

ПОДХОДЫ К ГЕОМИГРАЦИОННОМУ МОДЕЛИРОВАНИЮ ПРИ ОЦЕНКЕ БЕЗОПАСНОСТИ ПУНКТА ЗАХОРОНЕНИЯ РАО В РАСЧЕТНОМ КОМПЛЕКСЕ GERa

В. В. Сускин, И. В. Капырин, К. А. Болдырев

Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, Москва

Статья поступила в редакцию 30 июня 2023 г.

Работа посвящена аспектам построения модели ближней зоны при оценке безопасности приповерхностных пунктов захоронения радиоактивных отходов (ПЗРО) на основе численного моделирования процессов фильтрации и миграции в расчетном комплексе GeRa. Также в работе анализируются возможные способы сопряжения моделей ближней и дальней зон для корректного проведения оценки безопасности объекта. Отличительной особенностью исследования является учет динамики изменения свойств инженерного барьера безопасности на основе бетона. Расчеты проведены для характерных радионуклидов, обычно присутствующих в составе РАО в ПЗРО. Отмечается принципиальная разница кривых выхода активности, связанная с сорбционными свойствами, изменением характеристик барьера и периодом полураспада радионуклидов.

Ключевые слова: радиоактивные отходы, инженерные барьеры безопасности, деградация бетона, ближняя зона, дальняя зона, расчетный комплекс GeRa, перенос загрязнения, геофильтрация, геомиграция, ПЗРО.

Введение

Надежная защита при обращении с радиоактивными отходами (РАО) представляет собой одну из крупных проблем атомной отрасли. Их размещение в пунктах хранения и захоронения требует проведения оценки долговременной безопасности, основным элементом которой является прогноз миграции радионуклидов в подземных водах. В связи с разными пространственными и временными масштабами процессов, при прогнозе миграции обычно создаются две модели — ближней (БЗ) и дальней зон (ДЗ).

Отметим, что понятие БЗ в разных документах, а также в практике оценки безопасности ядерных и радиационно опасных объектов (ЯРОО), может трактоваться по-разному. Так, под БЗ хранилища РАО в [1] понимается «...контактирующая

с сооружениями хранилища РАО часть вмещающих и (или) несущих грунтов, процессы в которой могут быть взаимосвязаны с процессами, протекающими в инженерной части хранилища РАО...». В руководстве по безопасности [2] к БЗ ПЗРО «...относятся подземные сооружения и конструкции ПЗРО, горные выработки, включая нарушенную зону горных выработок, ячейки захоронения РАО и инженерные барьеры безопасности, включая упаковки РАО...». Таким образом, мы видим, что в первом случае инженерные барьеры безопасности (ИББ) и источник загрязнения не включены в понятие БЗ захоронения, а во втором случае — наоборот. В настоящей работе, как и в общепринятой практике моделирования ЯРОО, ИББ внесены в модель БЗ.

Под ДЗ хранилища РАО в [1] понимается «...часть вмещающих и (или) несущих грунтов, контактирующая с ближней зоной хранилища РАО и с биосферой, состояние и характеристики которой влияют на миграцию радиоактивных веществ от границы ближней зоны хранилища РАО к границе биосферы и изменение состояния которой в связи с любыми возможными процессами и событиями как природного, так и техногенного происхождения может привести к изменению этих характеристик...». В [2] к ДЗ относится «...геологическая среда, в которой прогнозируется миграция радионуклидов, вышедших из ближней зоны ППЗРО...». Следовательно, под ДЗ в общем смысле понимается вся остальная область моделирования — геологическая среда.

Наиболее распространенным способом моделирования БЗ является камерное моделирование. Для этого чаще всего используются следующие расчетные комплексы (РК): Amber (Великобритания) [3], GoldSim (США) [4] и Ecolego (Швеция) [5]. Модель представляет собой набор камер, каждая из которых имеет свои свойства и отвечает за свой барьер безопасности (либо часть барьера). Характерным примером работы, в которой она реализована с помощью Ecolego, является кооперация между Швецией и Молдавией по проектированию ППЗРО «РАДОН» в Кишиневе [6]. В вышеупомянутых РК также возможно проводить моделирование и ДЗ (например, Amber и GoldSim указаны в [7] как комплексы, способные интегрировать все важные функции, процессы и события, управляющие поведением радионуклидов в системе захоронения), однако в этом случае фильтрационные потоки должны быть рассчитаны в стороннем РК, а моделирование переноса должно проводиться вдоль линий тока, и в течение этого процесса требуется учет загрязнения, которое может излишне разбавляться в объеме камер при осреднении. Стоит отметить, что для задач обоснования безопасности объектов использования атомной энергии (ОИАЭ) необходимо использовать РК, прошедшие аттестацию в Ростехнадзоре [8]. Из таких комплексов камерного моделирования аттестован только Ecolego. Их использование не позволяет в полной мере учесть геометрию объектов БЗ, пространственную неоднородность потока жидкости и распределения примеси, рассчитывать поток жидкости. Этим недостатком лишены РК, позволяющие совместно моделировать процессы фильтрации и массопереноса (в ряде случаев — и теплопереноса) в трехмерной постановке. Одним из таких комплексов является аттестованный РК GeRa [9], [10].

Целью настоящей работы является демонстрация возможностей моделирования ближней зоны ППЗРО с учетом динамики изменения свойств ИББ на примере условного объекта, а также анализ особенностей сопряжения моделей БЗ и ДЗ, созданных в РК GeRa. Статья построена следующим образом: вначале приведено краткое описание РК, в котором реализованы модели; затем представлены характеристики условного ППЗРО (граничные показатели, ИББ, параметры модельных слоев). Следующий раздел посвящен результатам расчета выхода радионуклидов за границы модели БЗ. Далее описан способ сопряжения моделей БЗ и ДЗ в РК GeRa и проводится их анализ. В заключении формулируются выводы по исследованию.

Краткое описание расчетного комплекса GeRa, в котором реализована модель

GeRa (Geomigration of Radionuclides, <http://gera.ibrae.ac.ru>) — высокотехнологичный расчетный комплекс, предназначенный для трехмерного гидрогеологического моделирования процессов геофильтрации и геомиграции загрязнений в подземных водах, разработанный совместно Институтом проблем безопасного развития атомной энергетики РАН (ИБРАЭ РАН) и Институтом вычислительной математики им. Г. И. Марчука (ИВМ РАН) [9], [10]. GeRa позволяет проводить полный цикл гидрогеологического моделирования: построение геологической модели и ее параметризацию, наполнение базы данных мониторинга, впоследствии пригодной для верификации и калибровки, создание расчетной сетки, непосредственно геофильтрационные и геомиграционные расчеты, визуализацию и верификацию результатов. К настоящему времени разработаны и аттестованы две версии кода (V1 и V2). Для создания модели БЗ использованы возможности кода по моделированию фильтрации в насыщенно-ненасыщенном режиме и массопереноса в зоне аэрации (адвекция, диффузия, дисперсия, радиоактивный распад и сорбция по линейной изотерме), реализованные еще в GeRa/V1, а также учета переменных параметров сред, примененные в GeRa/V2.

Разработка расчетной модели миграции радионуклидов за пределы барьеров безопасности в границах ближней зоны

Моделирование миграции проводилось для условного ППЗРО, представляющего собой заглубленное в грунт прямоугольное в сечении

железобетонное сооружение траншейного типа с системой ИББ. Будем считать, что он включает: покрывающий экран, призванный не допустить попадания атмосферных осадков внутрь ППЗРО в течение определенного периода и состоящий из геомембраны, щебня (для прерывания капиллярной каймы), песка, суглинка, глины и бетона, а также подстилающий барьер, состоящий только из бетона. Слой РАО представляет собой загрязненные железобетонные обломки (например, материал ликвидированного здания/сооружения). Итоговая схематизация ППЗРО, являющаяся схематизацией модели БЗ, приведена в табл. 1.

Таблица 1. Вертикальная дискретизация модели ППЗРО

Модельный слой	Мощность слоя, м	Расшифровка
Почвенно-растительный слой	0,2	Противофильтрационный экран
Геомембрана	–	
Щебень и гравий	0,5	
Песок среднезернистый	0,1	
Суглинок, глина	2	
Бетон	0,5	Барьер безопасности
Слой с РАО (железобетонный лом)	4	РАО
Бетон	0,5	Барьер безопасности

Геомембрана — это гидроизолирующий пленочный покровный материал, срок сохранения целостности которого в настоящей модели предполагается равным 100 лет (на модели она в явном виде не задана). При этом принято допущение, что в течение 100 лет осадки не поступают внутрь объекта, а по истечении этого времени в результате деградации геомембраны инфильтрация становится равной $4 \cdot 10^{-4}$ м/сут (сценарий мгновенной деградации). Покрывающие ИББ обладают выпуклой поверхностью для гравитационного отвода воды, к тому же геомембрана не пропускает осадки внутрь, что способствует их полному отводу с поверхности ППЗРО. В сценарии предполагается, что бетон в процессе деградации постепенно растрескивается и по истечении некоторого времени (согласно выделенным стадиям деградации) его фильтрационные и миграционные свойства становятся близки к свойствам песка: происходит увеличение его водопроницаемости и ухудшение способности сорбировать радионуклиды (учитывается

в рамках модели линейной сорбции). Насыпная плотность ($\rho_{\text{рао}}$) слоя с РАО принята равной 1500 кг/м^3 .

При моделировании принято, что активность каждого радионуклида (^3H , ^{36}Cl , ^{14}C , ^{41}Ca , ^{90}Sr , ^{99}Tc , ^{137}Cs и ^{234}U), присутствующего в составе РАО, равна $1 \cdot 10^{10}$ Бк. Все они характерны для большинства ППЗРО и оказывают основное влияние на безопасность приповерхностных объектов. В качестве допущения принято, что радиоактивные вещества равномерно распределены во всем объеме РАО (24 тыс. м^3 ; линейные размеры пункта захоронения: $163 \times 36,8 \times 4$ м). В предположении идентичности условий по всей поверхности ППЗРО (выпуклая поверхность ИББ консервативно не учитывается), модель БЗ может быть реализована в одномерной постановке — соответствовать единичной площади (достаточно, чтобы в плане модель состояла из одной расчетной ячейки и в разрезе представляла собой колонку). Площадь всего ППЗРО принята равной 6000 м^2 . Начальные удельные активности радионуклидов задаются равномерно распределенными в слое РАО с помощью источника, мгновенно вносящего в него радионуклиды в начальный момент времени. Исходная активность каждого радионуклида на один квадратный метр площади хранилища в модели БЗ рассчитывается как:

$$A = A_{\text{общ}} / S,$$

где $A_{\text{общ}}$ — активность каждого радионуклида во всем ППЗРО, Бк; S — площадь пункта захоронения, м^2 . Таким образом, активность каждого из радионуклидов, учитываемых в модели БЗ, составляет $1,67 \cdot 10^6$ Бк.

Граничные условия по фильтрации модели БЗ следующие: на верхней границе задана инфильтрация атмосферных осадков, на нижней границе задан нулевой напор (условие Дирихле 1 рода). Предполагается, что уровень грунтовых вод в данной модельной постановке имеет абсолютную отметку, равную нулю, что совпадает с абсолютной отметкой нижней границы модели. Фильтрация в БЗ вертикальная. По массопереносу на нижней границе модели реализовано нулевое условие Дирихле (1 рода).

Фильтрационные расчеты проводились в насыщено-ненасыщенной нестационарной постановке. Для гидрофизических свойств породы (основной гидрофизической характеристики и относительной проницаемости) использована модель ван Генухтена — Муалема [11]. Значения геофильтрационных и гидрофизических параметров слоев, использованных при одномерном

Таблица 2. Параметры слоев модели ППЗРО

Литологический состав слоя	Коэффициент фильтрации, м/сут	Активная пористость	Плотность породы, кг/м ³	Влагосодержание, доли ед.		Эмпирические параметры модели ван Генухтена – Муалема	
				при насыщении, θ_s	остаточное, θ_r	α , м ⁻¹	n
Почва	0,001	0,45	1 200	0,45	0,095	1,9	1,48
Песок	0,1	0,43	1 600	0,43	0,045	14,5	2,68
Гравий/щебень	5	0,3	1 900	0,3	0,04	6	3
Суглинок/глина	0,001	0,38	1 900	0,38	0,068	0,8	1,09
РАО	0,1	0,36	1 500	0,36	0,045	14,5	2,68
Бетон	0,01	0,2	2 000	0,2	0,045	3,04	1,23

моделировании, приведены в табл. 2. Эффективный коэффициент диффузии взят равным $1 \cdot 10^{-5}$ м²/сут для всех слоев, как характерное значение для песков, согласно [12]. Коэффициенты фильтрации и пористость слоев приняты в соответствии с типичными значениями, характерными для определенных типов пород. Полная объемная влажность, соответствующая общей пористости, и параметры модели ван Генухтена – Муалема для слоев модели получены из базы данных программы Rosetta [13].

Для построения модели БЗ требуются значения коэффициентов распределения (K_d) радионуклидов, которые участвуют во взаимодействии между водной фазой и вмещающей породой, в подстилающем и перекрывающем ИББ ППЗРО – бетоне, а также в самом слое с РАО, который представляет собой железобетонный лом – материалы ликвидированного здания/сооружения. Коэффициенты распределения в покрывающих ИББ не требуются в связи с тем, что источник загрязнения располагается ниже и загрязнение через эти барьеры проходить не будет.

Бетонное основание (подстилающий ИББ) и перекрывающий барьер постепенно будут разрушаться, рН поровой воды бетона будет

падать в процессе его деградации [14], и в конечном итоге его свойства станут близки к свойствам песка. В модели условного ППЗРО принято, что разрушение бетона на начальном этапе соответствует I стадии в модели деградации с четырьмя фазами, описанной в [14]. На основании работы [15] были выделены переходы от начала моделирования из I стадии в IV:

- из I стадии во II – через 300 лет;
- из II стадии в III – через 2 000 лет;
- из III стадии в IV – через 10 000 лет.

В модели БЗ переходы из одной стадии в другую реализуются путем задания переменных значений коэффициентов распределения (K_d) и их изменения между стадиями по линейному закону. Сорбционные параметры слоя РАО, параметры перекрывающего и подстилающего бетона приведены в табл. 3.

Результаты расчета выхода радионуклидов за границы модели ближней зоны

В данном разделе представлены расчеты максимальной удельной активности (УА) и период достижения этой величины для рассматриваемых радионуклидов (табл. 4), а также

Таблица 3. Коэффициент распределения радионуклидов на породах, принятый в модели ППЗРО

Слой	Стадия деградации	Коэффициент распределения (K_d), м ³ /кг							
		³ H	³⁶ Cl	¹⁴ C	⁴¹ Ca	⁹⁰ Sr	⁹⁹ Tc	¹³⁷ Cs*	²³⁴ U
Слой РАО	–	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$	0,015	$1 \cdot 10^{-4}$	0,28	0,035
Бетон	I	0	0	0,7*	$2 \cdot 10^{-3}$ *	0,03*	0,07**	$1 \cdot 10^{-4}$	0,4*
	II	0	0	2*	$3 \cdot 10^{-4}$ *	$5 \cdot 10^{-3}$ *	0,07**	$1 \cdot 10^{-4}$	3*
	III	0	0	$1 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-3}$ *	0,01*	0,07**	$1 \cdot 10^{-3}$	5***
	IV	0	0	$1 \cdot 10^{-4}$ *	$1,3 \cdot 10^{-2}$ *	$1 \cdot 10^{-4}$ *	0,07*	$1 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$ *

* – минимальное значение, согласно [14];

** – рекомендуемое значение, согласно [14];

*** – значения, большие $5 \text{ м}^3/\text{кг}$ в [14], консервативно приняты равными $5 \text{ м}^3/\text{кг}$

зависимости их потоков на выходе из БЗ модели условного ППЗРО (рис. 1—4).

Таблица 4. Результаты расчета выхода радионуклидов за пределы БЗ модели ППЗРО при принятых значениях их активности для каждого радионуклида, равной $1 \cdot 10^{10}$ Бк

Нуклид	Максимальная УА на выходе из БЗ, Бк/м ³	Период достижения максимальной УА, лет	УВ в питьевой воде, Бк/м ³ [16]
³ H	$3,64 \cdot 10^4$	6	$7,60 \cdot 10^6$
³⁶ Cl	$4,41 \cdot 10^5$	107	$1,50 \cdot 10^5$
¹⁴ C	$6,51 \cdot 10^5$	2000	$2,40 \cdot 10^5$
⁴¹ Ca	$1,63 \cdot 10^4$	186	–
⁹⁰ Sr	$5,33 \cdot 10^1$	168	$4,90 \cdot 10^3$
⁹⁹ Tc	$8,02 \cdot 10^3$	293	$2,10 \cdot 10^5$
¹³⁷ Cs	$3,5 \cdot 10^1$	107	$1,10 \cdot 10^4$
²³⁴ U	$8,78 \cdot 10^3$	10000	$2,80 \cdot 10^3$

Самый быстрый выход на максимум демонстрирует ³H (рис. 1). Это связано с отсутствием его сорбции на бетонном ИББ и малым периодом полураспада. Механизм, определяющий выход ³H, — диффузионный. Напомним, что первые 100 лет инфильтрация принималась нулевой ввиду сплошности противодиффузионной геомембраны, поэтому максимум активности ³H при выходе из БЗ наблюдается около 6-го года от начала моделирования вследствие его миграции диффузионным путем. Пик в 107 лет обуславливается адвективным выходом остаточного загрязнения тритием из модели БЗ.

Влияние данного механизма можно увидеть на примере зависимости потока от времени, например, для долгоживущего ³⁶Cl (рис. 2). Небольшой пик (до 10 Бк/сут) связан с диффузией, в то время как основной рост, возникающий около 107 лет, обусловлен выходом ³⁶Cl из модели БЗ при адвекции. Принято, что через 100 лет инфильтрация мгновенно становится ненулевой (мгновенное разрушение сдерживающей геомембраны), обеспечивая поток жидкости через всю модель БЗ. Начало выхода этого потока через ее нижнюю границу, представляющую собой колонку и, соответственно, попадание его в модель ДЗ происходит через 107 лет от начала моделирования. Существенное различие кривых выхода ⁴¹Ca и ³⁶Cl (рис. 2) объясняется разной способностью бетона сорбировать данные радионуклиды: коэффициент распределения ³⁶Cl — нулевой, в отличие от ⁴¹Ca. При этом для кривой кальция наблюдается малозаметный излом через 300 лет от

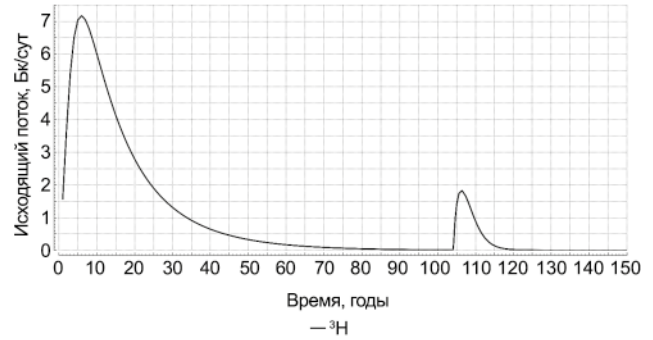


Рис. 1. Зависимость потока ³H от времени на выходе из ближней зоны условного ППЗРО

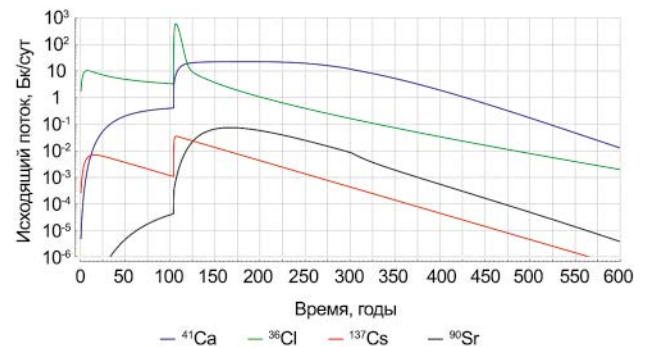


Рис. 2. Зависимость потоков ⁴¹Ca, ³⁶Cl, ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr от времени на выходе из ближней зоны условного ППЗРО

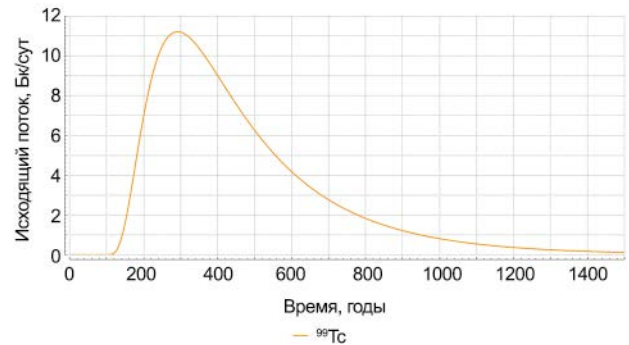


Рис. 3. Зависимость потока ⁹⁹Tc от времени на выходе из ближней зоны условного ППЗРО

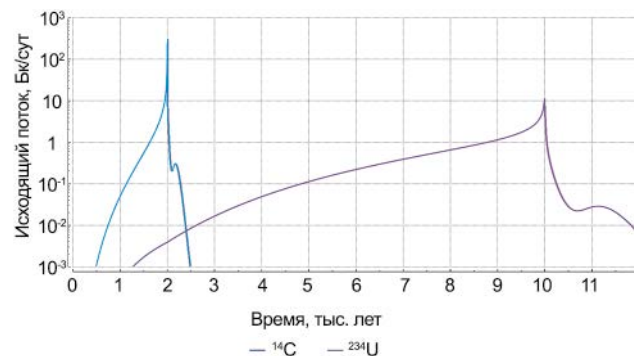


Рис. 4. Зависимость потоков ¹⁴C и ²³⁴U от времени на выходе из ближней зоны условного ППЗРО

начала моделирования: это обусловлено сменой коэффициента распределения при переходе из 1-й во 2-ю стадию деградации бетона, аналогичная картина характерна и для ^{90}Sr (рис. 2).

Периоды полураспада ^{90}Sr и ^{137}Cs приблизительно одинаковы, однако формы кривых заметно отличаются (рис. 2). Это связано с более высокой способностью бетона сорбировать ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs , вследствие чего пик ^{137}Cs на графике зависимости потока от времени на выходе из модели БЗ наблюдается раньше. Однако в слое РАО сорбция выше у ^{137}Cs — примерно на порядок. Именно этот факт и определил более высокий пик исходящего потока на выходе из БЗ для ^{90}Sr , чем для ^{137}Cs , при приблизительно одинаковых периодах полураспада.

Плавность кривой для ^{99}Tc (рис. 3) связана с постоянством его коэффициента распределения, не зависящего от стадии деградации бетона (табл. 3).

Формы кривых для ^{14}C и ^{234}U (рис. 4) связаны с изменением сорбционной способности бетона. При переходе из 2-й в 3-ю стадию деградации (от 300 до 2000 лет) коэффициент распределения ^{14}C плавно уменьшается на четыре порядка, происходит десорбция, ^{14}C после 2000 лет начинает активно выходить из ближней зоны. Аналогичная ситуация наблюдается у ^{234}U , но при переходе из 3-й в 4-ю стадию деградации бетонного подстилающего ИББ (снижение коэффициента распределения на три порядка от 2000 до 10000 лет).

На графиках зависимости потока радионуклидов от времени на выходе из ближней зоны модели ППЗРО, представленных на рис. 4, существует несколько пиков. Отмечаются более поздние и не столь высокие подъемы, которые возникают после максимального (основного): около 2150 лет лет — для ^{14}C и около 11500 — для ^{234}U . Так как при моделировании учитывается процесс диффузии, то благодаря этому часть радионуклидов попадает в вышележащий перекрывающий ИББ — бетонный барьер. Затем они постепенно смываются вниз с адвективным потоком; на кривой выхода это выражается в виде отдельного пика (здесь стоит отметить также роль десорбции вследствие деградации подстилающего и перекрывающего бетонных барьеров).

Подстилающий ИББ имеет сравнительно небольшую мощность — 0,5 м. При эффективном коэффициенте диффузии, равном 10^{-5} м²/сут, и пористости 0,1 характерное время процесса составляет около 7 лет, что подтверждается соответствующими пиками на приведенных графиках.

Сопряжение моделей БЗ и ДЗ в расчетном комплексе GeRa

Сопряжение моделей производится путем передачи потоков на выходе через нижнюю границу модели БЗ в объемный источник, располагающийся в верхнем слое ДЗ (в зоне аэрации). Радионуклиды, выходящие из ближней зоны, при такой постановке задачи попадают на уровень грунтовых вод (УГВ), переносятся затем потоком подземных вод в геологической среде (дальней зоне). Здесь важно отметить следующее: так как верхний слой модели является напорно-безнапорным, то в данном подходе не следует разбивать его на сеточные подслои (вертикальное разбиение слоя); расчетная сетка должна содержать по вертикали одну ячейку, в которую и должен быть задан объемный источник для того, чтобы взаимодействие потоков, переданных из модели БЗ в ДЗ, произошло корректно. Если зона аэрации представляет собой литологически неоднородную толщу, то она также подлежит учету в БЗ. Необходимо отметить: если верхний слой разбит на сеточные подслои, источник способен попасть не в ближайший к УГВ сеточный подслой. Это может привести к тому, что загрязнение будет еще раз проходить зону аэрации до этого уровня. Очевидно, это будет некорректно, так как вся зона аэрации подлежит учету в отдельной модели БЗ. В таком случае, во избежание ошибок, положение объемного источника необходимо задать максимально близким к УГВ, для того чтобы и он, и источник располагались в одной ячейке сетки, но авторы рекомендуют идти более простым путем и не делать разбивку верхнего модельного слоя на сеточные подслои.

Однако, безусловно, смоделировать БЗ с учетом всех барьеров безопасности можно и в самой модели ДЗ. Хотя при этом явным минусом будет необходимость сильно дробить (обычно ввиду небольших мощностей ИББ) верхний слой модели на отдельные сеточные слои, что может привести к существенному замедлению и усложнению расчетов из-за соседства тонких ячеек, соответствующих ИББ, и весьма крупных ячеек, характерных для водоносных и водоупорных горизонтов полноценной модели ДЗ. В связи с этим разумно разделять ближнюю и дальнюю зоны объекта на отдельные модели.

В ПК GeRa реализован модуль балансовых расчетов, позволяющий пользователю увидеть характеристики по фильтрации и массопереносу как для областей, слоев модели и зон неоднородностей, так и для отдельных элементов — рек,

озер и т. д. В данном модуле есть возможность вывести потоки жидкости и загрязняющих веществ для индивидуальных граничных условий (как отдельные адвективный и диффузионный потоки, так и общий суммарный). С помощью этой функциональной возможности зависимости потоков всех рассматриваемых радионуклидов от времени на выходе через нижнюю границу из БЗ записываются в отдельный файл, который в дальнейшем должен быть использован для задания интенсивности источника, расположенного в верхнем сеточном слое модели. В плане же границы данного источника должны в точности совпадать с размерами условного ППЗРО (в начале было сказано о нормировании активности в слое с РАО модели БЗ на площадь условного ППЗРО, составляющую 6000 м², которая была принята равной 1,67·10⁶ Бк/м² для каждого радионуклида). Таким образом, общая суммарная активность каждого радионуклида, поступающая в объемный источник модели ДЗ, будет соответствовать начальной активности 1·10¹⁰ Бк при условии радиоактивного распада. Для корректного определения ППЗРО в трехмерном пространстве в GeRa необходимо создать отдельную локальную расчетную область, имеющую в плане его размеры.

Важно отметить, что некорректным будет являться прогноз поступления радионуклидов в ДЗ с помощью граничного условия 1-го рода (типа Дирихле), установленного на дневной поверхности. В рассмотренной выше модели условного ППЗРО зависимость потока трития от времени на выходе из БЗ (рис. 1) имеет пик около 6 лет от начала моделирования, то есть поступление трития за границы БЗ осуществляется по диффузионному механизму (так как адвективного потока первые сто лет нет в связи с целостностью геомембраны). Если бы на выходе из БЗ пользователем была рассмотрена зависимость активности от времени и заданы в качестве граничных условия 1-го рода на верхней границе модели над площадью условного ППЗРО, то диффузионные потоки из БЗ и в ДЗ не были бы согласованы (не равны между собой) и нарушался бы закон сохранения массы: поток в первые сто лет был бы нулевым и выхода трития не было бы как такового. Для сопряжения моделей подходят граничные условия 3-го рода (полный поток загрязнителя) или задание полного потока радионуклидов в объемный источник в модели ДЗ. Именно такую схематизацию авторы данной работы рекомендуют использовать при сопряжении двух отдельных моделей БЗ и ДЗ.

Выводы

В работе предложен способ оценки безопасности условного ППЗРО на основе сопряжения двух отдельных моделей ближней и дальней зон в РК GeRa. Показано создание модели БЗ, проанализированы различные способы ее взаимодействия с ДЗ. Использована возможность учета изменения свойств ИББ во времени.

Для пространственно-однородных (в плане) объектов продемонстрировано создание одномерной модели БЗ, учитывающей систему ИББ и деградацию их конструкционных материалов. Показано, что выход из модели ближней зоны для несорбируемых короткоживущих радионуклидов определяется механизмом диффузионного переноса. Учет деградации ИББ приводит к весьма сложной динамике выхода отдельных радионуклидов из ближней зоны: наличию нескольких пиков на графиках зависимости удельной активности от времени и увеличению потока радионуклидов вследствие десорбции из материала деградирующего барьера.

Для корректного учета диффузионного переноса отмечена важность правильного сопряжения моделей ближней и дальней зон. Выход активности в ДЗ из БЗ корректно задавать с помощью зависимости общего потока радионуклидов от времени на выходе из БЗ при поступлении в объемный источник, заданный в ДЗ. Также можно комбинировать модели с помощью граничного условия 3-го рода, но не 1-го, так как это может привести к неучету диффузионных потоков на выходе из БЗ, в то время как именно диффузионный поток определяет выход несорбируемых короткоживущих радионуклидов. Для передачи потока из модели БЗ в модель ДЗ удобно использовать встроенный модуль балансовых расчетов в РК GeRa.

Литература

1. РБ 011-2000. Оценка безопасности приповерхностных хранилищ радиоактивных отходов.
2. РБ-003-21. Оценка долговременной безопасности пунктов глубинного захоронения радиоактивных отходов.
3. URL: <https://www.quintessa.org/software/AMBER>.
4. URL: <https://www.goldsim.com/Web/Products/GoldSim/Overview/>.
5. URL: <https://www.ecolego.se/ecolego/>.
6. Updated radiological risk assessment for the "Radon" type surface disposal facility in Chisinau, Moldova. SSM 2021:03.
7. IAEA-ISAM. Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities. Volume 1. Review

and enhancement of safety assessment approaches and tools. Vienna, 2014.

8. Федеральный закон от 21 ноября 1995 г. № 170-ФЗ «Об использовании атомной энергии».

9. Капырин И. В. и др. Интегральный код GeRa для обоснования безопасности захоронения радиоактивных отходов // Горный журнал. 2015. № 10. С. 44–50. DOI: 10.17580/gzh.2015.10.08.

10. Капырин И. В., Сускин В. В., Расторгуев А. В., Никитин К. Д. Верификация моделей ненасыщенной фильтрации и переноса в зоне аэрации на примере расчетного кода GeRa // Вопросы атомной науки и техники, серия «Математическое моделирование физических процессов». 2017. № 1. С. 60–75.

11. Van Genuchten M. Th. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils // Soil Sci. Soc. Am. J. 1980. Vol. 44. Pp. 892–898.

12. Румынин В. Г. Геомиграционные модели в гидрогеологии. — Санкт-Петербург: Наука, 2011. 1158 с.

13. Rosetta: A computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. — URL: <https://cals.arizona.edu/research/rosetta/rosetta.html>.

14. Ochs M., Mallants D., Wang L. Radionuclide and metal sorption on cement and concrete. Springer, 2016.

15. Jacques D., Wang L., Martens E., Mallants D. Time dependence of the geochemical boundary conditions for the cementitious engineered barriers of the Belgian surface disposal facility. Project near surface disposal of category A waste at Dessel. ONDRAF/NIRAS, 2009.

16. СанПиН 2.6.1.2523-09. Санитарные правила и нормативы. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009.

17. URL: <http://www.openstreetmap.org>.

18. URL: <http://loadmap.net>.

Информация об авторах

Сускин Виктор Викторович, кандидат технических наук, младший научный сотрудник, Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН (115191, Москва, Большая Тульская ул., д. 52), e-mail: viksus@ibrae.ac.ru.

Капырин Иван Викторович, кандидат физико-математических наук, заведующий лабораторией, Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН (115191, Москва, Большая Тульская ул., д. 52), e-mail: kapyrin@ibrae.ac.ru.

Болдырев Кирилл Александрович, кандидат технических наук, старший научный сотрудник, Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН (115191, Москва, Большая Тульская ул., д. 52), e-mail: kaboldyrev@ibrae.ac.ru.

Библиографическое описание статьи

Сускин В. В., Капырин И. В., Болдырев К. А. Подходы к геомиграционному моделированию при оценке безопасности пункта захоронения РАО в расчетном комплексе GeRa // Радиоактивные отходы. 2023. № 3 (24). С. 117–125. DOI: 10.25283/2587-9707-2023-3-117-125.

NEAR AND FAR FIELDS OF A RADIOACTIVE WASTE DISPOSAL FACILITIES: APPROACHES TO THEIR MODELING BASED ON THE GERA SOFTWARE

Suskin V. V., Kapyrin I. V., Boldyrev K. A.

Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

Article received on June 30, 2023

The study focuses on the safety assessment of near-surface radioactive waste disposal facilities (NSDF) based on the numerical simulation of radionuclide transport in the near field via groundwater flow and mass transport processes using the GeRa software. It also evaluates the methods that may provide near and far field model coupling seeking to arrange a sound safety assessment process. The study specifically focuses on the degradation of the underlying

concrete safety barrier indicated through a reduced radionuclide absorption capacity. The study provides calculations for those radionuclides that are typically found in the radioactive waste subject to disposal in deep disposal facilities. The findings evidence some fundamental difference in the activity-yield curves associated with the sorption properties, changes in the barrier properties and the half-lives of the modelled radionuclides.

Keywords: radioactive waste, engineered safety barriers, concrete degradation, near field, far field, GeRa software, contaminant transport, groundwater flow, mass transport.

References

1. RB 011-2000. *Otsenka bezopasnosti pripoverkhnostnykh khranilishch radioaktivnykh otkhodov* [Safety Assessment of Near-Surface Radioactive Waste Storage Facilities].
2. RB-003-21. *Otsenka dolgovremennoi bezopasnosti punktov glubinnogo zakhroneniya radioaktivnykh otkhodov* [Long-term Safety Assessment of Deep Disposal Facilities for Radioactive Waste].
3. URL: <https://www.quintessa.org/software/AMBER>.
4. URL: <https://www.goldsim.com/Web/Products/GoldSim/Overview/>.
5. URL: <https://www.ecolego.se/ecolego/>.
6. *Updated radiological risk assessment for the "Radon" type surface disposal facility in Chisinau, Moldova*. SSM 2021:03.
7. IAEA-ISAM. *Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities*. Volume 1. Review and enhancement of safety assessment approaches and tools. Vienna, 2014.
8. *Federal'nyi zakon ot 21 noyabrya 1995 g. No. 170-FZ "Ob ispol'zovanii atomnoi energii"* [Federal Law No. 170-FZ On Atomic Energy Use of November 21, 1995].
9. Kapyrin I. V. et al. Integral'nyy kod GeRa dlya obosnovaniya bezopasnosti zakhroneniya radioaktivnykh otkhodov [Integral code GeRa designed for the safety assessment of radioactive waste disposal facilities]. *Gornyy zhurnal — Mining Journal*, 2015, no. 10, pp. 44—50. DOI: 10.17580/gzh.2015.10.08.
10. Kapyrin I. V., Suskin V. V., Rastorguyev A. V., Nikitin K. D. Verifikatsiya modeley nenasyshchennoy fil'tratsii i perenosa v zone aeratsii na primere raschetnogo koda GeRa [Verification of unsaturated flow and transport models in the aeration zone based on the example of the GeRa code]. *Voprosy atomnoy nauki i tekhniki, seriya "Matematicheskoye modelirovaniye fizicheskikh protsessov" — Issues in Atomic Science and Technology, Mathematical Modeling of Physical Processes series*, 2017, no. 1, pp. 60—75.
11. Van Genuchten M. Th. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1980, vol. 44, pp. 892—898.
12. Rumynin V. G. *Geomigratsionnyye modeli v gidrogeologii* [Geomigration models in hydrogeology]. Saint-Petersburg, Nauka Publ., 2011. 1158 p.
13. *Rosetta: A computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions*. — URL: <https://cals.arizona.edu/research/rosetta/rosetta.html>.
14. Ochs M., Mallants D., Wang L. *Radionuclide and metal sorption on cement and concrete*. Springer, 2016.
15. Jacques D., Wang L., Martens E., Mallants D. Time dependence of the geochemical boundary conditions for the cementitious engineered barriers of the Belgian surface disposal facility. Project near surface disposal of category A waste at Dessel. ONDRAF/NIRAS, 2009.
16. SaNPIN 2.6.1.2523-09. *Sanitarnyye pravila i normativy. Normy radiatsionnoi bezopasnosti NRB-99/2009* [Sanitary norms and rules SanPiN. Radiation Safety Standards NRB-99/2009].
17. URL: <http://www.openstreetmap.org>.
18. URL: <http://loadmap.net>.

Information about the authors

Suskin Viktor Viktorovich, Ph.D, Junior Researcher, Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences (52, Bolshaya Tulsкая st., Moscow, 115191, Russia), e-mail: viksus@ibrae.ac.ru.

Kapyrin Ivan Viktorovich, Ph.D, Head of Laboratory, Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences (52, Bolshaya Tulsкая st., Moscow, 115191, Russia), e-mail: kapyrin@ibrae.ac.ru.

Boldyrev Kirill Aleksandrovich, Ph.D, Senior Researcher, Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences (52, Bolshaya Tulsкая st., Moscow, 115191, Russia), e-mail: kaboldyrev@ibrae.ac.ru.

Bibliographic description

Suskin V. V., Kapyrin I. V., Boldyrev K. A. Near and Far Fields of a Radioactive Waste Disposal Facilities: Approaches to their Modeling Based on the GeRa Software. *Radioactive Waste*, 2023, no. 3 (24), pp. 117—125. DOI: 10.25283/2587-9707-2023-3-117-125. (In Russian).