

УДК 622.537/.538 : [502.51 : 504.5+556.338](470.21)

Анализ загрязнения подземной гидросферы для различных сценариев эволюции подземного объекта изоляции радиационно-опасных материалов

П.В. Амосов^{1,2}, Н.В. Новожилова¹

¹ Горный институт КНЦ РАН

² Физико-энергетический факультет КФ ПетрГУ, кафедра теплофизики

Аннотация. Представлен анализ результатов численных экспериментов загрязнения подземных вод на потенциальных площадках размещения подземного радиационно-опасного объекта. Авторами рассмотрены три сценария эволюции объекта (нормальной эволюции и два альтернативных: наличие конвективного потока подземных вод через инженерные барьеры объекта и ошибка в определении сорбционных свойств радионуклидов в материалах инженерных барьеров и вмещающего массива).

Abstract. The results analysis of numerical experiments of ground waters pollution at potential sites of underground radiation-hazardous object location has been carried out. The authors have considered three object evolution scenarios (normal evolution and two alternative ones: with convection stream of ground waters over object engineering barriers and error in radionuclides sorption properties determination in materials of engineering barriers and host rock).

Ключевые слова: загрязнение подземных вод, сценарии эволюции, радиационно-опасный объект

Key words: ground water pollution, evolution scenarios, radiation-hazardous object

1. Введение

Для радиационно-опасных объектов ядерного топливного цикла под радиоэкологической безопасностью следует понимать состояние защищенности граждан, животного и растительного мира, материальных ценностей от радиоактивного загрязнения окружающей среды, радиационных аварий и катастроф (Крышев, Рязанцев, 2000). Радиоэкологическая безопасность (риск) может рассматриваться как многомерная характеристика, включающая в себя несколько категорий: физические параметры; биофизические характеристики; биологические характеристики; медико-демографические характеристики; социальные факторы и экологические факторы. В представленной работе авторов интересуют параметры первой категории: уровни загрязнения природной среды, а также величины поглощенной дозы в различных сценариях эволюции подземного объекта изоляции региональных радиационно-опасных материалов (РОМ).

2. Методический подход

Для оценки радиоэкологической безопасности подземного объекта изоляции радиационно-опасных материалов (Мельников и др., 2001) авторы применяют методический подход, освоенный на различных этапах выполнения исследования (Предварительная оценка..., 2000; Амосов и др., 2008а; 2007; 2008б).

На информационной (топографические и гидрогеологические карты) и инструментальной (дигитайзер) основе строятся базовые (цифровые) карты гидрогеологических моделей дальнего поля потенциальных площадок (компьютерные коды DIDGER, SURFER, AQUA3D). При этом создаются достаточно сложные гидрогеологические модели дальнего поля, насыщенные разнородными гидрогеологическими объектами, имитирующими озера, реки, геологические нарушения и т.п., с последующим наполнением указанных объектов соответствующими гидрогеологическими характеристиками.

Используя возможности компьютерного кода AQUA3D (AQUA3D, 1998), рассчитываются, анализируются скоростные поля течения подземных вод и определяются места размещения объекта, после чего выполняются численные расчеты по переносу пассивного стабильного трассера во вмещающем массиве. Анализ результатов расчетов пространственно-временного распределения указанного трассера $C(r,t)$ дает информацию об эффективности выбора местоположения объекта и эффективности защитных свойств вмещающего массива площадки. Количественной характеристикой, подтверждающей указанный выше вывод, может быть относительная концентрация, или фактор разбавления, $F_D(r,t) = C(r,t)/C_0$, где знаменатель этого выражения есть уровень концентрации вблизи

границы раздела ближнего и дальнего полей объекта.

При анализе процесса миграции в ближнем поле с помощью компьютерного кода PORFLOW (Runchal, 1997) для какого-либо сценария эволюции объекта вычисляются максимальные значения концентрации какого-либо радионуклида вблизи границы раздела ближнего и дальнего полей $C_{max,i}$. В результате мы получаем информацию с оценкой в запас об уровне загрязнения подземной гидросферы $C_{max,i}F_D(r,t)$ тем или иным радионуклидом.

На этапе применения биосферной модели можно перейти к оценке радиоэкологической безопасности объекта, например, к определению мощности дозы для критической группы лиц из населения (например, для сценария облучения населения через потребление загрязненной питьевой воды из скважины).

3. Сценарии эволюции объекта

Нормативные документы МАГАТЭ и РФ предписывают необходимость рассмотрения следующих типов сценариев эволюции объекта: нормального и ряда альтернативных (*Оценка безопасности...*, 2002). Первый тип, называемый базовым сценарием эволюции, описывает нормальное протекание природных процессов. Этот тип сценария для рассматриваемого объекта был полно проанализирован авторами в работах (Амосов и др., 2008а; 2007; 2008b). Альтернативные сценарии имеют вероятность своего осуществления существенно меньше, чем единица, и являются дополнением к сценарию нормальной эволюции (СНЭ) объекта. Из стандартного перечня, приведенного, например, в регламентирующем документе (*Оценка безопасности...*, 2002), по результатам выполненного авторами анализа и отбора к описываемой проблеме имеют отношение следующие сценарии:

1) наличие конвективного потока подземных вод через инженерные барьеры объекта, что приводит к изменению концентрации $C_{max,i}$. При этом модель дальнего поля остается той же, что и в СНЭ объекта. Указанный сценарий можно предполагать, например, в случае некачественной герметизации объекта или невыявленного разлома вблизи объекта;

2) ошибка в определении сорбционных свойств радионуклидов в материалах инженерных барьеров и вмещающего массива. В основе этого сценария лежит СНЭ объекта, но предполагается, что в отношении какого-либо радионуклида обнаруживается ошибка в определении, например, коэффициента распределения в материалах инженерных барьеров (бетон, бентонит) и вмещающего массива. Естественно, что в данном сценарии модель дальнего поля также остается прежней.

При анализе сценариев облучения человека рекомендуется сгруппировать сценарии эволюции объекта, характеризующиеся близкими типами возможных сценариев облучения популяции человека. В нашем случае для СНЭ (А1) и альтернативных сценариев эволюции объекта А2 и А3 возможно использование сценария облучения через потребление загрязненной питьевой воды.

Выбранные для исследования и последующего сравнения альтернативные сценарии эволюции объекта и сценарии облучения населения могут быть схематично изображены следующим образом.

А. Потребление загрязненной питьевой воды

А1. Сценарий нормальной эволюции	А2. Конвективный поток подземных вод через инженерные барьеры объекта	А3. Ошибка в определении сорбционных свойств радионуклидов в материалах инженерных барьеров и вмещающего массива
----------------------------------	---	--

Сценарий нормальной эволюции

Концептуальная и математическая модели рассматриваемого радиационно-опасного объекта (Мельников и др., 2001) подробно представлены (модели ближнего и дальнего полей) в публикациях (Амосов и др., 2008а) и (Амосов и др., 2007; 2008b), соответственно.

Конвективный поток подземных вод через инженерные барьеры объекта

Следует сразу отметить, что относительно данного сценария мнения исследователей расходятся. С одной стороны, например, в рекомендациях Госатомнадзора России (*Оценка безопасности...*, 2002) даже для СНЭ объекта закладывается наличие конвективного потока через барьеры, правда, в предположении поступления осадков на момент его закрытия, что приводит к насыщению водой как инженерных барьеров, так и дренажных слоев. С другой стороны, в рамках работы по проекту R4.10/95 (*Предварительная оценка...*, 2000) такой сценарий рассматривался, как альтернативный, который можно обосновать, например, некачественным запечатыванием перемычки вскрывающего ствола или уклонов, повреждением транспортных выработок, а также наличием не выявленного в процессе исследования площадки разлома или его повторной активацией.

Подробное описание концептуальной и математической моделей ближнего поля объекта приведено в статье авторов (Амосов, Новожилова, 2008). Здесь приведем лишь некоторые пояснения с целью более четкого понимания результатов сравнительного анализа.

Предполагается, что гидравлический градиент отвечает месту размещения объекта на рассматриваемых площадках. При вычислении скоростного поля на разных площадках и разных расположениях объекта на площадке Дальние Зеленцы были выбраны следующие значения гидравлических градиентов: Сайда-губа – 0,006 м/м, Дальние Зеленцы (на востоке площадки) – 0,010 м/м, Дальние Зеленцы (на западе площадки) – 0,034 м/м. Указанные значения этого параметра соответствуют расчетным данным в районах расположения объекта (Амосов и др., 2007; 2008b).

Как и для СНЭ объекта, рассматривается два типа моделей:

- модель постоянной толщины нарушенной зоны массива, в которой увеличение толщины барьеров происходит за счет уменьшения толщины вмещающего массива;
- модель постоянной толщины ближней зоны (инженерные барьеры и нарушенная зона массива (НЗМ)). В этом случае, рост толщины инженерных барьеров обеспечивается за счет сокращения толщины НЗМ, т.е. в этой модели толщина вмещающего массива выдерживается постоянной.

Изменение толщины инженерных барьеров имеет шаг дискретности, равный 0,5 м. Первым барьером, окружающим зону отходов, является бетон, а вторым – бентонит. Всего было изучено 6 вариантов в каждой обозначенной выше модели. Рассмотренные варианты отвечают толщинам барьеров, размеры которых указаны в табл. 1.

Таблица 1. Толщины бетона и бентонита, м

Бетон	Бентонит		
0,5	0,0	0,5	1,0
1,0	0,0	0,5	
1,5	0,0		

Выходным параметром, требующим анализа и сравнения с результатами для СНЭ, является максимальная концентрация изотопов в воде вблизи внешней границы нарушенной зоны $C_{max,i}$, т.е. в рамках сценария А2 имеем вариацию указанного параметра для ближнего поля объекта.

Модель дальнего поля этого сценария строго соответствует модели дальнего поля СНЭ объекта (Амосов и др., 2007; 2008b).

Ошибка в определении сорбционных свойств радионуклидов в материалах инженерных барьеров и вмещающего массива

Концептуальная и математическая модели ближнего поля этого сценария целиком повторяет схему, используемую в СНЭ объекта (Амосов и др., 2008a).

В качестве основного анализируемого радионуклида в рамках сценария выбран изотоп ^{79}Se (выбор из конечного списка изотопов). Параметры этого радионуклида, в частности, коэффициент распределения, имеют достаточно специфичные значения. Например, в гранитах (по данным разных исследовательских групп Швеции, Финляндии, Швейцарии за относительно небольшой временной диапазон) значения коэффициента распределения варьируются в 20 раз, и при этом его численное значение достаточно мало (0,0005-0,01 м³/кг). В бетонах ситуация обратная: из доступных литературных источников лишь в одном отчете приводится значение этого параметра.

Напомним, что для изотопа ^{79}Se в бентоните в СНЭ объекта коэффициент распределения принят равным нулю, а значит, возможны следующие ошибки в определении сорбционных свойств этого изотопа:

- нулевое значение коэффициента распределения в бетоне (а значит, и в области источника) при сохранении миграционных параметров в других барьерах;
- нулевое значение коэффициента распределения в области НЗМ, но при прежних миграционных параметрах в других материалах.

Выходным параметром, требующим анализа и сравнения с результатами СНЭ, является максимальная концентрация этого изотопа в воде вблизи внешней границы нарушенной зоны $C_{max,i}$. Таким образом, в рамках сценария А3 также получим вариацию указанного параметра для ближнего поля объекта.

Модель дальнего поля этого сценария соответствует модели дальнего поля СНЭ объекта (Амосов и др., 2007; 2008b).

4. Сравнительная оценка радиэкологической безопасности

В соответствии с используемой авторами методологией оценки безопасности подземного радиационно-опасного объекта, основным из факторов, представляющим интерес, является уровень

загрязнения подземных вод. На основе этого показателя далее определяется эффективная годовая доза населения при потреблении загрязненной питьевой воды. Эффективная годовая доза $H_{dw,i}$ через потребление питьевой воды за счет радионуклида i рассчитывается посредством перемножения концентрации этого радионуклида в питьевой воде и пище на ежегодный уровень потребления и соответствующий дозовый коэффициент:

$$H_{dw,i} = C_{dw,i} I_{dw} DF_{ing,i}, \quad (1)$$

где I_{dw} – годовое потребление питьевой воды, которое в соответствии с нормативом составляет 730 кг/год для взрослых (*Нормы радиационной...*, 1999); $DF_{ing,i}$ – эффективный дозовый коэффициент радионуклида i при потреблении питьевой воды и пищи, Зв/Бк; $C_{dw,i}$ – концентрация радионуклида i в питьевой воде, Бк/кг.

В соответствии с принятой биосферной моделью, водозаборная скважина располагается в верхней части водоносного горизонта, и из нее происходит потребление загрязненной радионуклидами загрязненной воды. Причем скорость откачки такова, что она не вызывает дополнительного разбавления загрязненной воды. В результате этого концентрация в воде из скважины та же самая, что и концентрация в водоносном горизонте в точке забора, т.е.

$$C_{dw,i} = C_{w,i}$$

где $C_{w,i}$ – концентрация радионуклида i в воде водоносного горизонта (Бк/кг), определяемая соотношением

$$C_{w,i} = C_{max,i} F_D / \rho_w = C_{max,i}^* F_D, \quad (2)$$

где ρ_w – плотность питьевой воды, принятая равной 1000 кг/м³; $C_{max,i}$ – максимальная концентрация i -го радионуклида на выходе из ближнего поля, Бк/м³ ($C_{max,i}^*$ отличается от него размерностью Бк/кг); F_D – коэффициент разбавления в точках контроля, которые могут являться точками водозабора (безразмерный). Напомним, что указанный параметр определяется через отношение концентрации в точках контроля $C(r,t)$ к условной постоянной концентрации пассивного стабильного трассера C_0 на границе НЗМ и дальнего поля объекта. При условии $C_0 = 1$ имеем $F_D = C(r,t)$. Именно этот вариант и реализован в исследовании загрязнения дальнего поля в нашем случае.

В принципе, расчетных данных, представленных в указанных выше публикациях, вполне достаточно, чтобы "в лоб" по формулам (1) и (2) вычислить величину мощности эффективной дозы и далее сравнить полученное значение, например, с пределом мощности дозы для населения. Именно по этому пути исполнители раздела шли на предыдущем этапе исследования.

В настоящей работе для дальнейшего анализа безопасности рассматриваемого объекта предлагается пойти по следующему пути: согласиться с расчетным значением максимальной концентрации радионуклидов $C_{max,i}$ и дальнейший анализ проводить относительно безразмерного фактора разбавления. Другими словами, попытаться определить границы загрязнения дальнего поля объекта при неизменных выходных параметрах ближнего поля, соответствующих сценариям А1, А2 и А3.

Предлагается рассмотреть две физические величины. Первая – параметр $F_{D,i}^*$, который для интересующих нас радионуклидов и возможных сценариев эволюции радиационно-опасного объекта определяется по формуле

$$F_{D,i}^* = UB_i / C_{max,i}^*, \quad (3)$$

где UB_i – уровень вмешательства для радионуклида i (Бк/кг).

Подобный подход достаточно объективен, поскольку рассматриваемые нами радионуклиды являются долгоживущими изотопами, и значит, нет противоречия определению фактора разбавления. Таким образом, рассчитываемая величина (3) позволит определить границы загрязнения подземных вод в разных слоях модели в сравнении с УВ.

Естественно, что представляет интерес рассмотреть только те ситуации, когда $UB_i < C_{max,i}^*$. Среди радионуклидов, рассмотренных в сценариях А1-А3, удовлетворяющих указанному условию всего два – ¹²⁹I и ⁷⁹Se. В соответствии с НРБ-99, значения УВ для изотопов ¹²⁹I и ⁷⁹Se равны 1,3 Бк/кг и 48 Бк/кг, соответственно (*Нормы радиационной...*, 1999). Расчетные значения $F_{D,i}^*$ при выбранном условии параметра $C_{max,i}$ в различных сценариях представлены в табл. 2.

Опции компьютерного кода AQUA3D позволяют построить по слоям модели пространственные распределения введенного первого условного фактора разбавления $F_{D,i}^*$, как консервативного количественного показателя загрязнения подземных вод дальнего поля объекта для указанного условия. Для сокращения объема статьи ограничимся только указанием номера слоя модели, где прогнозируется загрязнение подземных вод, превышающее 1 УВ по обозначенным выше изотопам (табл. 3). Представленная в табл. 3 информация соответствует данным модели постоянной толщины ближнего поля.

Из представленной информации хорошо видно, что в несколько худшем положении выглядит вариант с западным размещением объекта на площадке Дальние Зеленцы. Действительно, для указанного

Таблица 2. Условный фактор разбавления $F_{D,i}^*$
 Модель постоянной толщины нарушенной зоны

Бетон, м	Сценарий А1 (СНЭ)						Сценарий А3		
	^{129}I			^{79}Se			^{79}Se		
	Бентонит, м			Бентонит, м			Бентонит, м		
	0,0	0,5	1,0	0,0	0,5	1,0	0,0	0,5	1,0
0,5	0,230	0,237	0,245	0,153	0,156	0,159	0,118	0,119	0,120
1,0	-	-		0,167	0,172		0,124	0,127	
1,5	-			0,183			0,131		

Сценарий А2

Бетон, м	^{129}I								
	градиент $i_1=0,006$ м/м			градиент $i_2=0,010$ м/м			градиент $i_3=0,034$ м/м		
	Бентонит, м			Бентонит, м			Бентонит, м		
	0,0	0,5	1,0	0,0	0,5	1,0	0,0	0,5	1,0
0,5	0,019	0,017	0,018	0,019	0,016	0,018	0,016	0,013	0,015
1,0	0,058	0,050		0,050	0,040		0,027	0,022	
1,5	0,250			0,166			0,050		
Бетон, м	^{79}Se								
	градиент $i_1=0,006$ м/м			градиент $i_2=0,010$ м/м			градиент $i_3=0,034$ м/м		
	Бентонит, м			Бентонит, м			Бентонит, м		
	0,0	0,5	1,0	0,0	0,5	1,0	0,0	0,5	1,0
0,5	0,012	0,011	0,012	0,013	0,011	0,012	0,013	0,011	0,012
1,0	0,014	0,013		0,014	0,012		0,013	0,011	
1,5	0,015			0,014			0,013		

Модель постоянной толщины ближнего поля

Бетон, м	Сценарий А1 (СНЭ)						Сценарий А3		
	^{129}I			^{79}Se			^{79}Se		
	Бентонит, м			Бентонит, м			Бентонит, м		
	0,0	0,5	1,0	0,0	0,5	1,0	0,0	0,5	1,0
0,5	0,230	0,202	0,173	0,154	0,123	0,099	0,118	0,102	0,087
1,0	-	0,915		0,131	0,107		0,107	0,093	
1,5	-			0,113			0,097		

Сценарий А2

Бетон, м	^{129}I								
	градиент $i_1=0,006$ м/м			градиент $i_2=0,010$ м/м			градиент $i_3=0,034$ м/м		
	Бентонит, м			Бентонит, м			Бентонит, м		
	0,0	0,5	1,0	0,0	0,5	1,0	0,0	0,5	1,0
0,5	0,019	0,015	0,015	0,019	0,014	0,014	0,016	0,012	0,012
1,0	0,052	0,040		0,043	0,031		0,024	0,017	
1,5	0,200			0,125			0,038		
Бетон, м	^{79}Se								
	градиент $i_1=0,006$ м/м			градиент $i_2=0,010$ м/м			градиент $i_3=0,034$ м/м		
	Бентонит, м			Бентонит, м			Бентонит, м		
	0,0	0,5	1,0	0,0	0,5	1,0	0,0	0,5	1,0
0,5	0,012	0,010	0,010	0,013	0,010	0,010	0,013	0,010	0,009
1,0	0,012	0,010		0,012	0,010		0,012	0,009	
1,5	0,012			0,011			0,010		

Таблица 3. Номера слоев цифровых гидрогеологических моделей площадок
 с уровнем загрязнения подземных вод выше УВ

Сайда-губа					Дальние Зеленцы (восток)					Дальние Зеленцы (запад)				
Сценарии					Сценарии					Сценарии				
А1		А2		А3	А1		А2		А3	А1		А2		А3
^{129}I	^{79}Se	^{129}I	^{79}Se	^{79}Se	^{129}I	^{79}Se	^{129}I	^{79}Se	^{79}Se	^{129}I	^{79}Se	^{129}I	^{79}Se	^{79}Se
4	4	3-4	3-4	4	4	4	3-4	3-4	4	4	4	2-4	2-4	4

варианта размещения в условиях сценария А2 загрязнение подземных вод выше УВ прогнозируется во 2-м слое модели. Но в целом можно сделать главный вывод о безопасности радиационно-опасного объекта для всех рассмотренных вариантов: в 1-м слое моделей (слой забора питьевой воды) не прогнозируются концентрации радионуклидов, превышающие УВ.

Здесь уместно напомнить значения эффективных дозовых коэффициентов при потреблении питьевой воды и пищи для обозначенных радионуклидов: для изотопа ^{129}I – $1,9 \cdot 10^{-7}$ Бк/Зв, а для изотопа ^{79}Se – $2,8 \cdot 10^{-8}$ Бк/Зв (Нормы радиационной..., 1999). Несложно проверить, что при уровне загрязнения, равном 1 УВ, рассчитанная по формуле (1) эффективная годовая доза для населения в выбранном сценарии облучения составит 180 мкЗв/год по ^{129}I и 980 мкЗв/год по ^{79}Se . Видно, что полученные расчетные величины ниже предела мощности дозы 1 мЗв/год (правда, без учета кумулятивного воздействия). Именно это значение мощности дозы и рекомендует российский нормативный документ НРБ-99 (Нормы радиационной..., 1999). А значит, сформулированный выше вывод о безопасности объекта для всех трех вариантов размещения на двух площадках остается справедливым и в терминах мощности дозы.

Однако известно еще одно значение мощности дозы, а именно, 10 мкЗв/год. Указанную величину документ НРБ-99 трактует, как предел, ниже значения которого требования этого нормативного документа уже не распространяются. Этот же годовой предел указан в нормативном документе ОСПОРБ-99 (Основные санитарные..., 2000) как эффективная доза облучения населения, обусловленная влиянием РАО, включая этапы хранения и захоронения.

Видно, что рассчитанные ранее мощности дозы для изотопов ^{129}I и ^{79}Se существенно превышают величину рекомендуемого ОСПОРБ-99 предела – 10 мкЗв/год. Для того, чтобы прийти к более строгому критерию, условный фактор разбавления $F_{D,i}^*$ должен быть уменьшен в 18 и 98 раз, соответственно, для ^{129}I и ^{79}Se . В результате получим вторую величину $F_{D,i}^{**}$, значение которой позволяет при прежнем условии на $C_{max,i}$ найти границы загрязнения подземных вод, внутри которых эффективная годовая доза потенциально может превысить 10 мкЗв/год.

Как и ранее, используя опции кода AQUA3D, были построены по слоям модели пространственные распределения второго условного фактора разбавления $F_{D,i}^{**}$. При построении изолиний использовались наименьшее и наибольшее значения табл. 2, что связано с вариацией толщины инженерных барьеров, для обозначенных сценариев эволюции и радионуклидов с указанной выше поправкой (18 и 98 раз).

На рис. 1 представлены пространственные распределения второго условного фактора разбавления $F_{D,i}^{**}$ для изотопа ^{129}I . В частности, построены изолинии указанной величины для площадки размещения радиационно-опасного объекта Сайда-губа в 3-м слое модели. Горизонтальный размер площадки составляет 2900 м.

Уже при визуальном сравнении представленных картинок пространственного распределения видно, что область загрязнения подземных вод изотопом ^{129}I , соответствующая минимальному уровню концентрации, для вероятностного сценария заметно увеличивается. Существенным моментом является другой факт, а именно, что для условий сценария А2 прогнозируется загрязнение подземных вод изотопом ^{129}I в 1-м слое модели, т.е. в области потенциальных источников водопользования. Поэтому был выполнен детальный анализ структуры системы инженерных барьеров (толщина и материалы), чтобы определить те варианты (см. табл. 1), в которых прогнозировался указанный негативный момент. Результаты анализа показали, что указанное загрязнение имело место в вариантах, когда толщина бетона составляла 0,5 м. При толщине бетонного барьера от 1 м и больше можно утверждать, что в 1-м слое модели площадки Сайда-губа не прогнозируются концентрации ^{129}I , пересчет которых в мощность дозы дает превышение предела в 10 мкЗв/год даже для условий альтернативного сценария А2.

На рис. 2 представлено пространственное распределение загрязнения подземных вод в терминах условного фактора разбавления $F_{D,i}^{**}$ изотопом ^{79}Se для рассмотренных сценариев эволюции подземного объекта на площадке Сайда-губа в 3-м слое модели. Отметим, что по второму условному фактору разбавления $F_{D,i}^{**}$ (нижний предел мощности дозы) в каждом рассмотренном сценарии прогнозные площади загрязнения заметно увеличиваются. Причем наиболее существенное увеличение площади соответствует сценарию А2.

Для радионуклида ^{79}Se загрязнение подземных вод выше уровня $F_{D,i}^{**}$ прогнозируется и в 1-м слое модели площадки (рис. 3) во всех рассмотренных сценариях. Для условий сценария А2 загрязнение оказывается существенно больше (по площади), чем для условий сценариев А1 и А3. Снова был выполнен детальный анализ структуры системы инженерных барьеров (толщина и материалы), чтобы определить те варианты (см. табл. 1), в которых прогнозировался указанный негативный момент. Результаты анализа показали, что, в отличие от ситуации с изотопом ^{129}I , указанное загрязнение (в общем случае, а не по отдельным точкам контроля для условий сценария А1) имеет место во всех вариантах.

Аналогично были построены и проанализированы пространственные распределения второго условного фактора разбавления $F_{D,i}^{**}$ для потенциальной площадки расположения радиационно-опасного

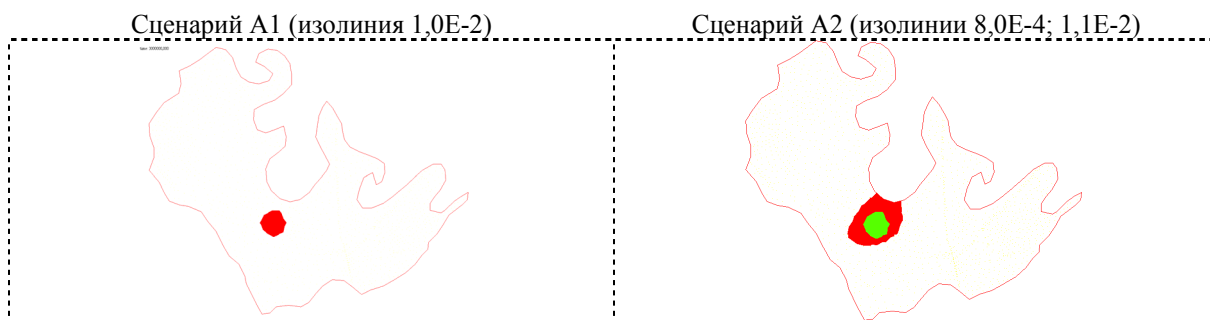


Рис. 1. Пространственное распределение второго условного фактора разбавления $F_{D,i}^{**}$ в 3-м слое модели площадки Сайда-губа для изотопа ^{129}I

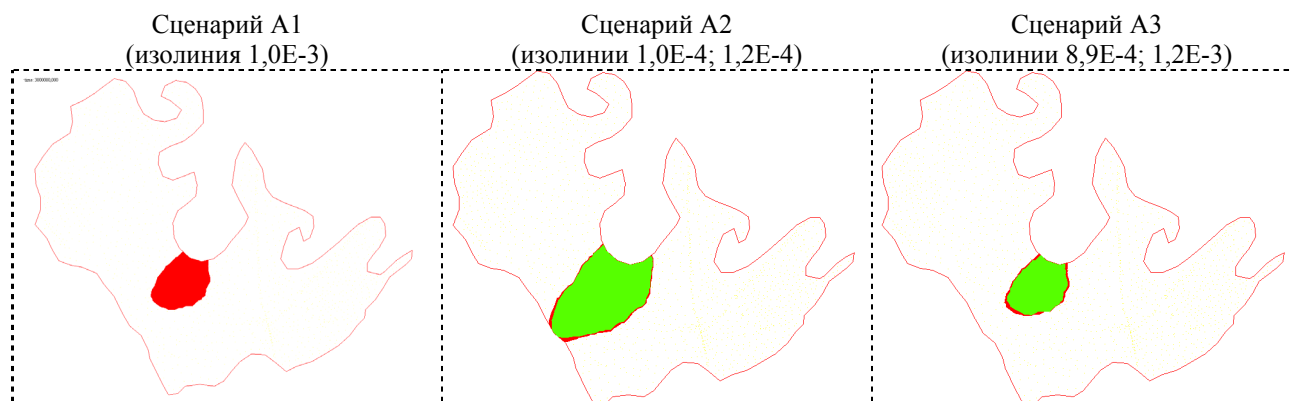


Рис. 2. Пространственное распределение второго условного фактора разбавления $F_{D,i}^{**}$ в 3-м слое модели площадки Сайда-губа для изотопа ^{79}Se

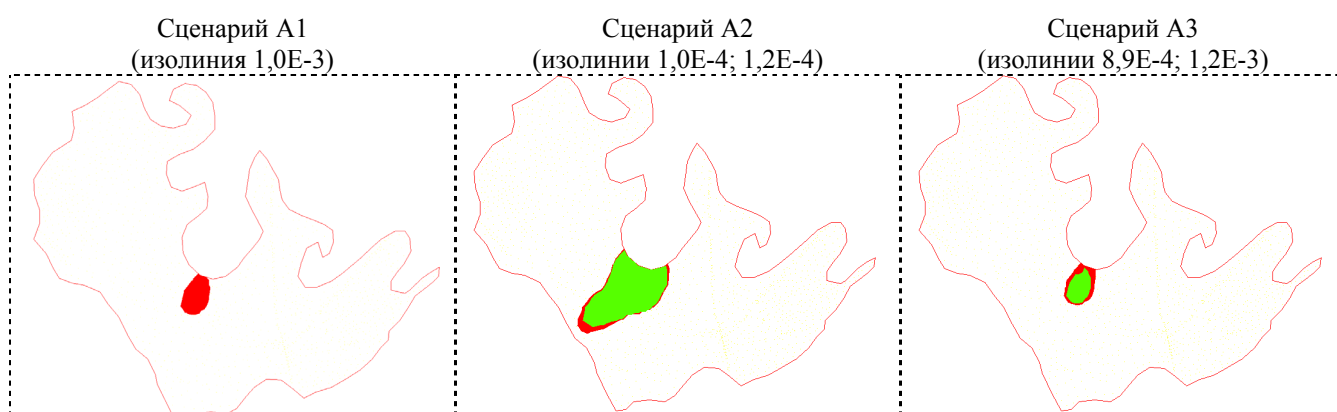


Рис. 3. Пространственное распределение второго условного фактора разбавления $F_{D,i}^{**}$ в 1-м слое модели площадки Сайда-губа для изотопа ^{79}Se

Таблица 4. Качественный и количественный анализ загрязнений на площадке Дальние Зеленцы при различных местах размещения объекта

Объект на востоке площадки	Объект на западе площадки
Зона загрязнения смещается на восток	Зона загрязнения смещается на запад и юг
Для изотопа ^{129}I пространственное распределение фактора разбавления $F_{D,i}^{**}$:	
не прогнозируется для условий сценария A1 выше 3-го слоя модели	не прогнозируется для условий сценария A1 выше 2-го слоя модели
не прогнозируется для условий альтернативного сценария A2 выше 2-го слоя модели	прогнозируется для условий альтернативного сценария A2 во всех слоях модели
Для изотопа ^{79}Se пространственное распределение фактора разбавления $F_{D,i}^{**}$:	
прогнозируется во всех слоях модели только для условий альтернативного сценария A2	прогнозируется во всех слоях модели для условий всех рассмотренных сценариев

объекта Дальние Зеленцы. Для этой площадки изучены, как указано выше, два места расположения объекта: на западе и востоке. Приведем обобщение результатов анализа в табличной форме (см. табл. 4). Основной вывод по этой площадке можно сформулировать следующим образом: западный вариант размещения объекта менее предпочтителен.

5. Заключение

Таким образом, из анализа пространственного распределения условных факторов разбавления с учетом принятых консервативных предположений для рассмотренных площадок и фиксированных мест размещения радиационно-опасного объекта, можно сделать несколько выводов:

- по критерию загрязнения подземных вод на уровне вмешательства и мощности дозы для населения 1 мЗв/год во всех рассмотренных сценариях эволюции объекта на площадках Сайда-губа и Дальние Зеленцы (два варианта размещения – восточное и западное) можно сделать принципиальный вывод о безопасности анализируемого объекта;
- потенциально более опасна ситуация альтернативного сценария, связанного с наличием конвективного потока через инженерные барьеры. Прогнозируется заметное увеличение площади загрязнения подземной гидросферы по сравнению со сценарием нормальной эволюции и альтернативным сценарием, связанным с ошибкой в определении сорбционных свойств изотопа ^{79}Se ;
- для принятой в модели глубины размещения анализируемого объекта менее пригодным к использованию является вариант площадки Дальние Зеленцы с размещением объекта на западе;
- по критерию мощности дозы для населения 10 мкЗв/год вывод о безопасности объекта на рассмотренных площадках представляется преждевременным. Необходимо провести дополнительные исследования по влиянию вариации глубины размещения объекта, а также с учетом сорбционных свойств радионуклидов во вмещающих породах дальнего поля объекта на загрязнение подземной гидросферы.

Литература

- AQUA3D. Groundwater flow- and contaminant transport model. *Vatnaskil Consulting Engineers*, p.86, 1998.
- Runchal A.** PORFLOW a software tool for multiphase fluid flow, heat and mass transport in fractured porous media. User's manual (version 3.07). 326 p., 1997.
- Амосов П.В. и др.** Диффузионный перенос радионуклидов в инженерных барьерах объектов долговременного хранения отработавшего ядерного топлива и захоронения радиоактивных отходов. *Геоэкология*, № 3, с.1-9, 2008а.
- Амосов П.В., Наумов А.В., Новожилова Н.В.** Радиогеоэкология: использование цифровой гидрогеологической модели размещения экологически безопасной площадки для подземного радиационно-опасного объекта. *Инженерная экология*, № 3, с.3-13, 2007.
- Амосов П.В. и др.** Математическое моделирование загрязнения подземных вод от потенциального объекта изоляции радиационно-опасных материалов. *Экологические системы и приборы*, № 3, с.43-46, 2008b.
- Амосов П.В., Новожилова Н.В.** Моделирование эволюции подземного объекта долговременного хранилища радиационно-опасных материалов (связанного с наличием конвективного потока подземных вод через инженерные барьеры). *Инженерная экология*, № 2, с.28-42, 2008.
- Крышев И.И., Рязанцев Е.П.** Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. М., ИздАТ, 384 с., 2000.
- Мельников Н.Н., Конухин В.П., Наумов В.А., Амосов П.В., Гусак С.А., Наумов А.В.** Радиогеоэкологические аспекты безопасности подземного захоронения радиоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива на европейском Севере России. *Апатиты, КНЦ РАН*, 194 с., 2001.
- Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). М., Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы Минздрава России, 116 с., 1999.
- Основные санитарные правила радиационной безопасности (ОСПОРБ-99) [Электронный ресурс]. М., Федеральный центр Госсанэпиднадзора Минздрава РФ, www.med-pravo.ru/PRICMZ/SanRules/1999/OSPORB-99/SP2.6.1.799-99Ogl.htm, 2000.
- Оценка безопасности приповерхностных хранилищ радиоактивных отходов (РБ-011-2000). *Вестник Госатомнадзора России*, № 3, с.59-86, 2002.
- Предварительная оценка безопасности: отчет по задаче 6 проекта ТАСИС R4.10/95 "Повышение безопасности обращения с радиоактивными отходами в северо-западном регионе России. Размещение радиоактивных отходов. Этап 2". *Апатиты-Мол, Горный институт КНЦ РАН (Россия), BELGATOM, SCK-CEN (Бельгия)*, 238 с., 2000.