

УДК 621.039.75

Сравнительный анализ результатов детерминистических вычислений высвобождения радиоактивности при захоронении отработавшего ядерного топлива в кристаллических породах

П.В. Амосов^{1,2}, С. Првакова³, К.-Ф. Нильсон³

¹ Горный институт КНЦ РАН, Анапты, Россия

² Физико-энергетический факультет КФ ПетрГУ, Анапты, Россия

³ EC-JRC, Institute for Energy, Petten, Netherlands

Аннотация. Представлены результаты детерминистических расчетов скоростей высвобождения радиоактивности из гипотетического захоронения одиночного контейнера с отработавшим ядерным топливом в кристаллических породах в ближнее поле (бентонит) и дальнее поле (вмещающая порода). Дополнительно выполнена оценка мощности дозы для населения в стандартной модели потребления загрязненной питьевой воды. Авторы использовали различные методики и компьютерные коды, применяемые в научных изысканиях EC-JRC и Горного института.

Abstract. The paper presents the results of deterministic calculations of the radionuclide migration in the deep geological environment. The concept assumes a single canister with spent nuclear fuel situated in bentonite (near-field) and surrounded by crystalline host rock (far-field). The results have been presented in the form of release rates from the near-field and far-field. Additionally, the risk has been evaluated in the form of dose rate for the water drinking scenario for the exposed group of population. The authors have used the different methodologies and computer codes used in the research of the Institute for Energy EC-JRC and the Mining Institute KSC RAS.

1. Цель исследования

Цель работы – сравнение результатов детерминистических расчетов высвобождения радиоактивности из гипотетического захоронения одиночного контейнера с отработавшим ядерным топливом (ОЯТ) в кристаллических породах. Использовались различные методические подходы и компьютерные коды, которые применяются в научных изысканиях EC-JRC и Горного института. Априори предполагалось, что результаты расчетов, полученных "аппаратом" EC-JRC, имеют статус "более эталонных", поскольку достигаются специализированным программным продуктом.

Основной интерес сравнения представляют скорости высвобождения радиоактивности в ближнее поле (бентонит) и дальнее поле (вмещающая порода), а также мощность дозы для населения в стандартной модели потребления загрязненной питьевой воды.

2. Постановка задачи

Отметим, что постановочная часть задачи не является абсолютно новой. Она в значительной степени следует ранним работам американских и шведских специалистов в области захоронения ОЯТ и высокоактивных отходов (ВАО), а также анализировалась аналитическими методами российским автором статьи. Концептуальная схема и схематичное изображение решаемой задачи следующее (см. рис. 1): имеем контейнер с ОЯТ, помещенный в бентонит, который, в свою очередь, находится в кристаллической породе (типа гранита) с подходящими характеристиками для захоронения. Предполагается состояние полного водонасыщения всех рассматриваемых материалов. При этом вмещающий массив рассматривается пористым, где, как и в области бентонита, доминирующим механизмом переноса радионуклидов выступает диффузионный. Вблизи внешней границы вмещающего массива

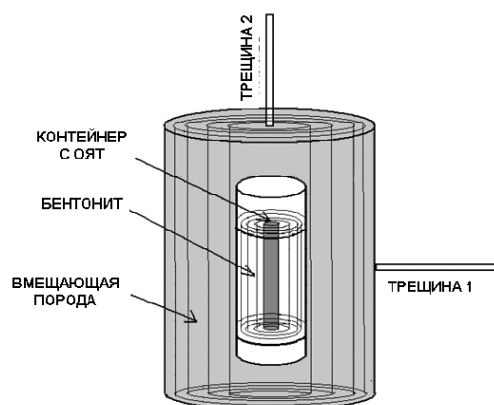


Рис. 1. Схематичное изображение модели

имеются две трещины (рис. 1), по которым осуществляется "быстрый" перенос высвобождаемой из контейнера активности. На выходе трещин предполагается наличие мест водопользования, из которых имеет место потребление населением загрязненной питьевой воды, что обуславливает необходимость оценки мощности дозы. Предполагается, что в результате коррозионного разрушения контейнера процесс начала высвобождения активности начинается через 1000 лет после захоронения ОЯТ.

В качестве исходных данных относительно набора радионуклидов, их начальной активности, а также миграционных характеристик приняты данные шведского отчета SR-Can R-04-34 (*Interim data...*, 2004).

Данные по геометрии

Геометрия контейнера и барьеров является цилиндрической и характеризуется следующими параметрами:

- высота контейнера – 4.83 м (доля пустоты в контейнере – 0.239);
- внешний диаметр контейнера – 1.05 м;
- внешний диаметр бентонита – 2.30 м;
- толщина бентонита ниже контейнера – 0.50 м;
- толщина бентонита выше контейнера – 1.50 м;
- толщина вмещающей породы – 5.00 м.

Параметры трещин имеют следующие значения:

- протяженность трещин L_f – 500 м;
- апертура трещин $2b$ – $5 \cdot 10^{-4}$ м;
- простирание W обеих трещин в 3-м направлении принято равным 1 м;
- скорость Дарси по трещине 1 $q_1 = 10q$;
- скорость Дарси по трещине 2 $q_1 = 100q$, где $q = 0.02 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$.

Мигранты и их параметры

Характеристики принятых к рассмотрению радионуклидов (периоды полураспада, начальные активности, пределы растворимости, дозовые коэффициенты, миграционные параметры) приведены в табл. 1 и 2.

Таблица 1. Основные характеристики рассматриваемых радионуклидов (*Interim data...*, 2004)

Радионуклид	Период полураспада, лет	Активность в контейнере, Бк	Предел растворимости, Бк/м ³	Дозовые коэффициенты, Зв/Бк
C-14	5730	1.02E+11	высокая	2.4E-13
Cl-36	3.01E+05	1.10E+09	высокая	7.3E-13
Ni-59	7.60E+04	1.92E+11	высокая	5.9E-14
Se-79	1.13E+06	3.28E+08	3.03E+04	2.7E-12
Nb-94	2.03E+04	5.87E+09	8.93E+11	3.4E-12
Tc-99	2.11E+05	1.19E+12	4.97E+05	5.5E-13
I-129	1.57E+07	2.70E+09	высокая	9.2E-11
Cs-135	2.30E+06	4.20E+10	высокая	1.9E-12
Pu-239	2.41E+04	1.92E+13	2.94E+05	2.2E-10
Am-243	7.37E+03	2.33E+12	1.68E+08	1.3E-10

Таблица 2. Миграционные характеристики радионуклидов (*Interim data...*, 2004)

Радионуклид	Бентонит			Вмещающая порода		
	D_e	K_d	ϵ	D_e	K_d	ϵ
C-14	3.00E-11	0	0.05	5.00E-14	0.001	0.0005
Cl-36	1.00E-12	0	0.05	8.30E-14	0	0.0005
Ni-59	1.00E-09	0.1	0.41	2.80E-14	0.02	0.005
Se-79	7.00E-11	0.003	0.41	4.00E-14	0.001	0.005
Nb-94	5.00E-10	0.2	0.41	4.00E-14	1	0.005
Tc-99	5.00E-10	0.1	0.41	4.00E-14	1	0.005
I-129	3.00E-12	0	0.05	8.30E-14	0	0.0005
Cs-135	6.00E-10	0.05	0.41	8.80E-14	0.05	0.005
Pu-239	3.00E-10	3	0.41	4.00E-14	5	0.005
Am-243	7.00E-11	3	0.41	4.00E-14	3	0.005

D_e – эффективный коэффициент диффузии, м²/с; K_d – коэффициент распределения, м³/кг; ϵ – пористость.

3. Методика выполнения исследований. Используемые компьютерные коды

3.1. EC-JRC

Вычисления выполнялись с помощью компьютерного кода PROPER (*PROPER...*, 2000). Указанный код разработан специалистами шведской компании SKB совместно с Serco Assurance. Для вычислений переноса радионуклидов в ближнем поле использовался модуль COMP23, в дальнем поле – FARF31. Оба кода используют одномерные вычисления миграции радионуклидов по некоторому интегрированному пути. Компьютерный код PROPER позволяет выполнять как детерминистические, так и вероятностные расчеты.

Модуль COMP23 является составной частью модели, которая вычисляет перенос нуклидов в ближнем поле, когда доминирующим механизмом переноса выступает диффузия. Система барьеров разбивается на отделения, которые могут принимать произвольную форму. Миграция радионуклидов определяется цепочкой радиоактивного распада, приростом, растворением/осаждением и линейной равновесной сорбцией. Растворение радионуклида может быть вычислено либо в приближении предела растворимости, либо в приближении конгруэнтного растворения. Фундаментальное уравнение, выражающее материальный баланс для нуклида n , имеет вид:

$$\frac{\partial a^n}{\partial t} + \mathbf{u}_0 \cdot \nabla c^n - \nabla \cdot D_e^n \nabla c^n = -\lambda_n a^n + \lambda_{n,n-1} a^{n-1},$$

где a^n – общее количество (растворенный, адсорбированный и осажденный) нуклида n на единицу объема; c^n – концентрация нуклида n в поровой воде; \mathbf{u}_0 – скорость Дарси; D_e^n – эффективный коэффициент диффузии для нуклида n ; λ_n – постоянная распада для нуклида n и $\lambda_{n,n-1}$ – постоянная распада для нуклида $n-1$, если нуклид n является дочерним для нуклида $n-1$ и нуль, если нуклид n не имеет родительского ядра.

Концентрация c^n , где $n \in S_E$ (т.е. нуклид n является изотопом элемента E), может быть связана с a^n посредством:

$$c^n = \begin{cases} \frac{a^n}{K_E} & \text{если } a_E^T \leq K_E c_E^S \\ \frac{c_E^S a^n}{a_E^T} & \text{если } a_E^T > K_E c_E^S \end{cases},$$

где K_E – коэффициент распределения для элемента E , a_E^T – общее количество элемента E в единице объема, c_E^S – предел растворимости для группы растворимости, S_E , элемента E . Параметр K_E определяется из соотношения

$$K_E = \phi_E + (1 - \phi_E) k_E^d \rho,$$

где ϕ_E – пористость для элемента E ; ρ – плотность твердого материала и k_E^d – коэффициент сорбции для элемента E .

Количество нуклида n в единице объема в растворенной форме есть $\phi_E c^n$, а количество адсорбированного нуклида – $(1 - \phi_E) k_E^d \rho$. Таким образом, его полное количество, растворенного и адсорбированного, в единице объема есть $K_E c^n$.

Модуль FARF31 вычисляет перенос растворенных радионуклидов через трещиноватую вмещающую породу, используя концепцию одномерной трубки потока. Код основывается на решении одномерного уравнения адвекции-дисперсии с учетом одномерной диффузии в матрице конечной глубины в направлении, перпендикулярном потоку. Уравнение формулируется в потоковых осредненных величинах концентрации, скорости движения воды, дисперсивности и скорости обмена между движущейся водой и порами матрицы вмещающей породы. Расстояние в направлении потока трансформируется в накопленное время движения воды. Таким образом, параметры, которые определяют адвекцию-дисперсию, есть время движения воды (t_w) и число Пекле (Pe).

Поскольку объем породы, окружающий трубку потока, будет содержать много путей потока, является полезным применить концепцию удельной поверхности, смачиваемой потоком, т.е. площади контакта между движущейся водой и поверхностями трещины на единицу объема движущейся воды (a_w). Задержание радионуклидов на трещиноватой породе сильно зависит от соотношения между поверхностью, смачиваемой потоком, и расходом потока воды.

Уравнения, на которых основывается модуль FARF31, следующие:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{\partial c}{\partial \xi} + \frac{t_w}{Pe} \frac{\partial^2 c}{\partial \xi^2} + a_w D_e \frac{\partial c}{\partial x} - \lambda c,$$

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - R\lambda c.$$

где ξ – расстояние в направлении потока, выраженное в терминах накопленного времени движения воды. Используются следующие начальные и граничные условия: при $t = 0$ $c = 0$ и при $\xi \rightarrow \infty$ $c = 0$.

3.2. Горный институт КНЦ РАН

В соответствии с принятым подходом, решение задачи разбито на два этапа. На 1-м этапе решается миграционная задача с учетом механизмов диффузии и радиоактивного распада в предположении линейной адсорбции. Решение этой задачи позволяет получить динамику высвобождения радиоактивности как из области бентонита, так и из области вмещающего кристаллического массива. Кроме того, решение задачи позволяет получить данные по уровню активности на входе в трещины. На 2-м этапе из решения задачи "быстрого" переноса радиоактивности по трещинам получаем уровень прогнозируемой мощности дозы в стандартном сценарии облучения населения – потребление загрязненной питьевой воды.

Для выполнения численных экспериментов при доминирующей роли диффузионного переноса, с учетом неоднородности коэффициентов переноса, был использован универсальный, верифицированный и удобный в использовании программный код PORFLOW (PORFLOW..., 1997). Указанный программный продукт предназначен для моделирования течения многофазных потоков, процессов тепло- и массопереноса в пористых средах, включая как насыщенную зону, так и зону аэрации, и верифицирован для решения широкого класса задач.

Поскольку использовалось диффузионное уравнение, записанное в декартовой системе координат, то был выполнен переход от цилиндрической системы координат, соответствующей изображению на рис. 1, к декартовой. В качестве условия такого перехода использовалось постоянство площади поверхности контейнера. При этом в основании прямоугольного параллелепипеда выбирался квадрат.

На внешних границах моделируемой области использовалось нулевое значение концентрации, что соответствует наличию трещин во вмещающем массиве, способствующих относительно быстрому удалению радионуклидов из ближнего поля.

Начальные условия диффузионной задачи традиционные. В областях бентонита и вмещающей кристаллической породы принимается нулевое загрязнение. В области источника (контейнер) компьютерный код PORFLOW, не являясь специализированным программным продуктом для моделирования контейнера с ОЯТ, позволяет моделировать два условия. Первое условие – условие мгновенного растворения, которое принято для радионуклидов с высоким пределом растворимости (табл. 1), а также для изотопа Nb-94, что обусловлено двумя причинами: достаточно высокое значение предела растворимости и большая величина доли пустоты в контейнере. Второе условие – условие предела растворимости, которое использовалось для всех остальных радионуклидов.

Для решения задачи "быстрого" переноса растворенной радиоактивности применена известная модель одиночной трещины (Tang et al., 1981). Для выполнения численных экспериментов использовалась собственная (протестированная) компьютерная программа. Учитывая ограниченность объема статьи, прокомментируем только наиболее важные для дальнейшего понимания материала моменты. Используемая модель предполагает задание на входе в трещину постоянное значение концентрации C_{si} растворенной активности i -го радионуклида. В нашем случае возникает необходимость определить это постоянное значение из решения диффузионной задачи. Для этого может быть использована операция осреднения. Зная динамику концентрации растворенного в воде трещины i -го радионуклида на входе $C_{fi}(0, t)$, можно выполнить численное интегрирование

$$C_{si} = \frac{1}{T} \int_0^T C_{fi}(0, t) dt,$$

где T – время расчета (в нашем случае – 1 млн лет).

Значение динамики концентрации растворенного в воде трещины i -го радионуклида на выходе из трещины $C_{fi}(L_f, t)$ использовалось для вычисления следующих параметров:

- динамика высвобождения радиоактивности для i -го изотопа из области вмещающего кристаллического массива посредством адвективного переноса по трещинам. Для ее вычисления используется простое соотношение $F_i(t) = C_{fi}(L_f, t) \cdot Q$, где Q – расход воды по трещине, определяемый по формуле $Q = C_f \cdot 2b \cdot W$;
- динамика мощности дозы в стандартном сценарии облучения населения – потребление загрязненной питьевой воды. В этом случае используется соотношение

$$E(t) = \sum_{i=1}^{10} C_{\beta}(L_f, t) \cdot Q \cdot EDF_i = \sum_{i=1}^{10} F_i(t) \cdot EDF_i, \quad (1),$$

где EDF_i – дозовый коэффициент i -го радиоактивного изотопа для стандартного сценария потребления загрязненной питьевой воды (табл. 1).

4. Результаты расчетов

4.1. Высвобождение активности из бентонита

Результаты вычислений потока высвобождаемой радиоактивности из бентонита представлены на рис. 2: 2а – по методике ЕС-JRC, 2б – по методике Горного института. Первое впечатление от визуального сравнения рисунков: имеется определенное качественное сходство поведения кривых, но вместе с тем отчетливо видны определенные различия по численным значениям анализируемого параметра. По мнению авторов, наилучшее совпадение в количественном и качественном отношении имеют кривые изотопа Tc-99 (модель предела растворимости). Далее следует отметить достаточно удачное совпадение в поведении кривых скорости высвобождения умеренно сорбирующихся в бентоните радионуклидов Nb-94 и Cs-135, для которых использовались модели мгновенного растворения. Неплохое качественное совпадение кривых скорости высвобождения наблюдается для изотопа Ni-59. Однако здесь уже очевидно количественное различие в максимальных значениях. Для таких радионуклидов, как C-14, Cl-36 и I-129, для которых также справедлива модель мгновенного растворения и которые в бентоните являются несорбирующимися, заметно расхождение в максимальных расчетных значениях скорости высвобождения, а также наблюдается различие в поведении кривых на временах более 5 тысяч лет. Можно отметить более быстрый спад кривых, численные значения для которых рассчитывались по программе PROPER. Для модели предела растворимости максимальное расхождение в поведении кривых высвобождения наблюдается для сорбирующихся в бентоните радионуклидов, а именно: Pu-239 и Am-243: различие в максимальных значениях составляет от 2 до 5 раз, соответственно. Вместе с тем интересно, что для этих изотопов практически нет временного отставания начала быстрого спада, т.е. момента истощения источника. Пожалуй, самое противоречивое поведение кривых скорости высвобождения отмечается для изотопа Se-79: имеются разные знаки производной.

Поскольку нет сомнений, что оба верифицированных программных продукта численно решают диффузионное уравнение аккуратно, то, видимо, основную причину расхождения результатов следует искать как в описании источникового члена, так и аккуратном задании (на пользовательском уровне) миграционных параметров. Относительно описания источникового члена можно заметить следующее: при переходе в декартовую систему координат (код PORFLOW) для условия сохранения площади поверхности области источника, имеет место занижение его объема примерно на 18 %, а это вызывает, в свою очередь, изменение уровня начальной концентрации в модели мгновенного растворения.

В целом можно сделать вывод, что, несмотря на качественное сходство поведения анализируемых кривых, наличие количественного различия предполагает определенную осторожность при применении используемой версии кода PORFLOW (как неспециализированного для таких проблем) в задачах, подобных рассмотренной.

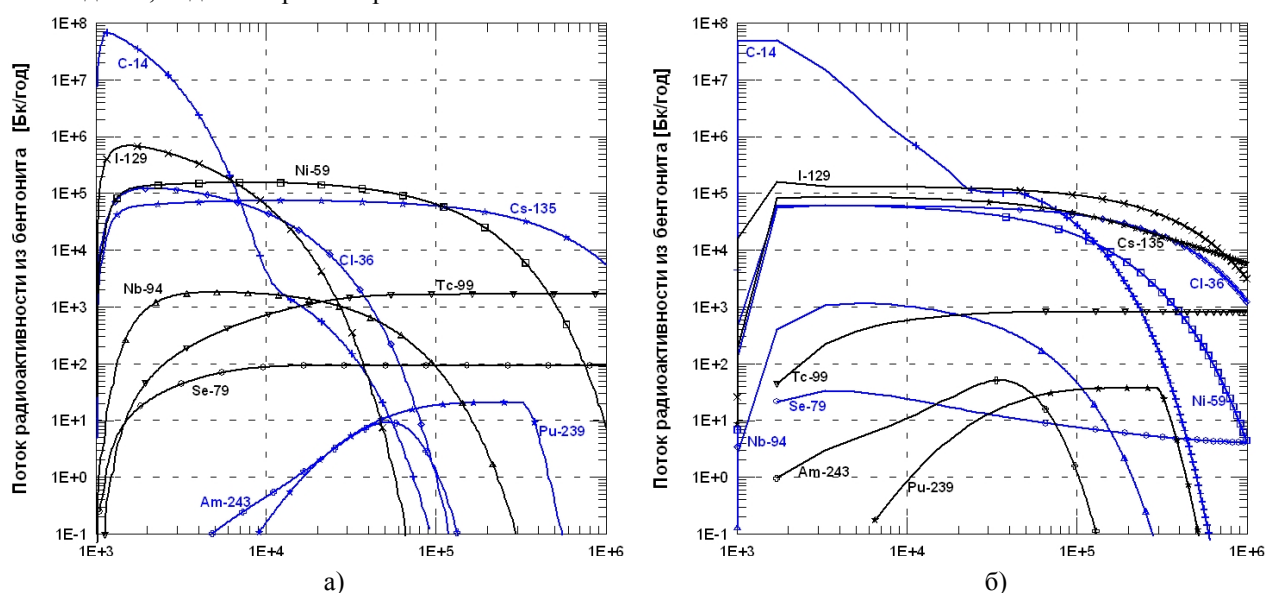


Рис. 2. Скорости высвобождения радиоактивности из бентонита (а – ЕС-JRC; б – Горный институт)

4.2. Высвобождение активности из породы

Результаты вычислений потока высвобождаемой радиоактивности из дальнего поля (вмещающая порода) представлены на рис. 3: 3а – по методике ЕС-JRC, 3б – по методике Горного института. При этом число отображаемых кривых уменьшено с целью улучшения презентабельности результатов. Впечатление от визуального сравнения рисунков: имеется определенное качественное (но не количественное!) сходство поведения кривых. Лидирующее положение в расчетах по обоим программам с большим отрывом в максимальном значении скорости высвобождения и при неплохом качественном совпадении принадлежит двум радионуклидам – I-129 и Cl-36. При этом следует отметить, что различие в максимальных значениях составляет практически порядок, и в расчетах по программе PORFLOW наблюдается более быстрый выход на максимальное значение. Далее с большим разрывом располагаются остальные радионуклиды, причем в расчетах по программе PROPER численные значения существенно (6-7 порядков) выше, но при этом можно отметить определенное качественное сходство в поведении кривых. Например, для изотопа C-14 в расчетах по программе PORFLOW наблюдается временное отставание по выходу на максимальное значение, а для изотопа Ni-59 имеет место интервал с отрицательной производной, чего не наблюдается в расчетах по программе PORFLOW. Чрезвычайно низкие значения в параметре скорости высвобождения принадлежат сорбирующимся радиоактивным изотопам Pu-239 и Am-243.

Объяснить столь высокие расхождения в уровнях скорости высвобождения одним только фактором источникового члена (геометрия, модели растворимости) достаточно сложно. По-видимому, здесь существенную роль играют факторы, связанные с аккуратным заданием миграционных параметров радионуклидов во вмещающем массиве, а также и алгоритмом вычисления скорости высвобождения.

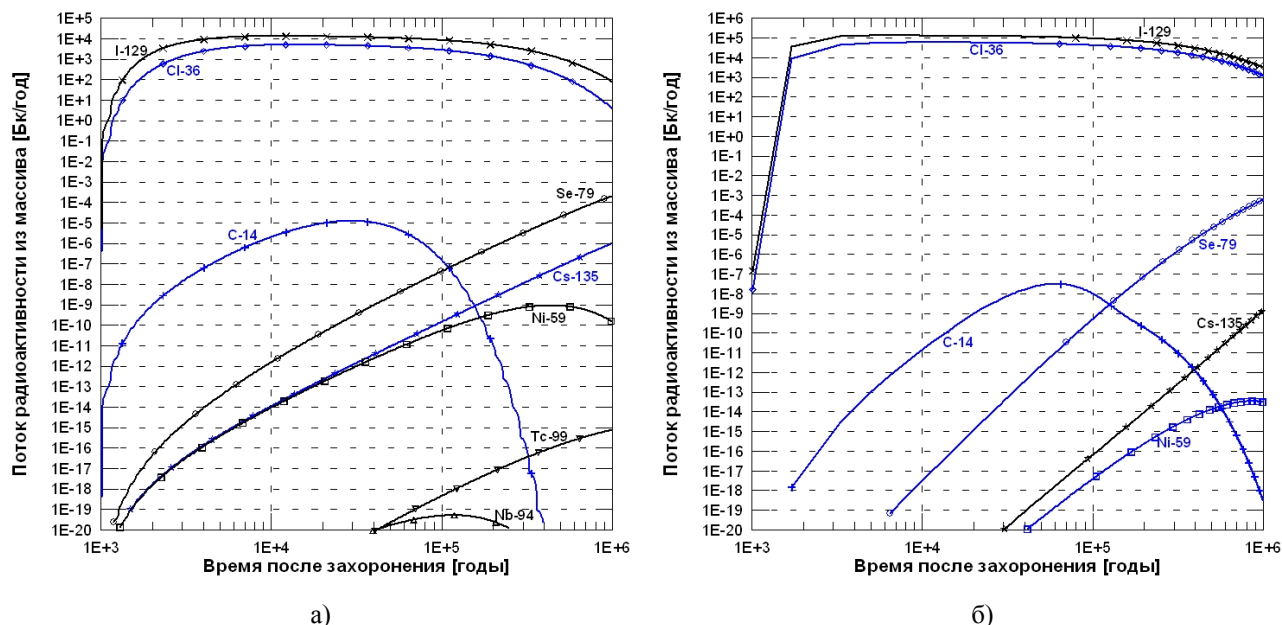


Рис. 3. Скорости высвобождения радиоактивности из вмещающего массива
(а – ЕС-JRC; б – Горный институт)

4.3. Высвобождение активности по трещинам и мощность дозы

В методическом подходе Горного института важным параметром, который вычисляется на этапе расчетов скорости высвобождения активности из вмещающей породы, а используется в модели "быстрого" переноса, является значение концентрации вблизи внешней границы вмещающей породы. Для использования модели одиночной трещины с граничным условием постоянства концентрации выполнена операция численного осреднения. Некоторые результаты такого осреднения для обеих точек контроля (вход в трещины 1 и 2, соответственно) по отдельным радионуклидам приведены в табл. 3.

Анализ результатов вычислений концентрации на выходе из трещины показал, что лишь для двух радионуклидов имеет смысл обсуждать последствия. Для радиоактивных изотопов I-129 и Cl-36 рассчитанные значения оказались достаточными, чтобы скорость высвобождения радиоактивности по трещинам превышала значения 10^{-20} Бк/год (см. рис. 4: 4а – по методике ЕС-JRC, 4б – по методике Горного института).

Таблица 3. Осредненные значения концентрации некоторых радионуклидов в точках контроля C_{sis} , Бк/м³

Точки контроля	Радионуклиды				
	C-14	Cl-36	I-129	Se-79	Cs-135
1	$8.53 \cdot 10^{-7}$	$8.85 \cdot 10^5$	$1.97 \cdot 10^6$	$5.10 \cdot 10^{-2}$	$3.97 \cdot 10^{-8}$
2	$3.02 \cdot 10^{-7}$	$5.03 \cdot 10^5$	$1.23 \cdot 10^6$	$2.04 \cdot 10^{-2}$	$1.82 \cdot 10^{-8}$

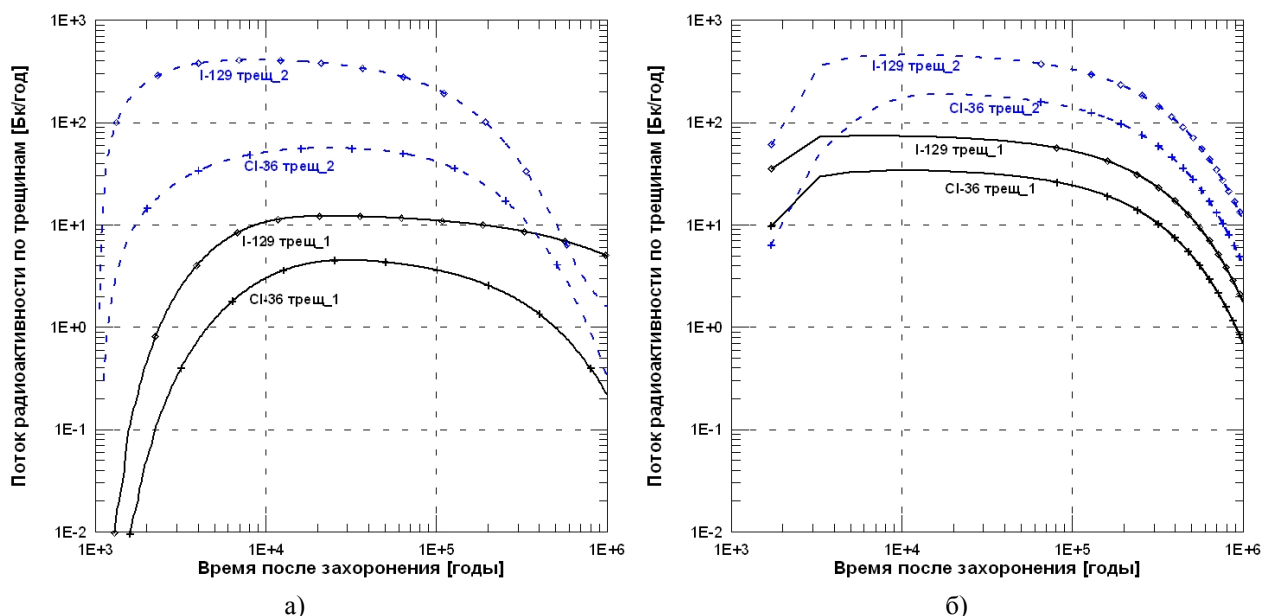


Рис. 4. Динамика потока активности по трещинам (а – ЕС-JRC; б – Горный институт)

Представленные на рис. 4 кривые скорости высвобождения активности для трещины 2 имеют заметно более высокие значения, чем аналогичные кривые для трещины 1. Указанный факт в значительной степени обусловлен более крупным расходом воды по трещине 2. Для обеих трещин кривые скорости высвобождения имеют как положительную, так и отрицательную производные. Причем, в расчетах по методике Горного института наблюдается более быстрый выход кривых на максимальные значения.

Кроме того, следует отметить, что вклад в скорость высвобождения активности за счет адвекции является малым по сравнению со скоростью диффузионного высвобождения из породы в расчетах по программе PORFLOW. В расчетах же по программе PROPER указанные скорости высвобождения уже сравнимы по своей величине.

Результаты расчетов динамики мощности дозы в сценарии облучения населения через потребление загрязненной питьевой воды отдельным образом графически не представляются, поскольку они в точности повторяют поведение кривых скорости высвобождения активности по трещинам (см. формулу (1)).

Сравнение в данном случае тривиальное. Для лидирующих радионуклидов можно отметить наличие качественного совпадения. Вместе с тем имеется огромное различие в численных значениях. В расчетах по обеим методикам лидирующая позиция принадлежит радиоактивному изотопу I-129. Максимальное значение мощности дозы приблизительно можно оценить, если скорость высвобождения умножить на дозовый коэффициент радионуклида – 10^{-10} Зв/Бк. По расчетным данным Горного института это будет величина порядка $5 \cdot 10^{-8}$ Зв/год, а по расчетным данным ЕС-JRC – 10^{-7} Зв/год. Указанные величины существенно меньше порога, установленного документами МАГАТЭ и российских регламентирующих органов.

5. Выводы

Представлены результаты сравнительного анализа исследования высвобождения радиоактивности из захоронения в кристаллической породе (типа гранита) одиночного контейнера ОЯТ, выполненных в рамках единой задачи, но с использованием различных методических подходов. Описана постановка задачи, принятая концептуальная схема, основные управляющие уравнения, граничные и начальные условия и т.д.

Проанализированы результаты расчетов и представлен качественный и количественный анализ следующих выходных параметров:

- потоки радиоактивности из области бентонита в зависимости от времени;
- потоки радиоактивности из области вмещающей породы в зависимости от времени;
- осредненные концентрации активности в точках, расположенных вблизи начала моделируемых трещин (в подходе Горного института);
- динамика высвобождения радиоактивности из области массива посредством адвективного переноса;
- максимальные значения мощности дозы в стандартном сценарии облучения населения – потребление загрязненной питьевой воды.

Относительно потоков радиоактивности из области бентонита можно сделать выводы:

- наилучшее качественное и количественное совпадение во всем временном диапазоне моделирования имеет место для радионуклидов Cs-135, Nb-94 и Tc-99;
- хорошее качественное и количественное совпадение, но на ограниченном временном диапазоне, получено для радионуклидов C-14, Cl-36 и I-129;
- неплохое качественное совпадение, но различие в количественной оценке практически на порядок соответствует радионуклидам Ni-59, Pu-239 и Am-243;
- для изотопа Se-79 наблюдается существенное расхождение в поведении кривых потока высвобождения радиоактивности.

Относительно потоков радиоактивности из области вмещающей породы посредством диффузионного механизма сделаны следующие выводы:

- наилучшее качественное и количественное совпадение во всем временном диапазоне моделирования имеет место для радионуклидов Cl-36 и I-129;
- для остальных радионуклидов характерно качественное совпадение в поведении кривых высвобождения, но чрезвычайно огромное различие в численном значении.

Представляется, что существует, по крайней мере, несколько причин расхождения результатов.

Первая (при использовании кода PORFLOW) заключается в искажении примерно на 18 % объема источникового члена при переходе в декартовую систему координат с выполнением условия сохранения площади поверхности. Вторая, видимо, кроется в определенном недопонимании задания миграционных параметров радионуклидов. Третья, возможно, обусловлена различием в алгоритме вычисления скорости высвобождения из областей сложной геометрии в используемых компьютерных кодах. И, наконец, четвертая: компьютерный код PORFLOW решает чисто диффузионную задачу, в то время как для выполнения вычислений по программе PROPER требуется задания ненулевого значения скорости Дарси.

Относительно динамики мощности дозы в стандартном сценарии облучения населения – потребление загрязненной питьевой воды – можно констатировать: максимальные значения мощности дозы существенно ниже порога, установленного регламентирующими документами МАГАТЭ и России.

Литература

- Interim data report for the safety assessment SR-Can. *Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co.* R-04-34, August, 76 p., 2004.
- PORFLOW: A software tool for multiphase fluid flow, heat and mass transport in fractured porous media. User's manual (version 3.07), *ACR*, 326 p., 1997.
- PROPER: Monitor user's manual, Version 3.2. *Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., Stockholm*, March, 68 p., 2000.
- Tang D.H., Frind O.E., Sudicky E.A.** Contamination transport in fractured porous media: Analytical solution for a single fracture. *Water Resources Research*, v.17, N 3, p.555-564, 1981.