

УДК 539.163 : 502.175

Анализ альтернативного сценария "Ошибка в определении сорбционных свойств радионуклидов на материалах инженерных барьеров и вмещающего массива" в оценке экологической безопасности радиационно-опасных объектов

П.В. Амосов^{1,2}, Н.В. Новожилова¹

¹ Горный институт КНЦ РАН, Анапиты

² Физико-энергетический факультет Кольского филиала ПетргУ, кафедра теплофизики, Анапиты

Аннотация. В статье анализируется альтернативный сценарий, обозначенный в заголовке. В качестве мигранта рассмотрен изотоп ⁷⁹Se. Концептуальная и математическая модели рассмотренного сценария аналогичны соответствующим моделям сценария нормальной эволюции подземного радиационно-опасного объекта. Выполнен анализ результатов численных экспериментов по следующим показателям: 1) пространственное распределение концентрации изотопа ⁷⁹Se по толщине инженерных барьеров (бетон и бентонит); 2) динамика концентрации изотопа в точке контроля на границе раздела ближнего и дальнего поля. Выполненное исследование позволило в рамках используемой методологии оценки безопасности определить влияние рассмотренной ошибки на экологическую безопасность объекта.

Abstract. The alternative scenario marked in the headline has been analyzed in the paper. The isotope ⁷⁹Se has been considered as a migrant. The conceptual and mathematical models of the considered scenario are similar to the corresponding models of the normal evolution scenario of the underground radiation-dangerous object. The analysis of numerical experiments results has been held on the following factors: 1) spatial distribution of the isotope ⁷⁹Se concentration on thickness of engineering barriers (the concrete and bentonite); 2) dynamics of the isotope concentration in the control point at the interface of the near and far field. The research helps define the influence of the considered mistake on the object ecological safety within the framework of the used methodology of the safety assessment.

1. Введение

В соответствии с нормативными документами МАГАТЭ и Госатомнадзора России для каждого конкретного проекта объекта хранения/захоронения радиационно-опасных материалов (РОМ) необходимо проведение оценки безопасности (*Storage...*, 1994; *Оценка...*, 2002; *Пункты...*, 2002). Методология оценки безопасности указанных объектов достаточно плотно переплетается с методологией оценки экологической безопасности объектов ядерно-энергетического комплекса (*Крышев, Рязанцев*, 2000). При исследовании безопасности обычно рассматриваются два вида сценариев эволюции объекта: нормальный сценарий и альтернативные (вероятностные) сценарии (число последних, в принципе, бесконечно). Сценарий нормальной эволюции (СНЭ) объекта описывает нормальное (наиболее вероятное) протекание природных процессов. Вероятностные (альтернативные) сценарии эволюции объекта описывают особенности возможной эволюции объекта при различных внешних воздействиях, реализующихся с вероятностью, существенно меньшей единицы.

Сценарий нормальной эволюции был рассмотрен авторами совместно с Наумовым А.В. (*Отчет...*, 2005). На данном этапе исследований авторами анализируется альтернативный сценарий эволюции (АСЭ) объекта, обусловленный деятельностью человека и связанный с ошибкой проектирования при выборе констант параметров модели, например, в определении сорбционных свойств радионуклидов на материалах инженерных барьеров и вмещающего массива. При этом естественно предполагать, в силу консервативности оценок безопасности, что эта ошибка должна приводить к росту опасности объекта, т.е. признать радионуклиды несорбирующимися.

2. Постановка задачи

В ходе выполнения исследований в рамках данного АСЭ объекта концептуальная и математическая модели оставались теми же, что и в СНЭ. Чтобы не перегружать статью повторной информацией, отметим, что основные положения моделей, "инструмент" решения диффузионного уравнения с учетом радиоактивного распада и выбранными краевыми условиями представлены в работе (*Отчет...*, 2005).

В качестве основного анализируемого радионуклида в рамках принятого АСЭ выбран изотоп ^{79}Se . Выбор данного изотопа может быть обоснован следующими причинами:

1) миграционные параметры этого радионуклида, в частности, коэффициент распределения изотопа ^{79}Se , имеют достаточно специфичные значения. Например, в гранитоидных формациях (по данным разных исследовательских групп Швеции, Финляндии, Швейцарии за относительно небольшой временной диапазон проведения экспериментов) значения коэффициента распределения варьируются в 20 раз, и при этом его численное значение достаточно мало ($0.0005-0.01 \text{ м}^3/\text{кг}$) (Амосов и др., 2004). В то же время в цементных материалах ситуация обратная: из доступных нам открытых литературных источников лишь в одном приводится значение этого параметра.

2) В рамках СНЭ указанный изотоп не был выбран нами для подробного анализа результатов расчетов и их графической иллюстрации. В определенной степени указанный недостаток предполагается исправить в настоящем анализе.

3) Выполнение расчетов для полного списка радионуклидов потребует значительных трудозатрат и ресурсов вычислительной техники: процессорного времени и объемов памяти на жестком диске для хранения информации. Поскольку концептуальная модель предполагает наличие в системе инженерных барьеров 4-х областей материалов (источник, бетон, бентонит, вмещающий массив), то, в общем случае, это означает практически 4-х кратное возрастание всех указанных затрат по сравнению с аналогичными затратами для СНЭ объекта.

Поскольку для изотопа ^{79}Se в бентоните в СНЭ объекта коэффициент распределения принят равным нулю, то, согласно рассматриваемому сценарию, 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 (эталонных) в других барьерах;
- нулевое значение коэффициента распределения в области нарушенной зоны массива (НЗМ), но при прежних миграционных параметрах (эталонных) в материалах инженерных барьеров (Амосов и др., 2004; Мельников и др., 2001).

В табл. 1 приведены три набора значений наблюдаемых коэффициентов диффузии в материалах инженерных барьеров и вмещающего массива, вычисленных с учетом описанного выше перебора вариантов коэффициентов распределения. Естественно, что для варианта № 1 будут использованы ранее полученные результаты.

Таблица 1. Значения наблюдаемых коэффициентов диффузии в различных зонах модели, $\text{м}^2/\text{с}$

№ варианта	Бентонит	Бетон	НЗМ
1 (СНЭ)	$3.40 \cdot 10^{-10}$	$1.69 \cdot 10^{-11}$	$3.08 \cdot 10^{-12}$
2	$3.40 \cdot 10^{-10}$	$2.50 \cdot 10^{-10}$	$3.08 \cdot 10^{-12}$
3	$3.40 \cdot 10^{-10}$	$1.69 \cdot 10^{-11}$	$1.00 \cdot 10^{-10}$

Заметим, что, в соответствии с рекомендациями Госатомнадзора РФ для АСЭ объекта, предлагаемый перебор коэффициентов распределения изотопа ^{79}Se в материалах барьеров обеспечивает полный набор вариантов в рассматриваемом сценарии.

Временной диапазон исследований миграции радионуклидов остается прежним – 50 тысяч лет.

3. Анализ результатов

Выходные параметры, требующие анализа и сравнения с результатами расчетов в рамках СНЭ объекта, следующие:

- динамика концентрации исследуемого изотопа в точке контроля (вблизи границы раздела ближнего и дальнего полей);
- пространственное распределение концентрации изотопа на конкретное расчетное время;
- максимальная концентрация изотопа в точке контроля.

Заметим, что для последнего параметра – максимальной концентрации – в рамках выбранного сценария и применяемой нами методологии оценки экологической безопасности объекта получаем вариацию параметра ближнего поля. Очевидно, что именно эти данные необходимы при выполнении оценок экологической безопасности объекта в условиях АСЭ.

Для выполнения анализа результатов расчетов были построены кривые, описывающие как динамику концентрации в точке контроля, так и пространственное распределение концентрации в материалах барьеров и НЗМ. На взгляд авторов, наиболее представительными и контрастными являются кривые, построенные для ситуации, когда толщина первого барьера принималась равной 1 м.

На рис. 1 и 2 представлена динамика концентрации изотопа ^{79}Se в точке контроля (серия А (бетон + бентонит) и серия Б (бентонит + бетон)) для схемы постоянства толщины нарушенной зоны и схемы постоянства толщины ближней зоны, соответственно, для трех вариантов значений наблюдаемого коэффициента диффузии, указанных в табл. 1.

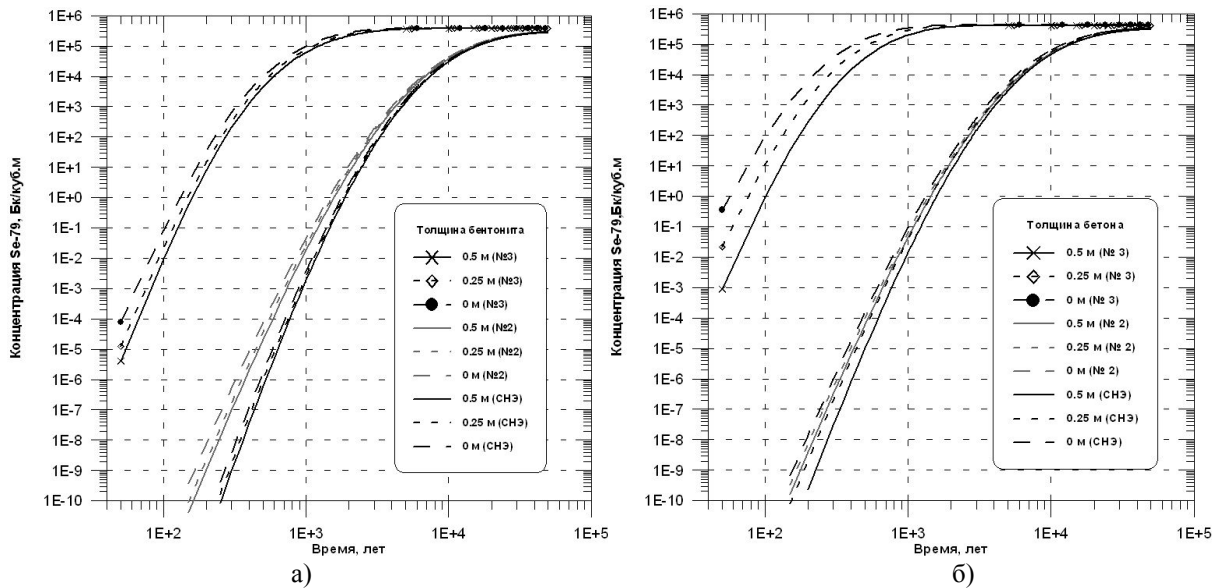


Рис. 1. Динамика концентрации ^{79}Se в схеме постоянства толщины нарушенной зоны на выходе из нее при толщине первого барьера 1.00 м (а – серия А и б – серия Б)

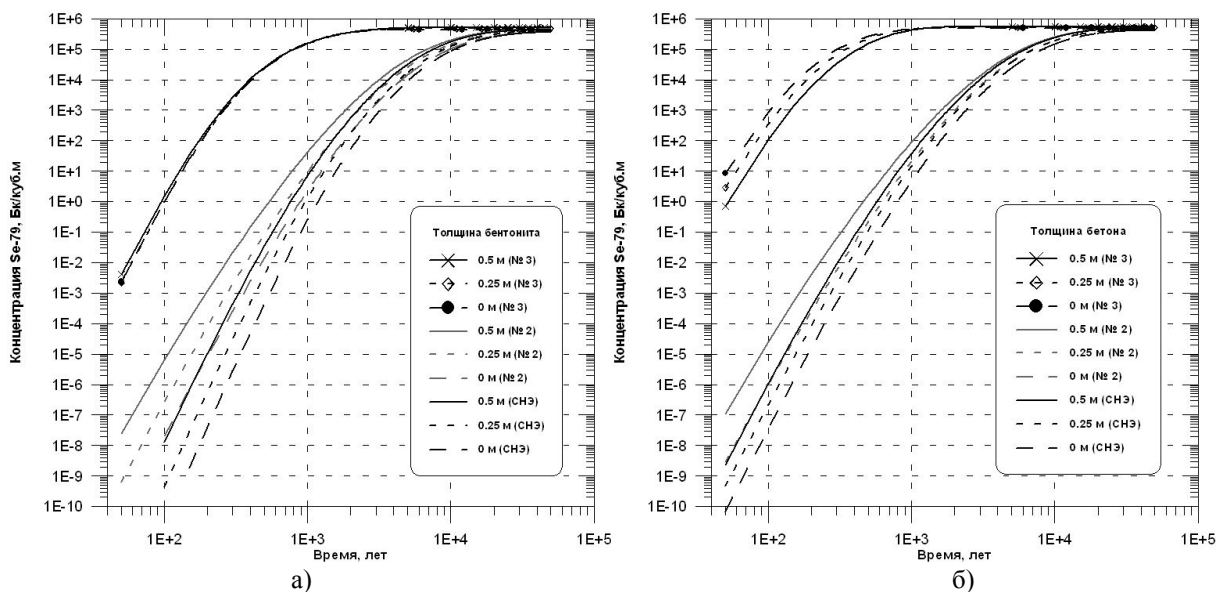


Рис. 2. Динамика концентрации ^{79}Se в схеме постоянства толщины ближней зоны на выходе из нее при толщине первого барьера 1.00 м (а – серия А и б – серия Б)

С целью сокращения объема статьи на рис. 3 приведено пространственное распределение концентрации изотопа ^{79}Se через 50 тысяч лет (серия А и серия Б) только для схемы постоянства толщины нарушенной зоны и для трех вариантов значений наблюдаемого коэффициента диффузии, указанных в табл. 1.

Динамика концентрации

На рис. 1 и 2 наблюдается несколько существенных и интересных явлений, объяснение которым, на самом деле, простое: смотри значения наблюдаемых коэффициентов диффузии по зонам и отслеживай толщину барьеров. Приведем несколько примеров.

1. Ошибка в определении коэффициента распределения изотопа в области НЗМ (вариант № 3) приводит к самому существенному изменению в поведении кривых по сравнению с поведением кривых в СНЭ. Именно эта ошибка приводит к тому, что в точке контроля быстрее (уже через 50 лет), чем при любой другой ошибке, наблюдаются значимые значения концентрации. Напомним, что при этом значение наблюдаемого коэффициента диффузии увеличивается почти в 32 раза (см. табл. 1).

Заметим (справедливо для обоих рисунков), что в серии А происходит увеличение толщины бентонита, для которого коэффициент распределения нулевой, а в серии Б – бетона, коэффициент распределения которого отличен от нуля. Кроме того, на рис. 1 (а и б) и рис. 2б прекрасно видно, что с ростом толщины второго барьера происходит снижение уровня концентрации, а на рис. 2а – обратная реакция системы барьеров. Объяснение такого поведения кривых просто. В отличие от ситуации рис. 2б, где происходит замена более проводящего материала (НЗМ) менее проводящим материалом (бетон), в схеме рис. 2а НЗМ заменяется более проводящим материалом (бентонит). Отличие в значениях наблюдаемого коэффициента диффузии бентонита и НЗМ всего лишь примерно в 3 раза, а НЗМ и бетона в данном варианте – почти 17 раз. Напомним еще раз, что эти различия – разнонаправлены.

2. Ошибка в определении коэффициента распределения изотопа в бетоне (вариант № 2) также приводит к весьма заметному изменению поведения кривых по сравнению с поведением кривых в СНЭ. Но это изменение не так существенно по сравнению с ситуацией, описанной в примере 1, поскольку в этом случае отличие в значениях наблюдаемых коэффициентов диффузии в бетоне, вызванное ошибкой, составляет всего 14 раз, а не 32. Кроме того, отметим для этого варианта еще один момент: разное поведение кривых с увеличением толщины второго барьера для схем рис. 1 и 2. Для схемы постоянства толщины нарушенной зоны (рис. 1) чем больше толщина барьера, тем ниже уровень загрязнения в точке контроля. Для схемы постоянства толщины ближней зоны высоко проводящий бетон просто замещает слабо проводящую зону НЗМ (см. табл. 1), что приводит к росту концентрации в точке контроля с увеличением толщины бетона.

3. На рис. 1а и 2а четко различаются все 9 кривых, тогда как на рис. 1б и 2б кривых всего лишь 8. Объяснение тривиальное: при нулевой толщине второго барьера варианты 1 и 2 (табл. 1) абсолютно идентичны.

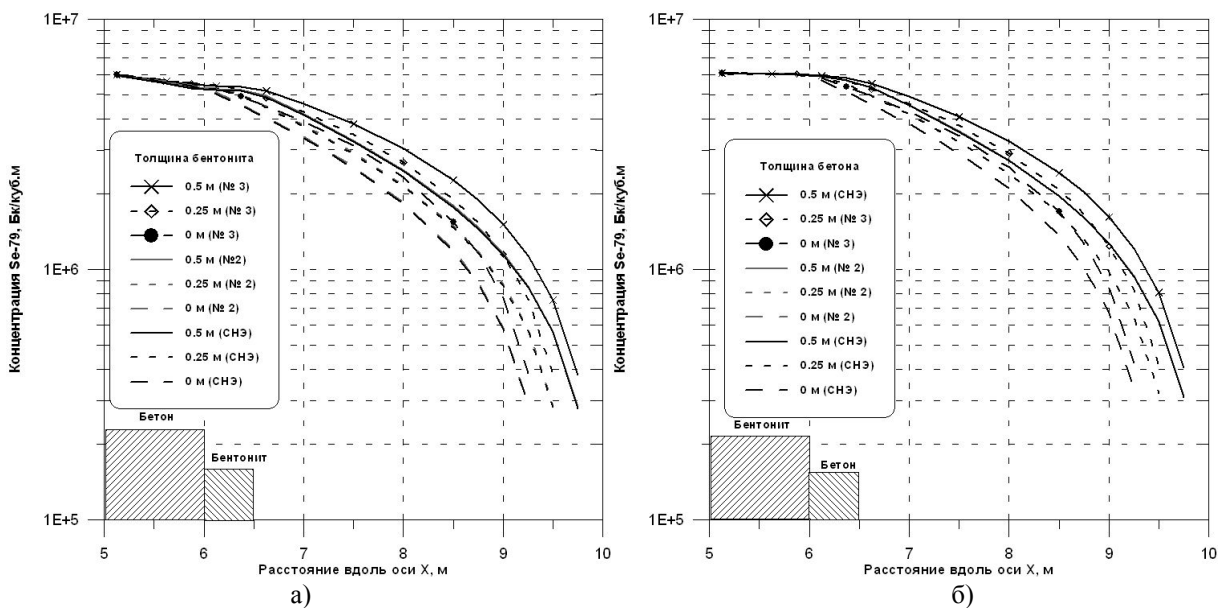


Рис. 3. Пространственное распределение ^{79}Se в схеме постоянства толщины нарушенной зоны через 50 тысяч лет при толщине первого барьера 1.00 м (а – серия А и б – серия Б)

Пространственное распределение концентрации

Анализ поведения кривых пространственного распределения концентрации изучаемого изотопа заставил обратить внимание на следующие особенности. Наиболее тривиальные, бросающиеся в глаза: 1) для серии Б, когда на первом месте располагается бентонит, а лишь затем бетон, концентрация на границе раздела ближнего и дальнего полей несколько выше; 2) вмещающий массив в лице НЗМ выступает основным защитным барьером.

На взгляд авторов, наиболее интересным моментом, объяснение которого потребовало дополнительного анализа, является следующая ситуация. В серии А для СНЭ объекта наличие бетона

(табл. 1) заметно понижает уровень концентрации непосредственно в этом барьере. Казалось бы, в этой же серии А для АСЭ объекта (вариант № 2, табл. 1) уровень концентрации в первом инженерном барьере должен вырасти. Конечно, он не должен был дотянуть до уровня концентрации в серии Б (опять же табл. 1). Однако же, прирост концентрации в расчетах оказался менее значительным (на рис. 1а это можно наблюдать при увеличении масштаба изображения).

Для объяснения такого факта авторы проанализировали расчетные данные дополнительных численных экспериментов по диффузионному переносу пассивного стабильного трассера. Серия расчетов была проведена в упрощенной трехзонной модели, в которой первоначальная толщина 1-го барьера составляет 0.50 м, а 2-й барьер исключен. Далее с шагом 0.25 м увеличивается толщина 1-го барьера и с тем же шагом уменьшается толщина НЗМ. Таким образом, для численных экспериментов принята модель постоянной толщины ближнего поля. Для зоны источника использовалась модель предела растворимости, а значение растворимости принято равным 1. На внешней границе использовалось постоянное нулевое значение.

Выполненный ранее анализ наблюдаемых коэффициентов диффузии для широкого спектра радионуклидов показал, что для большинства изотопов диапазон изменения этого параметра составляет 10^{-10} - 10^{-16} м²/с (Амосов и др., 2004; Отчет..., 2005). Условно этот диапазон разбит на три группы:

- несорбирующиеся и очень слабо сорбирующиеся – 10^{-10} до 10^{-12} м²/с (кстати, наш изотоп из этой группы);
- умеренно сорбирующиеся – 10^{-12} до 10^{-14} м²/с;
- сильно сорбирующиеся – 10^{-14} до 10^{-16} м²/с.

В каждой группе выбиралось пять значений, разбивающих ее на интервалы (например, для 2-й группы разбиение выглядит так: 10^{-14} , $5 \cdot 10^{-14}$, 10^{-13} , $5 \cdot 10^{-13}$, 10^{-12} м²/с) и далее простым перебором этих значений для каждой зоны выполнялись расчеты. Результатом этих вычислений и последующей обработки полученной информации явилась подробная картина (в виде таблиц формата Excel, пригодной как для визуального анализа, так и для графического представления) влияния значений наблюдаемых коэффициентов диффузии в каждой зоне модели на пространственное распределение стабильной примеси на определенное расчетное время (в нашем случае – 50 тыс. лет). Всего для указанных трех групп получено 1875 распределений (в каждой по 625). На наш взгляд, полученные распределения дают определенную информацию при обосновании выбора инженерных барьеров для долгоживущих радионуклидов. В частности, именно из анализа этих данных можно найти объяснение указанному выше факту.

В качестве примера в табл. 2 приведен фрагмент большой таблицы, анализ данных которой позволяет заметить определенные особенности, объясняющие отмеченное выше явление. В частности, нам представляется, что при анализе пространственного распределения концентрации трассера во 2-й зоне модели помимо геометрических размеров, необходимо учитывать соотношение значений наблюдаемых коэффициентов диффузии в смежных зонах.

Здесь необходимо сделать ряд пояснений по обозначениям табл. 2. В 1-й колонке имеем пространственную координату x , вдоль которой расположены три зоны: зона 1 (область источника) – 0.0-5.0 м; зона 2 (инженерный барьер) – 5.0-6.0 м; зона 3 (аналог НЗМ) – 6.0-9.0 м. Символом D11 обозначен наблюдаемый коэффициент диффузии в 1-й зоне; символами D21, D23 и D25 – наблюдаемые коэффициенты диффузии во 2-й зоне; символами D31, D33 и D35 – наблюдаемые коэффициенты диффузии в 3-й зоне. Как видим, при фиксированных геометрических размерах остается постоянным в процессе вычислений и анализе наблюдаемый коэффициент диффузии в 1-й зоне. Далее имеем вариацию наблюдаемого коэффициента диффузии во 2-й зоне и, кроме того, для временно фиксированного значения наблюдаемого коэффициента диффузии в этой зоне варьируем этот же параметр в 3-й зоне.

В качестве точки контроля выбираем узел расчетной сетки во 2-й зоне и ближайший в границе раздела с 1-й зоной. Этому узлу соответствует координата $x = 5.125$ м. Рассмотрим поведение концентрации в следующих цепочках наблюдаемых коэффициентов диффузии по зонам (1)-(2)-(3):

(D11-D25-D31) – (D11-D23-D31) – (D11-D21-D31) – постепенное увеличение;

(D11-D25-D33) – (D11-D23-D33) – (D11-D21-D33) – "мягкий" спад;

(D11-D25-D35) – (D11-D23-D35) – (D11-D21-D35) – "крутой" спад.

Указанный пример, а можно проанализировать значения концентраций и в других пространственных узлах, свидетельствует о необходимости учета соотношения наблюдаемых коэффициентов диффузии в различных зонах модели для объяснения пространственного распределения концентрации. Естественно, что речь идет при равных условиях по геометрии (толщины барьеров) и времени.

Таким образом, именно определенные соотношения значений наблюдаемых коэффициентов диффузии по зонам модели при прочих равных условиях приводят к тому, что знак и значение производной кривых пространственного распределения выстраиваются тем или иным образом.

Таблица 2. Пространственное распределение концентрации стабильного трассера при вариации по зонам модели значений наблюдаемого коэффициента диффузии

Координата x, м	Наблюдаемые коэффициенты диффузии (по зонам), м ² /с									
	D21=1.e-12	D33=1.e-11	D35=1.e-10	D31=1.e-12	D33=1.e-11	D35=1.e-10	D31=1.e-12	D33=1.e-11	D35=1.e-10	D25=1.e-10
4.875	.100E+01	.100E+01	.100E+01	.100E+01	.100E+01	.100E+01	.100E+01	.100E+01	.100E+01	.100E+01
5.125	.860E+00	.878E+00	.879E+00	.778E+00	.894E+00	.908E+00	.655E+00	.928E+00	.969E+00	.917E+00
5.375	.625E+00	.637E+00	.638E+00	.622E+00	.715E+00	.726E+00	.619E+00	.878E+00	.917E+00	.864E+00
5.625	.389E+00	.397E+00	.398E+00	.467E+00	.536E+00	.545E+00	.584E+00	.828E+00	.864E+00	.812E+00
5.875	.153E+00	.156E+00	.157E+00	.311E+00	.358E+00	.363E+00	.548E+00	.778E+00	.812E+00	.753E+00
6.125	.339E-01	.346E-01	.346E-01	.224E+00	.257E+00	.261E+00	.509E+00	.721E+00	.753E+00	.687E+00
6.375	.309E-01	.316E-01	.316E-01	.204E+00	.235E+00	.238E+00	.464E+00	.659E+00	.687E+00	.622E+00
6.625	.280E-01	.286E-01	.286E-01	.185E+00	.212E+00	.216E+00	.420E+00	.596E+00	.622E+00	.524E+00
7.000	.236E-01	.240E-01	.241E-01	.156E+00	.179E+00	.182E+00	.354E+00	.502E+00	.524E+00	.393E+00
7.500	.177E-01	.180E-01	.181E-01	.117E+00	.134E+00	.136E+00	.265E+00	.376E+00	.393E+00	.262E+00
8.000	.118E-01	.120E-01	.120E-01	.778E-01	.894E-01	.908E-01	.177E+00	.251E+00	.262E+00	.131E+00
8.500	.589E-02	.601E-02	.602E-02	.389E-01	.447E-01	.454E-01	.885E-01	.125E+00	.131E+00	.655E-01
8.750	.295E-02	.301E-02	.301E-02	.195E-01	.224E-01	.227E-01	.442E-01	.627E-01	.655E-01	

Таблица 3. Результаты качественного и количественного сравнения максимальных значений концентрации на границе раздела ближнего и дальнего поля

Показатель сравнения	Схема расположения барьеров	
	Постоянство толщины нарушенной зоны	Постоянство толщины ближней зоны
Вариант № 2	Время достижения максимума	
Вариант № 3	Не меняется – 50000 лет	
	Существенно сокращается:	
	Серия А – от 6500 до 23500 лет (более существенно возрастающая с ростом толщины 1-го барьера)	
	Серия Б – от 5000 до 15600 лет (заметный рост с увеличением толщины 2-го барьера)	
	Изменение уровня максимальных значений	
Вариант № 2	Незначительный рост – не более 2 %	
Вариант № 3	Заметное возрастание:	
	Серия А – от 32 до 16 % (уменьшаясь с ростом толщины барьеров)	
	Серия Б – от 27 до 12 % (уменьшаясь с ростом толщины барьеров)	
	Серия А – от 30 до 39 % (возрастая с ростом толщины барьеров)	
	Серия Б – от 27 до 35 % (возрастая с ростом толщины барьеров)	

Заметим, что результаты табл. 2 представляют собой практически готовые данные для выполнения анализа чувствительности. Как известно, анализ чувствительности проводится для изучения влияния вариации отдельных параметров модели на ее выходные данные. В нашем случае такими данными являются значения концентрации в расчетном узле с пространственной координатой 8.750 м. В частности, данные табл. 2 позволяют оценить влияние наблюдаемого коэффициента диффузии 3-й зоны на выходную концентрацию. Например, для D25 изменение на порядок значения наблюдаемого коэффициента диффузии с 10^{-12} до 10^{-11} м²/с вызывает увеличение выходной концентрации в 1.42 раза, изменение с 10^{-11} до 10^{-10} м²/с – всего лишь в 1.05 раза.

Максимальная концентрация

Анализ максимальных значений концентраций исследуемого изотопа в точке контроля для всех трех вариантов выполнен авторами по следующим показателям: 1) времени достижения максимума и 2) изменения уровня максимальных значений. Для наглядности качественные и количественные результаты сравнения представлены в табличной форме (см. табл. 3).

Напомним, что в основе используемой нами методологии оценки экологической безопасности лежит простой подход (Отчет..., 2005). Для определения уровня загрязнения подземных вод (с оценкой в запас) используется простое соотношение

$$C(\vec{r}, t) = C_{\max} \cdot F_D(\vec{r}, t).$$

В приведенной формуле:

C_{\max} – максимальное значение концентрации мигрирующего изотопа на границе раздела ближнего и дальнего поля объекта,

$F_D(\vec{r}, t)$ – пространственно-временное распределение фактора разбавления. Этот параметр получается из решения задачи миграции стабильного пассивного трассера в дальнем поле объекта.

Далее в определенных модельных упрощениях (годовое потребление питьевой воды и эффективный дозовый коэффициент) можно оценить уровень мощности дозы для конкретного радионуклида, например, в сценарии потребления человеком загрязненной питьевой воды.

С учетом кратко описанной методологии оценки экологической безопасности подземных радиационно-опасных объектов анализ максимальных значений концентраций позволил констатировать следующее:

– ошибка в определении коэффициента распределения анализируемого изотопа в цементном материале (вариант № 2, бетон) практически не вызывает изменения прогнозируемой в СНЭ объекта мощности дозы как по численному значению, так и во времени;

– более опасной представляется ситуация, связанная с ошибкой в определении миграционных параметров изотопа во вмещающем массиве (вариант № 3, НЗМ). Во-первых, при этом АСЭ объект прогнозируется существенное сокращение времени, в течение которого радиоактивность способна достичь биосферы. Во-вторых, расчетные значения мощности дозы для этого изотопа в соответствии с уровнем анализируемой концентрации увеличиваются почти на треть (максимально), по сравнению с прогнозируемой мощностью дозы для этого изотопа в СНЭ объекта.

4. Заключение

Таким образом, основываясь на концептуальной и математической моделях подземного радиационно-опасного объекта хранения/захоронения РАО и ОЯТ, разработанных авторами совместно с Наумовым А.В. для сценария нормальной эволюции, в данном исследовании рассмотрен альтернативный сценарий эволюции объекта, а именно, сценарий, связанный с ошибкой в выборе сорбционных параметров изотопа ⁷⁹Se на материалах инженерных барьеров (бетон и бентонит) и вмещающего массива (нарушенная зона).

Рассмотрены возможные варианты ошибки, следствием которой является перевод анализируемого изотопа в категорию несорбирующегося на том или ином барьере, что консервативно должно приводить к возрастанию опасности объекта.

С использованием компьютерного кода PORFLOW проведены численные эксперименты с параметрами альтернативного сценария и выполнены анализ и сравнение результатов с эталонными результатами сценария нормальной эволюции. Анализировались следующие физические величины, которые необходимы для выполнения оценки экологической безопасности изучаемых объектов:

- динамика концентрации исследуемого изотопа в точке контроля;
- пространственное распределение концентрации изотопа в материалах инженерных барьеров на конкретное расчетное время;
- максимальная концентрация изотопа в точке контроля.

Показано, что при ошибке в выборе сорбционных параметров изотопа ^{79}Se на материале вмещающего массива прогнозируется увеличение загрязнения подземных вод и мощности дозы по этому изотопу почти на 30 %. При этом существенно сокращается время, в течение которого радиоактивность может достичь биосферы, тем самым, увеличивая опасность объекта.

Литература

Storage assessment for spent fuel storages facilities. *Vienna, IAEA, Safety series*, N 118, 68 p., 1994.

Амосов П.В., Наумов А.В., Новожилова Н.В. Минимизация радиационного воздействия на население при подземном захоронении не подлежащего переработке отработавшего ядерного топлива в кристаллических породах Кольского полуострова (1 этап). *Апатиты, КНЦ РАН, "СЕВЕР-2003: Проблемы и решения"*, с.55-64, 2004.

Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. *М., ИздАТ*, 384 с., 2000.

Мельников Н.Н., Наумов В.А., Конухин В.П., 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.

Отчет о НИР "Создание научных основ радиогеоэкологии подземных объектов долговременного хранения и захоронения ядерных и радиационно-опасных материалов в геологических формациях Европейского Севера России" (книга 3). *Апатиты, Горный институт КНЦ РАН*, 260 с., 2005.

Оценка безопасности приповерхностных хранилищ радиоактивных отходов (РБ-011-2000). *Вестник Госатомнадзора России*, № 3, с.59-86, 2002.

Пункты сухого хранения отработавшего ядерного топлива. Требования безопасности (НП-035-02). *Вестник Госатомнадзора России*, № 3, с.51-58, 2002.