

ПОЛУЧЕНИЕ КОЭФФИЦИЕНТОВ ПЕРЕХОДА ДЛЯ ОЦЕНОК ПОТЕНЦИАЛЬНЫХ ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК НА НАСЕЛЕНИЕ, ПРОЖИВАЮЩЕЕ В МЕСТЕ РАЗГРУЗКИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД, КОНТАКТИРУЮЩИХ С ПГЗРО

С. А. Богатов, А. А. Аракелян

Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, Москва

Статья поступила в редакцию 30 июля 2019 г.

В работе по упрощенной консервативной модели получены коэффициенты перехода, позволяющие связать активность потока радионуклидов из ПГЗРО в биосферу с ожидаемым дозовым воздействием на население для сценария, в котором загрязненная вода используется для бытовых и хозяйственных нужд, включая получение сельхозпродукции для собственного потребления. Результаты показывают, что основной вклад в дозу вносит потребление овощей, для полива которых используется загрязненная вода. Загрязнение овощей происходит преимущественно за счет корневого поступления.

Ключевые слова: радионуклиды, радиоактивные отходы, подземное захоронение, пероральные дозы, критическая группа населения.

Введение

Количественным критерием оценки безопасности любого радиационно опасного объекта является эффективная доза или линейно связанная с ней величина радиационного риска. В частности, это относится и к пунктам глубинного захоронения радиоактивных отходов (ПГЗРО), при сооружении которых (или даже отказе от их сооружения) ключевым и наиболее острым вопросом является обоснование их долговременной безопасности на весь период потенциальной опасности РАО [1]. Поскольку в ПГЗРО присутствуют радионуклиды, представляющие опасность в течение миллионов лет, при обосновании безопасности приходится учитывать процессы, связанные с изменениями климата, ландшафта, поведенческих

предпочтений населения и т. п. Получение достоверных прогнозов на столь длительный период представляется проблематичным, поскольку максимальным горизонтом прогноза, в рамках которого возможны более-менее адекватные количественные оценки, в настоящее время считается срок не более 10 000 лет [2].

Альтернативным подходом к прогнозам на миллионы лет может быть проведение оценок до момента достижения максимального выхода радионуклидов и радиационного воздействия на биосферу. При данном подходе для ПГЗРО в кристаллических породах задача несколько облегчается, так как максимальный выход радионуклидов происходит в пределах временного интервала (несколько тысяч лет [3–4]),

в течение которого внешние условия и характеристики барьеров безопасности остаются относительно постоянными и могут характеризоваться количественно.

Учет всевозможных внутренних и внешних воздействий и связанных с ними процессов при оценках безопасности проводится в рамках разработки сценариев, среди которых на начальном этапе оценок выделяется основной или базовый. Данный сценарий является первым шагом и основой оценок безопасности ПГЗРО. Среди его особенностей важными являются консерватизм и предположение о постоянстве климата и жизнедеятельности людей, на которых возможно радиационное воздействие ПГЗРО. Второе предположение является достаточно оправданным, так как последние исследования [5–6], свидетельствуют о том, что существующие в настоящее время климатические условия существенно¹ не изменятся в течение порядка 100 000 лет.

В настоящее время активно проводятся оценки долговременной безопасности ПГЗРО, сооружение первой очереди которого — подземной исследовательской лаборатории — начато в Красноярском крае вблизи города Железногорска [7–9]. Обоснование безопасности ПГЗРО является длительным итерационным процессом, который проводится в течение всего жизненного цикла объекта, а получаемые оценки должны совершенствоваться по мере уточнения и получения новой информации как о самом объекте, так и об окружающей его среде, включая механизмы формирования потенциальных дозовых нагрузок на персонал и население.

Целью данной работы является иллюстрация получения исходных данных для интегральных моделей, основная задача которых — проведение упрощенных консервативных оценок радиологического воздействия на население и окружающую среду в условиях дефицита исходных данных. По мере получения новой информации модели должны становиться более сложными и реалистичными.

Результатом данной работы является установление коэффициентов перехода, позволяющих связать активность потока радионуклидов из ПГЗРО в биосферу (Бк/год) с ожидаемым дозовым воздействием (Зв/год). Размерность коэффициентов перехода — Зв/Бк.

В статье рассматривается сценарий, в котором загрязненные подземные воды, контактировавшие

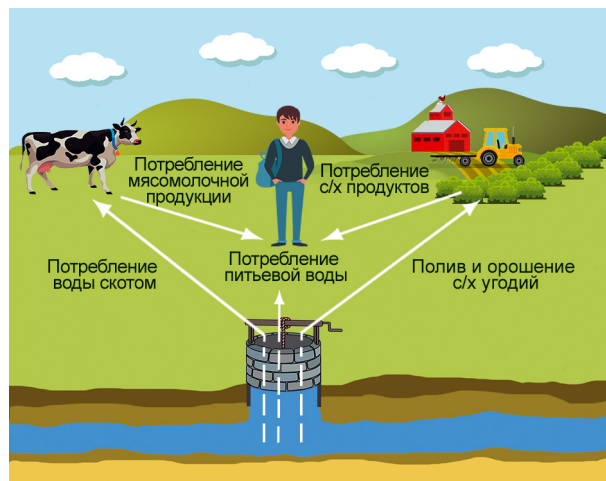


Рис. 1. Иллюстрация расчетной модели

с ПГЗРО, поступают в колодец, вода из которого используется для питья, водопоя крупного рогатого скота и полива огородов, где выращивается продукция для собственного потребления (рис. 1).

Население

В качестве прототипа для выбора исходных данных (преимущественно — рационов питания) выбран населенный пункт из работы [10]. Основным источником питания жителей — продукция личных подсобных хозяйств (овощи, мясо, молоко), дикоросы (грибы, ягоды) и рыба, вылавливаемая в реке. В данной работе рассматриваются средние рационы питания, приведенные в табл. 1. Принимались во внимание лишь продукты, загрязнение которых возможно вследствие использования воды из колодца. Для оценок рациона детей применялись соотношения потреблений взрослые/дети из [11], где приведены основные положения методологии. Следует отметить, что использованные значения потребления для овощей, мяса и молока примерно в 2 раза меньше, чем среднеевропейские [11]. Предполагалось, что данный рацион относится именно к местным продуктам, в которых могут присутствовать радионуклиды, поступающие из ПГЗРО. Недостающие для полноценного питания продукты считались привозными и в расчете не участвовали.

Таблица 1. Принятые в расчетах средние рационы питания критических групп населения кг(л)/год

Критическая группа	Вода	Овощи (картофель)	Мясо	Молоко
Взрослые	600	182	59	136
Дети	260	67	24	163

¹ Возможно незначительное потепление за счет парникового эффекта, однако однозначного мнения по данному вопросу пока нет.

Радионуклиды и загрязненные подземные воды

В расчете рассматривались основные дозообразующие радионуклиды, определяющие потенциальное радиационное воздействие ПГЗРО после его закрытия и окончания периода административного контроля. Для дальнейшего анализа, с учетом возможного поступления на поверхность в жидкой фазе, выбраны следующие радионуклиды: ^{14}C , ^{36}Cl , ^{79}Se , ^{93}Mo , ^{94}Nb , ^{99}Tc , ^{129}I , ^{135}Cs , ^{226}Ra , ^{235}U , ^{238}U . Данные радионуклиды определяют более 99% потенциального радиационного воздействия ПГЗРО на население [3–4]. Постоянные распада перечисленных радионуклидов $\lambda_i = \ln(2)/T_{1/2,i}$ ($T_{1/2,i}$ — период полураспада i -го радионуклида) и дозовые коэффициенты при потреблении пищи для выбранных критических групп из [12] приведены в табл. 2.

Таблица 2. Постоянные распада и дозовые коэффициенты радионуклидов при пероральном поступлении

Нуклид	$T_{1/2}$, лет	λ_p , год ⁻¹	Дозовые коэффициенты, Зв/Бк	
			Взрослые*	Дети
^{14}C	$5,73 \cdot 10^3$	$1,21 \cdot 10^{-4}$	$5,8 \cdot 10^{-10}$	$1,6 \cdot 10^{-9}$
^{36}Cl	$3,01 \cdot 10^5$	$2,30 \cdot 10^{-6}$	$9,3 \cdot 10^{-10}$	$6,3 \cdot 10^{-9}$
^{79}Se	$6,50 \cdot 10^4$	$1,07 \cdot 10^{-5}$	$2,9 \cdot 10^{-9}$	$2,8 \cdot 10^{-8}$
^{93}Mo	$3,50 \cdot 10^3$	$1,98 \cdot 10^{-4}$	$3,1 \cdot 10^{-9}$	$6,9 \cdot 10^{-9}$
^{94}Nb	$2,03 \cdot 10^4$	$3,41 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-9}$	$9,7 \cdot 10^{-9}$
^{99}Tc	$2,13 \cdot 10^5$	$3,25 \cdot 10^{-6}$	$6,4 \cdot 10^{-10}$	$4,8 \cdot 10^{-9}$
^{129}I	$1,57 \cdot 10^7$	$4,41 \cdot 10^{-8}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$	$1,9 \cdot 10^{-7}$
^{135}Cs	$2,30 \cdot 10^6$	$3,01 \cdot 10^{-7}$	$2,0 \cdot 10^{-9}$	$2,0 \cdot 10^{-9}$
^{226}Ra	$1,60 \cdot 10^3$	$4,33 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$
^{235}U	$7,04 \cdot 10^8$	$9,85 \cdot 10^{-10}$	$4,7 \cdot 10^{-8}$	$1,3 \cdot 10^{-7}$
^{238}U	$4,47 \cdot 10^9$	$1,55 \cdot 10^{-10}$	$4,5 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-7}$

* В [12] отсутствует дозовый коэффициент для ^{79}Se для взрослых. Недостающее значение взято из [15].

Предполагалось, что шлейф загрязненных подземных вод поступает в верхний водоносный горизонт, который используется для питья и полива. Для данного горизонта принято, что его мощность составляет $h = 30$ м, коэффициент фильтрации — $K = 0,1$ м/сут, и градиент гидравлического напора — $i = 0,023$ [13, 14]. Также предполагалось, что площадь радиоактивного шлейфа при выходе в поверхностный водоносный горизонт соответствует площади населенного пункта ($6 \cdot 10^5 \text{ м}^2$) и его линейный размер $L = \sqrt{6 \cdot 10^5} \approx 775$ м. Поток подземных вод в

этом водоносном горизонте под населенным пунктом (Q) можно оценить по закону Дарси:

$$Q = L \cdot h \cdot v_{\text{Дарси}} = L \cdot h \cdot K \cdot i \approx 2 \cdot 10^4 \text{ [м}^3/\text{год]}. \quad (1)$$

Предполагается, что мощность потока загрязненных подземных вод пренебрежимо мала по сравнению с приповерхностным потоком грунтовых вод (разбавление приповерхностного потока подземными водами отсутствует) и при единичном потоке радиоактивности (1 Бк/год) концентрация радионуклида C_w [Бк/м³] в водоносном горизонте и, следовательно, в воде колодца населенного пункта будет равна $1/Q \approx 5 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³.

Загрязнение растительной продукции за счет полива водой, содержащей радионуклиды

Приводимые расчеты основаны на методологии оценок выбросов и сбросов радионуклидов для оценок индивидуальных и коллективных доз, изложенной в [11]. Эти модели создавались для определения величин ожидаемого радиационного воздействия объектов атомной энергетики на основе упрощенных консервативных оценок. В данной работе представлена методология для оперативных дозовых оценок с использованием минимума информации, специфичной для конкретной площадки ОИАЭ. С целью упрощения моделей ряд процессов учитываются через комплексные параметры, описывающие эффекты от нескольких взаимосвязанных процессов.

В [11] заложена идеология контрольных уровней (КУ), выбираемых, как правило, в несколько раз меньше нормативных дозовых пределов. Если предварительные консервативные оценки показывают, что результаты не превышают КУ, то дальнейших оценок не требуется. Если превышают — требуется проведение более реалистичных оценок с привлечением более сложных моделей.

С учетом специфики такого объекта, как ПГЗРО, где неопределенность оценок долговременной безопасности очень велика и приемлемыми считаются результаты, не превышающие нормативные пределы с большим запасом, для оценок коэффициентов перехода был выбран максимально консервативный подход [11].

Считалось, что попадание и задержка радионуклидов на растениях происходит вследствие полива загрязненной водой или вторичного пылеподъема. Радионуклиды, попавшие на поверхность растений или поглощенные их корнями из загрязненной почвы, могут распределяться в их тканях. Процессы, в результате которых

возможна убыль удельной активности нуклидов в растениях, включают радиоактивный распад, уменьшение концентрации за счет роста (набора массы) растений, смыв радионуклидов с поверхности, выщелачивание и обработку почвы. Дальнейшее удаление радионуклидов из растений может происходить при выпасе скота, сборе урожая и т. п. В упрощенных оценках все перечисленные процессы учитываются одним эмпирическим коэффициентом в экспоненциальной зависимости (2).

Для оценки концентрации радионуклидов $C_{v,i,1}$ за счет прямого загрязнения радионуклидом i при поливе используется уравнение

$$C_{v,i,1} = \frac{\dot{d}_i \alpha \left[1 - \exp(-\lambda_{E_i^v} t_e) \right]}{\lambda_{E_i^v}}, \quad (2)$$

где $C_{v,i,1}$ — измеряемая в [Бк/кг] сырого веса концентрация i -го радионуклида в растениях, потребляемых человеком; \dot{d}_i [Бк/(м²·год)] — интенсивность поступления i -го радионуклида при поливе на единицу площади; α [м²/кг] — коэффициент, характеризующий часть активности, которая захватывается съедобной частью растений на единицу массы (коэффициент захвата массы — 0,3 м²/кг для съедобных растений), для свежих пищевых растений используется сырой вес. $\lambda_{E_i^v}$ [год⁻¹] — эффективная временная постоянная убывания удельной активности i -го радионуклида, равная $\lambda_i + \lambda_w$; t_e [год] — время, в течение которого производится полив (предполагалось 120 дней в течение сезона, или 0,33 года); λ_w [год⁻¹] — временная постоянная убыли активности в растении за счет всех процессов, кроме радиоактивного распада (предполагалась равной 0,05 сут⁻¹ или 18 год⁻¹); λ_i [год⁻¹] — постоянная радиоактивного распада i -го радионуклида.

Концентрация радионуклидов в растениях за счет косвенных процессов — корневого поступления и попадания частиц загрязненной почвы — определяется как

$$C_{v,i,2} = F_v \cdot C_{s,i}, \quad (3)$$

где $C_{v,i,2}$ — измеряемая в [Бк/кг] сырого веса концентрация i -го радионуклида в растениях, потребляемых человеком; F_v — специфический для химических элементов фактор концентрирования радионуклидов съедобными частями растений из почвы [Бк/кг сырой массы растения на Бк/кг сухой почвы]. В этом же коэффициенте учитывается фиксация на растениях частиц загрязненной почвы; $C_{s,i}$ [Бк/кг] — концентрация i -го радионуклида в сухой почве, которая может быть определена из соотношения

$$C_{s,i} = \frac{\dot{d}_i \left[1 - \exp(-\lambda_{E_i^s} t_b) \right]}{\rho \lambda_{E_i^s}}, \quad (4)$$

где $\lambda_{E_i^s}$ [год⁻¹] — эффективная временная постоянная убывания концентрации i -го радионуклида в почве в зоне корневой системы растений, равная $\lambda_i + \lambda_s$; λ_s [год⁻¹] — временная постоянная убыли активности в почве в корневой зоне за счет всех процессов, кроме радиоактивного распада; λ_i [год⁻¹] — постоянная радиоактивного распада i -го радионуклида; t_b [год] — период времени поступления радионуклидов в почву (принимается равным 10⁴ лет); ρ [кг/м²] — поверхностная плотность почвы в корневой зоне растений.

Загрязнение почвы при орошении

Предполагалось, что при орошении за день выливалось 9 л/м² воды, а полив производился в течение 16 дней (раз в неделю в течение 4 месяцев). Средняя интенсивность полива в это время вычисляется по формуле:

$$I_w = 9 \text{ л} \cdot \text{м}^2 \cdot \text{сут}^{-1} \times 16 \text{ сут/год} \times 10^{-3} \text{ м}^3/\text{л} = 0,144 \text{ м}^3/\text{год}. \quad (5)$$

С учетом того, что при единичном потоке активности концентрация i -го радионуклида в используемой для полива воде, $C_{w,i}$, равна $5 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ (см. выше), интенсивность поступления i -го радионуклида в почву и на растительность определяется соотношением:

$$\begin{aligned} \dot{d}_i &= I_w \cdot C_{w,i} = 0,144 \text{ м}^3/\text{год} \times 5 \cdot 10^{-5} \text{ Бк}/\text{м}^3 = \\ &= 7,2 \cdot 10^{-6} \text{ Бк}/(\text{м}^2 \cdot \text{год}). \end{aligned} \quad (6)$$

Уменьшение концентраций радионуклидов в почве

Начальная концентрация радионуклидов, попавших на почву впоследствии может уменьшаться из-за эрозии почвы, перемешивания загрязненной и не загрязненной почвы, вспашки, поверхностного стока, перемещения радионуклидов вниз при выщелачивании, а также за счет радиоактивного распада. Важным процессом является связывание радионуклидов в матрице частиц почвы, что особо существенно, например, для Cs. Концентрация радионуклидов в почве может снижаться за счет корневого поступления и последующего удаления растений при сборе урожая или употребления животными в пищу. Для типовых моделей все перечисленные процессы, кроме радиоактивного распада, описываются одной временной постоянной λ_s [год⁻¹]. В реальных ситуациях λ_s существенно зависит от климата, способов ведения сельского хозяйства, типа почв, растительного

покрова и химических форм радионуклидов. В описываемом подходе выделяются анионные формы нуклидов, изотопы Cs и иные нуклиды. Такие анионы, как TcO_4^- , Cl^- , I^- , быстро выщелачиваются, характерное значение λ_s для них составляет $0,5 \text{ год}^{-1}$. Для Cs значение λ_s составляет $0,05 \text{ год}^{-1}$, для остальных нуклидов (включая не анионные формы Tc), значения по умолчанию равны 0.

Особенности учета радиоактивных выпадений в модели

Выпадения на почву возможны из атмосферы и при орошении. При наличии листвы радионуклиды могут поступать в почву при листопаде, выщелачивании (из растений), смыве отмерших тканей, с пометом или при перемещении пастбищных животных. Для типовых моделей консервативно принимается, что все выпадения поступают в почву безотносительно к возможному захвату листьями растений и сбору урожая, и, таким образом, использование формулы (4) для интенсивности орошения может существенно завязать поступление радионуклидов в почву. Особенно это относится к радионуклидам в форме анионов. Для более реалистичных оценок должны привлекаться профильные специалисты.

Концентрация радионуклидов в почве также зависит от средней глубины почвы, по которой происходит усреднение активности выпадений, и ее плотности, которая в свою очередь зависит от типа и уплотнения почвы. В данном подходе используется значение $\rho = 260 \text{ кг/м}^3$, соответствующее глубине корневой зоны пищевых растений 20 см и плотности почвы 1300 кг/м^3 .

Суммарная концентрация радионуклидов в растениях

Суммарная концентрация радионуклида в растениях ко времени потребления животным или человеком вычисляется по формуле:

$$C_{v,i} = (C_{v,i1} + C_{v,i2}) \exp(-\lambda_i t_h), \quad (7)$$

где $C_{v,i}$ [Бк/кг] — концентрация радионуклида i на кг живого веса для растений, потребляемых человеком; λ_i [год^{-1}] — постоянная радиоактивного распада i -го радионуклида; t_h [год] — интервал времени между сбором урожая и потреблением растений (принимается равным 14 суткам, или 0,038 года).

В таблице 3 приведены факторы концентрирования F_v и ожидаемые концентрации радионуклидов в растениях при единичном потоке активности радионуклидов из ПГЗРО, рассчитанные по (1)–(7).

Таблица 3. Факторы концентрирования и ожидаемые концентрации радионуклидов в растениях

Нуклид	F_v^*	$C_{v,i1}$ (Бк/кг)	$C_{v,i2}$ (Бк/кг)	$C_{v,i}$ (Бк/кг)
^{14}C	0,1	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$
^{36}Cl	40	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$2,3 \cdot 10^{-6}$
^{79}Se	0,1	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$
^{93}Mo	0,2	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$2,4 \cdot 10^{-5}$	$2,4 \cdot 10^{-5}$
^{94}Nb	0,01	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$2,3 \cdot 10^{-6}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$
^{99}Tc	5	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$3,9 \cdot 10^{-7}$
^{129}I	0,02	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-7}$
^{135}Cs	0,3	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$1,7 \cdot 10^{-7}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$
^{226}Ra	0,04	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$2,6 \cdot 10^{-6}$
^{235}U	0,01	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$2,8 \cdot 10^{-6}$	$2,9 \cdot 10^{-6}$
^{238}U	0,01	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$2,8 \cdot 10^{-6}$	$2,9 \cdot 10^{-6}$

* В [11] отсутствуют значения F_v для C и Cl. Значения для углерода брались из [16], а для Cl — из [17]. Значение F_v для Cs соответствует почве pH < 4 (тайга).

Поступление радионуклидов в организм животных и их переход в молоко и мясо

Поступление радионуклидов в организм животных зависит от их вида, возраста, скорости набора веса, усваиваемости кормов и, в случае кормящих животных, надоя молока. При данном подходе принимается, что корма не содержат радионуклиды, а в качестве источника их поступления в организм животного рассматривается только питьевая вода.

Концентрация в молоке коров

Концентрация радионуклидов в молоке прямо зависит от их концентраций в питьевой воде, потребляемой производящим молоко животным. Концентрация радионуклида i в молоке $C_{m,i}$ рассчитывается на основе его концентрации в питьевой воде $C_{w,i}$:

$$C_{m,i} = F_m (C_{w,i} Q_w) \exp(-\lambda_i t_m), \quad (8)$$

где $C_{m,i}$ [Бк/л] — концентрация радионуклида i в молоке; F_m [сут/л] — доля активности, переходящая из корма в молоко в равновесных условиях (специфичная для разных химических элементов); $C_{w,i}$ [Бк/м³] — концентрация радионуклида i в воде; Q_w [м³/сут] — суточное потребление воды животным (для кормящих животных принимается равным $0,06 \text{ м}^3/\text{сут}$); λ_i [год^{-1}] — постоянная радиоактивного распада радионуклида i ; t_m [год] — время между доением и потреблением молока (для свежего молока предполагается 1 день, или $2,7 \cdot 10^{-3}$ год).

Концентрации радионуклидов в мясе крупного рогатого скота

Концентрации радионуклидов в мясе рассчитываются аналогично концентрациям в молоке при тех же ограничениях;

$$C_{fi} = F_f(C_{wi} Q_w) \exp(-\lambda_i t_f), \quad (9)$$

где C_{fi} [Бк/кг] — концентрация радионуклида i в мясе; F_f [сут/кг] — доля активности, переходящая из корма в мясо в равновесных условиях или во время забоя (специфичная для химического элемента); C_{wi} [Бк/м³] — концентрация радионуклида i в воде; Q_w [м³/сут] — суточное потребление воды животным (для мясного скота 0,04 м³/сут); λ_i [год⁻¹] — постоянная радиоактивного распада радионуклида i ; t_f [год] — время между забоем и потреблением мяса (предполагается равным 20 суткам, или 0,055 года).

Ожидаемые концентрации в животноводческой продукции

Специфические значения факторов концентрирования, а также ожидаемые концентрации радионуклидов в молоке и мясе приведены в табл. 4.

Таблица 4. Факторы концентрирования и ожидаемые концентрации радионуклидов в молоке и мясе крупного рогатого скота

Нуклид	F_m^* , сут/л	F_f^* , (сут/кг)	$C_{m,i}$ Бк/л (молоко)	$C_{f,i}$ Бк/кг (мясо)
¹⁴ C	9,0·10 ⁻³	8,0·10 ⁻²	2,7·10 ⁻⁸	1,6·10 ⁻⁷
³⁶ Cl	2,0·10 ⁻²	2,0·10 ⁻²	6,0·10 ⁻⁸	4,0·10 ⁻⁸
⁷⁹ Se	1,0·10 ⁻³	1,0·10 ⁻¹	3,0·10 ⁻⁹	2,0·10 ⁻⁷
⁹³ Mo	5,0·10 ⁻³	1,0·10 ⁻²	1,5·10 ⁻⁸	2,0·10 ⁻⁸
⁹⁴ Nb	4,0·10 ⁻⁶	3,0·10 ⁻⁶	1,2·10 ⁻¹¹	6,0·10 ⁻¹²
⁹⁹ Tc	1,0·10 ⁻³	1,0·10 ⁻³	3,0·10 ⁻⁹	2,0·10 ⁻⁹
¹²⁹ I	1,0·10 ⁻²	5,0·10 ⁻²	3,0·10 ⁻⁸	1,0·10 ⁻⁷
¹³⁵ Cs	1,0·10 ⁻²	5,0·10 ⁻²	3,0·10 ⁻⁸	1,0·10 ⁻⁷
²²⁶ Ra	1,0·10 ⁻³	5,0·10 ⁻³	3,0·10 ⁻⁹	1,0·10 ⁻⁸
²³⁵ U	6,0·10 ⁻⁴	3,0·10 ⁻³	1,8·10 ⁻⁹	6,0·10 ⁻⁹
²³⁸ U	6,0·10 ⁻⁴	3,0·10 ⁻³	1,8·10 ⁻⁹	6,0·10 ⁻⁹

* В [11] отсутствуют значения F_m и F_f для С и Cl. Значения для С брались из [16], а для Cl — из [17].

Дозовые нагрузки на население

При данном подходе дозы для гипотетической критической группы населения суммируются по всем радионуклидам и по всем рассмотренным путям воздействия одновременно. В реальности такая ситуация маловероятна, но является разумным приближением для типовых оценок. Как упоминалось ранее, рассматриваются максимальные дозы за период 10000 лет действия источника. Расчеты основываются либо на

предположении достижения равновесных активностей нуклидов, либо в предположении накопления активностей долгоживущих нуклидов.

Расчет пероральных доз проводится в соответствие с уравнением

$$E_{ing,p} = C_{p,i} H_p DF_{ing}, \quad (10)$$

где $E_{ing,p}$ — годовая эффективная доза от потребления радионуклида i в продукте p [Зв/год]; $C_{p,i}$ — концентрация радионуклида i в продукте p [Бк/кг(л)]; H_p — потребление продукта p [кг/год]; DF_{ing} — дозовый коэффициент для внутреннего поступления i -го радионуклида [Зв/Бк].

Принятые рационы и дозиметрические параметры приведены в таблицах 1 и 2 соответственно.

Ожидаемые по различным путям поступления и суммарные дозы для единичного потока радионуклидов из ПГЗРО для рассмотренных критических групп приведены в табл. 5 и 6.

Таблица 5. Ожидаемые по различным путям поступления и суммарные дозы для единичного потока радионуклидов из ПГЗРО (дети)

Нуклид	Вода (Зв/год)	Овощи (Зв/год)	Молоко (Зв/год)	Мясо (Зв/год)	Сумма (Зв/год)
¹⁴ C	2,1·10 ⁻¹⁴	1,7·10 ⁻¹²	7,0·10 ⁻¹⁵	6,1·10 ⁻¹⁵	1,8·10 ⁻¹²
³⁶ Cl	8,2·10 ⁻¹⁴	9,8·10 ⁻¹³	6,2·10 ⁻¹⁴	6,0·10 ⁻¹⁵	1,1·10 ⁻¹²
⁷⁹ Se	3,6·10 ⁻¹³	4,9·10 ⁻¹¹	1,4·10 ⁻¹⁴	1,3·10 ⁻¹³	5,0·10 ⁻¹¹
⁹³ Mo	9,0·10 ⁻¹⁴	1,1·10 ⁻¹¹	1,7·10 ⁻¹⁴	3,3·10 ⁻¹⁵	1,1·10 ⁻¹¹
⁹⁴ Nb	1,3·10 ⁻¹³	1,6·10 ⁻¹²	1,9·10 ⁻¹⁷	1,4·10 ⁻¹⁸	1,7·10 ⁻¹²
⁹⁹ Tc	6,2·10 ⁻¹⁴	1,3·10 ⁻¹³	2,3·10 ⁻¹⁵	2,3·10 ⁻¹⁶	1,9·10 ⁻¹³
¹²⁹ I	2,5·10 ⁻¹²	1,5·10 ⁻¹²	9,3·10 ⁻¹³	4,6·10 ⁻¹³	5,4·10 ⁻¹²
¹³⁵ Cs	2,6·10 ⁻¹⁴	3,8·10 ⁻¹⁴	9,8·10 ⁻¹⁵	4,8·10 ⁻¹⁵	7,9·10 ⁻¹⁴
²²⁶ Ra	2,0·10 ⁻¹¹	2,7·10 ⁻¹⁰	7,3·10 ⁻¹³	3,6·10 ⁻¹³	2,9·10 ⁻¹⁰
²³⁵ U	1,7·10 ⁻¹²	2,5·10 ⁻¹¹	3,8·10 ⁻¹⁴	1,9·10 ⁻¹⁴	2,7·10 ⁻¹¹
²³⁸ U	1,6·10 ⁻¹²	2,3·10 ⁻¹¹	3,5·10 ⁻¹⁴	1,7·10 ⁻¹⁴	2,5·10 ⁻¹¹

Таблица 6. Ожидаемые по различным путям поступления и суммарные дозы для единичного потока радионуклидов из ПГЗРО (взрослые)

Нуклид	Вода (Зв/год)	Овощи (Зв/год)	Молоко (Зв/год)	Мясо (Зв/год)	Сумма (Зв/год)
¹⁴ C	1,7·10 ⁻¹⁴	1,7·10 ⁻¹²	2,1·10 ⁻¹⁵	5,5·10 ⁻¹⁵	1,7·10 ⁻¹²
³⁶ Cl	2,8·10 ⁻¹⁴	3,9·10 ⁻¹³	7,6·10 ⁻¹⁵	2,2·10 ⁻¹⁵	4,3·10 ⁻¹³
⁷⁹ Se	8,7·10 ⁻¹⁴	1,4·10 ⁻¹¹	1,2·10 ⁻¹⁵	3,4·10 ⁻¹⁴	1,4·10 ⁻¹¹
⁹³ Mo	9,3·10 ⁻¹⁴	1,4·10 ⁻¹¹	6,3·10 ⁻¹⁵	3,7·10 ⁻¹⁵	1,4·10 ⁻¹¹
⁹⁴ Nb	5,1·10 ⁻¹⁴	7,6·10 ⁻¹³	2,8·10 ⁻¹⁸	6,0·10 ⁻¹⁹	8,1·10 ⁻¹³
⁹⁹ Tc	1,9·10 ⁻¹⁴	4,6·10 ⁻¹⁴	2,6·10 ⁻¹⁶	7,6·10 ⁻¹⁷	6,6·10 ⁻¹⁴
¹²⁹ I	3,3·10 ⁻¹²	2,4·10 ⁻¹²	4,5·10 ⁻¹³	6,5·10 ⁻¹³	6,8·10 ⁻¹²
¹³⁵ Cs	6,0·10 ⁻¹⁴	1,0·10 ⁻¹³	8,2·10 ⁻¹⁵	1,2·10 ⁻¹⁴	1,8·10 ⁻¹³
²²⁶ Ra	8,4·10 ⁻¹²	1,3·10 ⁻¹⁰	1,1·10 ⁻¹³	1,7·10 ⁻¹³	1,4·10 ⁻¹⁰
²³⁵ U	1,4·10 ⁻¹²	2,5·10 ⁻¹¹	1,2·10 ⁻¹⁴	1,7·10 ⁻¹⁴	2,6·10 ⁻¹¹
²³⁸ U	1,4·10 ⁻¹²	2,4·10 ⁻¹¹	1,1·10 ⁻¹⁴	1,6·10 ⁻¹⁴	2,5·10 ⁻¹¹

Рассмотренный в статье подход к оценке дозовых нагрузок на население за счет водопользования также реализован в программно-расчетном комплексе «Экорад». Представленные результаты (табл. 5 и 6) также были получены с помощью данного программного продукта. Кроме того, отметим, что алгоритмы расчета в «Экорад» сформированы в соответствии с утвержденной Ростехнадзором методикой разработки нормативов допустимых сбросов радиоактивных веществ [23], а также с возможностью реализации подходов и баз данных, используемых в семействе программных кодов RESRAD [24].

Выводы

В работе получены коэффициенты перехода (КП), позволяющие связать активность потока радионуклидов из пунктов глубинного захоронения радиоактивных отходов в биосферу (Бк/год) с ожидаемым дозовым воздействием (Зв/год) для сценария, в котором загрязненная вода используется для питья, водопоя крупного рогатого скота и полива огородов, где выращивается продукция для собственного потребления.

Результаты в табл. 5 и 6 показывают, что основной вклад в дозу вносит потребление овощей, для полива которых используется загрязненная вода. Загрязнение овощей происходит преимущественно за счет корневого поступления². Данный факт является отличительной особенностью радиационного воздействия ПЗРО и связанных с ним биосферных коэффициентов. Время действия источника (t_b в формуле (4)) принято равным 10 000 лет, в то время как для «обычных» объектов атомной энергетики характерное значение t_b в [11] составляет 30 лет. За счет этого экспоненциальный множитель $[1 - \exp(-\lambda_{E_i^s} t_b)] / \lambda_{E_i^s}$, который учитывает поправку на достижение равновесной активности радионуклидов в биосфере, в зависимости от характерных значений $\lambda_{E_i^s}$ может увеличиваться на несколько порядков. Данный факт отражает накопление долгоживущих радионуклидов в почве и преобладание радиационного воздействия при потреблении загрязненной растительной продукции по сравнению с питьевой водой. Для «обычных» объектов атомной энергетики ситуация, как правило, обратная.

Сравнение КП для критических групп «взрослые» и «дети» показывает, что они лежат в пределах одного порядка — максимальные отношения $KП_{дети} / KП_{взрослые}$ наблюдаются для ⁷⁹Se (3,6), ³⁶Cl (2,6) и ⁹⁹Tc (2,9), а для ¹³⁵Cs это отношение составляет 0,4. Данные различия намного меньше, чем точность использованных моделей, и для будущих оценок целесообразно поставить вопрос о выделении среди населения лишь одной критической группы (взрослые). В международной практике, из этих же соображений, в оценках безопасности, как правило, используется одна критическая группа.

В табл. 7 приведено сравнение полученных КП для критической группы населения «взрослые» с КП, используемыми в некоторых международных оценках безопасности для рассмотренных радионуклидов. Следует отметить, что в международных оценках безопасности приведены значения КП для приемлемого риска (10^{-6} год для рассмотренных работ). Значения КП пересчитывались исходя из приведенных в работах значений линейных коэффициентов радиационного риска, связывающих риск возникновения злокачественных новообразований и наследственных дефектов на единицу эффективной дозы.

Таблица 7. Сравнение КП, полученных в данной работе (взрослые) и используемых в международных оценках безопасности (Зв/Бк)

Нук-лид	Эта работа	[16] (Великобритания)	[18] (Великобритания)	[19] (Финляндия)	[20] (Швеция)
¹⁴ C	$1,7 \cdot 10^{-12}$	$1,02 \cdot 10^{-12}$	$1,21 \cdot 10^{-11}$	$3,33 \cdot 10^{-13}$	$5,4 \cdot 10^{-12}$
³⁶ Cl	$4,3 \cdot 10^{-13}$	$1,29 \cdot 10^{-13}$	$1,49 \cdot 10^{-12}$	$3,33 \cdot 10^{-13}$	$5,8 \cdot 10^{-13}$
⁷⁹ Se	$1,4 \cdot 10^{-11}$	$1,4 \cdot 10^{-12}$	$1,64 \cdot 10^{-11}$	$1 \cdot 10^{-12}$	$1,2 \cdot 10^{-9}$
⁹³ Mo	$1,4 \cdot 10^{-11}$	$1,73 \cdot 10^{-13}$	$1,72 \cdot 10^{-12}$	$3,33 \cdot 10^{-14}$	$9,0 \cdot 10^{-13}$
⁹⁴ Nb	$8,1 \cdot 10^{-13}$	$2,99 \cdot 10^{-12}$	$3,47 \cdot 10^{-11}$	$1 \cdot 10^{-12}$	$4,0 \cdot 10^{-12}$
⁹⁹ Tc	$6,6 \cdot 10^{-14}$	$2,03 \cdot 10^{-14}$	$2,08 \cdot 10^{-13}$	$3,33 \cdot 10^{-14}$	$9,0 \cdot 10^{-13}$
¹²⁹ I	$6,8 \cdot 10^{-12}$	$3,24 \cdot 10^{-12}$	$3,27 \cdot 10^{-11}$	$1 \cdot 10^{-12}$	$6,5 \cdot 10^{-10}$
¹³⁵ Cs	$1,8 \cdot 10^{-13}$	$4,97 \cdot 10^{-13}$	$5,79 \cdot 10^{-12}$	$3,33 \cdot 10^{-13}$	$4,0 \cdot 10^{-14}$
²²⁶ Ra	$1,4 \cdot 10^{-10}$	$4,89 \cdot 10^{-11}$	$5,21 \cdot 10^{-10}$	$3,33 \cdot 10^{-12}$	$3,8 \cdot 10^{-12}$
²³⁵ U	$2,6 \cdot 10^{-11}$	$1,4 \cdot 10^{-12}$	$1,40 \cdot 10^{-11}$	$3,33 \cdot 10^{-12}$	$1,9 \cdot 10^{-12}$
²³⁸ U	$2,5 \cdot 10^{-11}$	$1,37 \cdot 10^{-12}$	$1,37 \cdot 10^{-11}$	$3,33 \cdot 10^{-12}$	$1,9 \cdot 10^{-12}$

Радиационные воздействия в [16, 18–20] рассчитывались по более реалистичным моделям для условий конкретных ПЗРО, где ландшафтные параметры отличаются от предполагаемых в [10–11]. Тем не менее значения КП, полученные разными путями, в основном отличаются в пределах порядка величины.

² По-видимому, консерватизм использованной модели связан именно со значениями фактора концентрирования радионуклидов из почвы в растения F_v . Значения данного параметра более чем на порядок превышают значения, используемые в более реалистических моделях.

Следует отметить, что помимо использования упрощенной консервативной модели [11], консерватизм оценок связан с предположением о разгрузке загрязненного подземного потока в приповерхностный слой осадочных пород. Наиболее вероятным путем разгрузки подземных вод для ПГЗРО может быть разгрузка в подрусловую зону реки [14, 21]. Предварительные оценки показывают, что КП в данном случае станут на несколько порядков меньше [22] за счет большего разбавления в русле реки (расход воды в створе для большой реки может составлять несколько тысяч м³/с).

Как уже упоминалось, приведенный подход является упрощенным и консервативным и может применяться лишь для предварительных оценок. Если радиационное воздействие ПГЗРО при таком подходе окажется приемлемым, то с большой вероятностью безопасность объекта обеспечивается. Наоборот, получение негативных результатов должно рассматриваться лишь как повод для более реалистичного исследования и получения дополнительных исходных данных.

Литература

1. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии «Захоронение радиоактивных отходов. Принципы, критерии и основные требования безопасности» (НП-055-14). Утверждены приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 22 августа 2014 г. № 379. — 21 с.
2. *Chapman N., McCombie Ch.* Principles and standards for the disposal of long-lived radioactive wastes. Waste Management Series, Volume 3, Elsevier Science, 2003. — 293 p.
3. Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto — Assessment of Radionuclide Release Scenarios for the Repository System 2012. Posiva Oy POSIVA 2012-09, December 2012. — 443 p.
4. Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark. Main report of the SR-Site project, Svensk Kärnbränslehantering AB Technical Report TR-11-01, Volume I, March 2011. — 271 p.
5. Modelling and Data for Radiological Impact Assessments (MODARIA). URL: <http://www-ns.iaea.org/projects/modaria/> (дата обращения 7.02.2019 г).
6. *Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K. B., Tignor M. and Miller H. L.* (eds.). Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contributions of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY USA, 2007. 996 p.
7. *Лобанов Н. Ф., Бейгул В. П., Камнев Е. Н. и др.* Федеральный объект окончательной подземной изоляции долгоживущих РАО на Горно-химическом комбинате // Безопасность ядерных технологий и окружающей среды. 2011. № 1. Окончательная изоляция РАО. С. 18—23. URL: <http://www.atomic-energy.ru/articles/2017/01/11/23479>. (дата обращения 11.07.2019 г).
8. *Кудрявцев Е. Г., Гусаков-Станюкович И. В., Камнев Е. Н. и др.* Федеральный объект подземного захоронения отверженных радиоактивных отходов в России: практические шаги к созданию // Безопасность окружающей среды. 2008. № 4. С. 106—112.
9. *Абрамов А. А., Бейгул В. П.* Создание подземной исследовательской лаборатории на участке «Енисейский» Нижнеканского массива: состояние и дальнейшее развитие работ // Безопасность ядерных технологий и окружающей среды. 2017. № 8(108). URL: <http://www.atomic-energy.ru/articles/2017/08/22/78690> (дата обращения 5.02.2019 г).
10. *Григорьев А. И., Панкратов Л. В., Скударнов С. Е., Чурикова Ю. С.* Оценка современных доз техногенного облучения жителей населенных пунктов, расположенных на берегах Енисея, в зоне наблюдения ФГУП «Горно-химический комбинат» // Радиационная гигиена. 2012. Том 5, № 2. С. 26—34.
11. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. Safety reports series No. 19. IAEA, Vienna, 2001. — 229 p.
12. НРБ-99/2009. Нормы радиационной безопасности. Санитарные правила и нормативы СанПиН 2.6.1.2523-09. Утверждены Постановлением Главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 7 июля 2009 г. № 47. 93 с.
13. *Озерский А. Ю.* Особенности фильтрации подземных вод в массиве кристаллических пород в южной части Енисейского кряжа // Комплексные проблемы гидрогеологии: Тез. докл. научн. конф. Санкт-Петербург, Россия, 23—25 октября 2013 г. С.-Пб.: Санкт-Петербургский гос. ун-т, 2013. С. 110—113.
14. *Румынин В. Г., Шварц А. А.* Объемное гидрогеологическое моделирование // Подготовка проектной документации по строительству объектов окончательной изоляции радиоактивных отходов. СПбО ИГЭ РАН. 2014. 115 с.
15. *Eckerman K., Harrison J., Menzel H-G., Clement C. H.* Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.). 2012. — 132 p.

16. *Walke R., Thorne M., Limer L.* RWMD Biosphere Assessment Model: Terrestrial Component. Quintessa Report 18025/TR/002 for AMEC. 2016. — 192 p.
17. *Thorne M. C.* A Point-scale Model for Cl-36 Transport in Soils and Plants. A report produced for United Kingdom Nirex Limited MTA/P0011b/2006-1: Issue 3, March 2007. 34 p. URL: <https://rwm.nda.gov.uk/publication/point-scale-model-for-ci-36-transport-in-soils-and-plants> (дата обращения 7.02.2019 г).
18. Geological Disposal. Disposal System Safety Case: Data Report. Nuclear Decommissioning Authority Report no. DSSC/422/01, December 2016. — 163 p.
19. Disposal of nuclear waste. Radiation and Nuclear Safety Authority, Guide YVL D.5 / 13.02.2018. URL: <https://www.stuklex.fi/en/ohje/YVLD-5> (дата обращения 7.02.2019 г).
20. *Avila R., Per-Anders Ekström P-A., Per-Gustav Åstrand P-G.* Landscape dose conversion factors used in the safety assessment SR-Site, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co Technical Report, December 2010. 163 p.
21. *Кочкин Б. Т., Мальковский В. И., Юдинцев С. В.* Научные основы оценки безопасности геологической изоляции долгоживущих радиоактивных отходов (Енисейский проект). М.: ИГЕМ РАН, 2017. — 384 с.
22. Оценка долговременного радиационного воздействия ПГЗРО на население за счет миграции радионуклидов в водной фазе. Подготовка проектной документации по строительству объектов окончательной изоляции радиоактивных отходов / ОАО «ВНИПИпромтехнологии». 2014. — 153 с.
23. Приказ Ростехнадзора от 22.12.2016 № 551 «Об утверждении Методики разработки нормативов допустимых сбросов радиоактивных веществ в водные объекты для водопользователей» (Зарегистрировано в Минюсте России 15.02.2017 № 45652).
24. *Yu C., Kamboj S., Wang C., Cheng J-J.* 2015, Data Collection Handbook to Support Modeling Impacts of Radioactive Material in Soil and Building Structures. Environmental Science Division, ANL/EVS/TM-14/4, Argonne National Laboratory, IL, U.S.

Информация об авторах

Богатов Сергей Александрович, кандидат физико-математических наук, старший научный сотрудник, Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН (115191, Россия, Москва, Б. Тульская, д. 52), e-mail: sbg@ibrae.ac.ru.

Аракелян Арам Айкович, младший научный сотрудник, Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН (115191, Россия, Москва, Б. Тульская, д. 52), e-mail: arakelyan@ibrae.ac.ru.

Библиографическое описание статьи

Богатов С. А., Аракелян А. А. Получение коэффициентов перехода для оценок потенциальных дозовых нагрузок на население, проживающее в месте разгрузки подземных вод, контактирующих с ПГЗРО // Радиоактивные отходы. 2019. № 3 (8). С. 80—90. DOI: 10.25283/2587-9707-2019-3-80-90.

DOSE CONVERSION FACTORS DERIVED FOR POPULATION RESIDING IN THE GROUND WATER DISCHARGE AREA CONTIGUOUS TO RW GEOLOGICAL REPOSITORY

Bogatov S. A., Arakelyan A. A.

Nuclear Safety Institute of Russian Academy of Science, Moscow, Russia

Article received on July 30, 2019

Simplified conservative method was applied to assess biosphere dose conversion factors for a scenario suggesting the use of contaminated water for household and drinking water supply needs, including irrigation of eatable plants. Calculations show that the main contribution to radiation dose is associated with the consumption of vegetables irrigated by contaminated water with root uptake being considered as predominant contamination path.

Key words: radionuclides, radioactive waste, underground disposal, ingestion dose, critical group of population.

References

1. Federalnye normy i pravila v oblasti ispolzovaniya atomnoj energii «Zahoroneniye radioaktivnyh othodov. Principy, kriterii i osnovnye trebovaniya bezopasnosti» (NP-055-14). [Federal standards and rules in the field of use of atomic energy. Disposal of radioactive waste. Principles, criteria and basic safety requirements (NP-055-14)]. Approved by the Decree № 379 by the Federal Environmental, Industrial and Nuclear Supervision Service of Russia of October 19, 2004. 21 p. (In Russian).
2. Chapman N., McCombie Ch. Principles and standards for the disposal of long-lived radioactive wastes. *Waste Management Series*, Volume 3, Elsevier Science, 2003. 293 p.
3. Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto — Assessment of Radionuclide Release Scenarios for the Repository System 2012. Posiva Oy POSIVA 2012-09, December 2012. 443 p.
4. Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark. Main report of the SR-Site project, Svensk Kärnbränslehantering AB Technical Report TR-11-01, Volume I, March 2011. 271 p.
5. Modelling and Data for Radiological Impact Assessments (MODARIA). URL: <http://www-ns.iaea.org/projects/modaria/>. (Accessed 7.02.2019).
6. Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K. B., Tignor M. and Miller H. L. (eds.). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contributions of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY USA, 2007. 996 p.
7. Lobanov N. F., Beygul V. P., Kamnev E. N. et al. Federalnyj obekt okonchatelnoj podzemnoj izoljaccii dolgozhivushchih RAO na Gorno-himicheskom kombinat. [Federal facility for final underground isolation of long-lived radioactive waste at the Mining and Chemical Combine]. *Bezopasnost yadernyh tekhnologij i okruzhayushchej sredy — Safety of Nuclear Technologies and the Environment*, 2011, no. 1: Final isolation of radioactive waste, pp. 18—23. Available at: <http://www.atomic-energy.ru/articles/2017/01/11/23479>. (Accessed 11.07.2019). (In Russian).
8. Kudryavtsev E. G., Gusakov-Stanyukovich I. V., Kamnev E. N. et al. Federalnyj obekt podzemnogo zahoroneniya otverzhdennyh radioaktivnyh othodov v Rossii: prakticheskie shagi k sozdaniyu. [Federal facility for underground disposal of solidified radioactive waste in Russia: practical steps to create]. *Bezopasnost okruzhayushchej sredy — Environmental Safety*, 2008, no. 4, pp. 106—112. (In Russian).
9. Abramov A. A., Beigul V. P. Sozdanie podzemnoj issledovatel'skoj laboratorii na uchastke «Enisejskij» Nizhnekanskogo massiva: sostoyanie i dalnejshee razvitie rabot. [Developing an underground research laboratory on the Yenisei Site of the Nizhnekansky Massif: state and further development of work]. *Bezopasnost yadernyh tekhnologij i okruzhayushchej sredy — Safety of Nuclear Technologies and the Environment*, 2017, no. 8 (108). Available at: <http://www.atomic-energy.ru/articles/2017/08/22/78690>. (Accessed 5.02.2019). (In Russian).
10. Grigorev A. I., Pankratov L. V., Skudarnov S. E., Churikova Y. S. Estimation of the modern doses of an artificial exposure for the inhabitants of the settlements located on the coast of Yenisei in a zone of supervision of FSUE «mining and chemical establishment». *Radiation Hygiene*, 2012, no. 5 (2), pp. 26—34. (In Russian).
11. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. *Safety reports series no. 19, IAEA, Vienna, 2001*. 229 p.

12. NRB-99/2009. Normy radiacionnoj bezopasnosti. Sanitarnye pravila i normativy SanPiN 2.6.1.2523-09 [Sanitary rules and norms. SanPiN 2.6.1.2523-09. Radiation Safety Norms (NRB 99/2009)]. 2009, 93 p. (In Russian).
13. Ozersky A. Yu. Osobennosti filtracii podzemnyh vod v massive kristallicheskih porod v yuzhnoj chasti Enisejskogo kryazha [Features of groundwater filtration in an array of crystalline rocks in the southern part of the Yenisei Ridge]. Kompleksnyye problemy gidrogeologii — Complex problems of hydrogeology. Abstracts of the report of the scientific conference. St. Petersburg, Russia, October 23–25, 2013, St. Petersburg State University Publ., 2013, pp. 110–113. (In Russian).
14. Rumynin V. G., Schwartz A. A. Obieemnoe gidrogeologicheskoe modelirovanie [Volumetric hydrogeological modeling]. Preparation of project documentation for the construction of facilities for the disposal of radioactive waste. St. Petersburg Division of IEG RAS Publ., 2014, 115 p. (In Russian).
15. Eckerman K., Harrison J., Menzel H-G., Clement C. H. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. *ICRP Publication 119*. Ann. ICRP 41(Suppl.), 2012, 132 p.
16. Walke R., Thorne M., Limer L. RWMD Biosphere Assessment Model: Terrestrial Component. Quintessa Report 18025/TR/002 for AMEC, 2016. 192 p.
17. Thorne M. C. A Point-scale Model for CI-36 Transport in Soils and Plants. A report produced for United Kingdom Nirex Limited MTA/P0011b/2006-1: Issue 3, March 2007. 34 p. URL: <https://rwm.nda.gov.uk/publication/point-scale-model-for-ci-36-transport-in-soils-and-plants> (Accessed 7.02.2019).
18. Geological Disposal. Disposal System Safety Case: Data Report. Nuclear Decommissioning Authority Report no. DSSC/422/01, December 2016. 163 p.
19. Disposal of nuclear waste. Radiation and Nuclear Safety Authority, Guide YVL D.5 / 13.02.2018. URL: <https://www.stuklex.fi/en/ohje/YVLD-5> (Accessed 7.02.2019).
20. Avila R., Per-Anders Ekström P-A., Per-Gustav Åstrand P-G. Landscape dose conversion factors used in the safety assessment SR-Site. *Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co Technical Report*, December 2010, 163 p.
21. Kochkin B. T., Malkovsky V. I., Yudin S. V. Nauchnye osnovy otsenki bezopasnosti geologicheskoi izoliatsii dolgozhivushchikh radioaktivnykh otkhodov Eniseiskii proekt [Scientific basis for assessing the safety of geological isolation of long-lived radioactive waste (Yenisei project)]. Moscow, IGEM RAS Publ., 2017, 384 p. (In Russian).
22. Otsenka dolgovremennogo radiatsionnogo vozdeistviia PGZRO na naselenie za schet migratsii radionuklidov v vodnoi faze Podgotovka proektnoi dokumentatsii po stroitelstvu obiektov okonchatelnoi izoliatsii radioaktivnykh otkhodov. [Assessment of the long-term radiation effects of a PGZRO on the population due to the migration of radionuclides in the aqueous phase. Preparation of project documentation for the construction of final isolation of radioactive waste]. JSC VNIPIpromtekhnologii, 2014, 153 p. (In Russian).
23. Prikaz Rostekhnadzora ot 22.12.2016 № 551 Ob utverzhenii Metodiki razrabotki normativov dopustimykh sbrosov radioaktivnykh veshchestv v vodnye obieekty dlia vodopolzovatelei [The Decree by the Federal Environmental, Industrial and Nuclear Supervision Service of Russia of December 22, 2016 № 551 «On approval of the Methodology for the development of standards for permissible discharges of radioactive substances into water bodies for water users»]. (In Russian).
24. Yu C., Kamboj S., Wang C., Cheng J-J., 2015, Data Collection Handbook to Support Modeling Impacts of Radioactive Material in Soil and Building Structures. Environmental Science Division, ANL/EVS/TM-14/4, Argonne National Laboratory, IL, U.S.

Information about the authors:

Bogatov Sergey Aleksandrovich, PhD, Senior Researcher, Nuclear Safety Institute of RAS (52, Bolshaya Tulkaya st., Moscow, 115191, Russia), e-mail: sbg@ibrae.ac.ru.

Arakelyan Aram Aykovich, Junior researcher, Nuclear Safety Institute of RAS (52, Bolshaya Tulkaya st., Moscow, 115191, Russia), e-mail: arakelyan@ibrae.ac.ru.

Bibliographic description

Bogatov S.A., Arakelyan A.A. Dose Conversion Factors Derived for Population Residing in the Ground Water Discharge Area Contiguous to RW Geological Repository. *Radioactive Waste*, 2019, no. 3 (8), pp. 80–90. DOI: 10.25283/2587-9707-2019-3-80-90. (In Russian).