

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

Address for correspondence: Mira str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: sg235@rambler.ru

was considered. A set of models and their parameters, corresponding to the number of the considered pathways of exposure, was defined. Assuming a uniform distribution of a radionuclide with a unit concentration in the source zone, the distribution of effective doses for the population living in the territory with the residual radioactive contamination for different irradiation scenarios was calculated by stochastic modeling, 95% of the quantile of which was attributed to the dose in the representatives of the critical population group. Next, the value of radiological criteria, depending on the implemented scenario, was determined as the ratio of the dose constraint $E_L = 0,3 \text{ mSv/yr}$ and 95% quantile in the distribution of the effective dose from a unit contamination. The numerical values of radiological criteria for the presence of radionuclides in the soil are presented, both for the radiation scenarios that correspond to the permanent residence of the population in the contaminated territory and for recreational use. A further consideration is given to the so-called worker scenario, which corresponds to the limited time spent on the contaminated territory and the simultaneous effects of radionuclides contained both in the soil and in the construction of the buildings. A comparison of the results of the own calculations with the data of other authors was carried out.

Key words: decommissioning of installations, the radiological criterion for site release, exposure scenario, exposure pathways, stochastic modeling, effective dose.

References

- IAEA Safety Standards Series. The release of Sites from Regulatory Control on Termination of Practices. Safety guide № WS-G-5.1. Vienna, 2008, 42 p. (in Russian).
- Rehabilitation and exemption from control. B: Issues of nuclear legacy and ways to solve them. Decommissioning. Ed.: Bolshov L.A., Laverov N.P., Linge I.I. Moscow, 2015, 316 p. (in Russian).
- Releasing the Sites of Nuclear Installations. A Status Report. NEA No 6187. – OECD, 2006
- OECD. NUCLEAR ENERGY AGENCY. Nuclear Site Remediation and Restoration during Decommissioning of Nuclear Installations. A Report by the NEA Co-operative Programme on Decommissioning. NEA № 7192. OECD. 2014.
- Determining Cleanup Goals at Radioactively Contaminated Sites: Case Studies. April 2002. Prepared by The Interstate Technology and Regulatory Council Radionuclides Team.
- IAEA Safety Standards for protecting people and environment. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. General Safety Requirements. Part 3 No GSR Part 3. Vienna, 2014, 436 p. (in Russian).
- Romanovich I.K. Scientific substantiation of approaches to organization and conducting radiation surveys at the rehabilitated radiation sites. Radiatsionnaya ghygiena = Radiation Hygiene, 2017, Vol. 10, No. 3, pp. 99-102. DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-3-90-102. (in Russian).
- Official site RESRAD Family of Codes. – Available on: <http://web.ead.anl.gov/resrad> – (Accessed: November 11, 2017).
- ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1-3). (in Russian).
- Official site Oracle Crystal Ball. – Available on: <http://www.oracle.com/crystalball> – (Accessed: November 12, 2017).
- Eckerman K.F., Ryman J.C. External exposure to radionuclides in Air, Water, and Soil. Federal Guidance Report No. 12. Office of Radiation and Indoor Air, U.S. EPA, Washington, DC 20460 (1993).
- International commission on radiological protection, Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations (CD data base), ICRP Publication 107, Ann ICRP, 2008 Vol.38, № 3.
- ICRP. Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposures. ICRP Publication 116 -2010 – Ann. ICRP 40 (2-5).
- Golikov V., Wallström E., Wöhni T., Tanaka K., Endo S. and Hoshi M. (2007) Evaluation of conversion coefficients from measurable to risk quantities for external exposure over contaminated soil by use of physical human phantoms. Radiation Environ. Biophys., 46, No. 4, pp. 375-382.
- Golikov V.Yu., Balonov M.I., and Ponomarev A.V. Estimation of external gamma radiation doses to the population after the Chernobyl accident. In: Chernobyl Papers, vol. 1, 1993, pp. 247-288.
- Golikov V., Balonov M., Erkin V., Jacob P. (1999) Model validation for external doses due to environmental contamination by the Chernobyl accident. Health Physics, v. 77, No. 6, pp. 654-661.
- Golikov V.Yu., Balonov M.I., Jacob P. (2002) External Exposure of the Population Living in Areas of Russia Contaminated due to the Chernobyl Accident. Radiat. Environ. Biophysics, 41, Nr. 10, pp. 185-193.
- Salinas I.C.P., [et al.] (2006) Gamma Shielding Factor for Typical Houses in Brazil, Radiation Protection Dosimetry 121:420–424.
- Barr C., Schmidt D., Sherbini S. Development of Site-Specific Shielding Factors for Use in Radiological Risk Assessments, Waste Management Conference, Phoenix, AZ, March 7–11, 2010.
- Charley Yu, Sunita Kamboj, Cheng Wang, and Jing-Jy Cheng. Data Collection Handbook to Support Modeling Impacts of Radioactive Material in Soil and Building Structures. ANL/EVS/TM-14/4, September 2015.
- Anspaugh L.R., [et al.]. «Evaluation of the Resuspension Pathway toward Protective Guidelines for Soil Contamination with Radioactivity», presented at the International Atomic Energy Agency. World Health Organization Symposium on Radiological Safety Evaluation of Population Doses and Application of Radiological Safety Standards to Man and the Environment, Portoraz, Yugoslavia, May 20–24, 1974.
- User's Manual for RESRAD Version 6. – Available on: <http://www.doe.gov/bridge> (Accessed: November 12, 2017).
- IAEA – International Atomic Energy Agency. Technical reports series no. 472. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. IAEA. 2010.
- Report (final) under the state contract between Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev with Rospotrebnadzor No. 8-D of May 29, 2013, "Analysis and comprehensive assessment of changes in the radiation situation in the territories of Kaluga, Kurgan, Sverdlovsk and Chelyabinsk regions affected by radioactive contamination, for assessing exposure doses to the population and preparing lists of the settlements, referred to the zones of radioactive contamination" (in Russian).
- National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP). Recommended Screening Limits for Contaminated Surface Soil and Review of Factors Relevant to Site-Specific Studies, NCRP Report No. 129, Bethesda, Maryland. 1999.
- Schmidt D.W., Kottan J.J., McKenney C.A., Schneider S. Consolidated NMSS Decommissioning Guidance. Characterization, Survey, and Determination of Radiological Criteria. Final Report. NUREG-1757, Vol.2. September 2003.

27. Peres A.C. and Hiromoto G. Determination of Screening Level for Soil Radioactive Contamination. Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy. Vol. 12. Article 21. January 2010. – Available on: <http://scholarworks.umass.edu/soilsproceedings/vol12/iss1/21> (Accessed: 10 November, 2017).
28. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Distribution of Memorandum of Understanding between EPA and the Nuclear Regulatory Commission, OSWER No. 9295.8-6a, EPA, Washington, D.C. 2002.
29. Yu C., Cheng J.-J., Kamboj S., Domotor S., Wallo A. Preliminary Report on Operational Guidelines Developed for Use in Emergency Preparedness and Response Dispersal Device Incident. DOE/HS-0001 ANL/EVS/TM/09-1 Interim Final. February 2009.

Received: November 15, 2017

For correspondence: Vladislav Yu. Golikov – Senior Researcher, Medical protection laboratory, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being (Mira str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; E-mail: sg235@rambler.ru)

Ivan K. Romanovich – Doctor of Medical Sciences, Professor, Corresponding member of the Russian Academy of Sciences, Director, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

For citation: Golikov V. Yu., Romanovich I.K. Justification of radiological criteria for the use of areas with residual radioactive contamination based on the dose approach. Radiatsionnaya gygiena = Radiation Hygiene, 2017, Vol. 10, No. 4, pp. 6-22. (In Russian) DOI: 10.21514/1998-426X-2017-10-4-6-22