

ВЛИЯНИЕ ДЕГРАДИРОВАВШЕЙ ЦЕМЕНТНОЙ ЗАЛИВКИ НА ВЫХОД РАДИОНУКЛИДОВ В КОНЦЕПЦИИ ЗАХОРОНЕНИЯ РАО КЛАССА 1 В СУПЕРКОНТЕЙНЕРЕ

С. А. Богатов, Ф. В. Григорьев

Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, Москва

Статья поступила в редакцию 06 декабря 2021 г.

Проведены оценки влияния деградации цементной закладки на выход загрязнителя в концепции пунктов глубинного захоронения радиоактивных отходов (ПГЗРО), в которых захоронение осуществляется в вертикальных скважинах в «суперконтейнерах», содержащих первичную упаковку радиоактивных отходов (РАО) в компактированном бентоните. Расчеты по упрощенной камерной и более точной трехмерной моделям показали удовлетворительную сходимость. Представлено влияние на результат данных оценок дискретности разбиения и особенности протекания подземных вод в деградировавшей закладке, которая при умеренных критериях приемлемости горных пород вокруг барьера из компактированного бентонита увеличивает поток примеси не более чем на порядок величины, что существенно меньше иных неопределенностей, имеющих в оценках безопасности ПГЗРО.

Ключевые слова: геологическое захоронение РАО, кристаллические породы, «суперконтейнер» с компактированным бентонитом, цементная закладка, адвективный перенос, диффузионный перенос, радиоактивные отходы.

В настоящее время в качестве одной из альтернативных концепций захоронения РАО класса 1 (РАО-1) на участке «Енисейский» рассматриваются так называемые суперконтейнеры (СК), размещаемые в вертикальных скважинах с заполнением пустот материалом на основе цемента [1]. СК представляет собой металлическую оболочку из низкоуглеродистой стали (возможно, с медным покрытием), внутри которой, в закладке из блоков компактированного бентонита, размещается первичная упаковка с РАО-1 — бидон(ы) с остеклованными высокоактивными радиоактивными отходами.

Данная доктрина позволяет избежать ряда проблем, возникающих в «классических» концепциях захоронения ОЯТ и высокоактивных РАО типа

скандинавской KBS-3V [2] в кристаллических трещиноватых породах. В частности, твердеющий цементный наполнитель позволяет размещать упаковки РАО-1 в относительно глубоких, предусмотренных в существующем проекте ПГЗРО, 75-метровых скважинах в менее толсто-стенных контейнерах, таким образом повышая его вместимость, обеспечивает существенно более низкую скорость коррозии стали по сравнению с бентонитовым окружением, а также совместимость компактного захоронения в ПГЗРО РАО классов 1 и 2 с цементным буфером [1].

Однако концепция [1] является малоизученной на практике и использует материалы, считающиеся плохо совместимыми с точки зрения обеспечения долговременной целостности

защитных барьеров. Главными проблемами данной концепции являются деградация в долговременной (тысячи — десятки тысяч лет) перспективе цементного заполнителя и коррозия стального контейнера, при которых бентонитовая закладка с упаковкой РАО окажется окруженной проницаемым материалом, по своим барьерным свойствам для слабо сорбируемых радионуклидов близким к песку.

Задачей данной работы была оценка характеристик инженерных барьеров, применяемых в новой концепции, и их изменение по сравнению с «классической», когда контейнер находится в скважине в окружении компактированного бентонита. Проведено последовательное сопоставление «классической» модели, рассматривающей размещение содержащего загрязнитель бентонитового блока в скважине, пересекаемой водопроницающей трещиной, и концепции СК, когда тот же бентонитовый блок в скважине оказывается окруженным водонепроницаемым материалом. Анализ проводился как полуаналитическим методом, так и с помощью более точной численной модели.

Приведенные в статье простые оценки должны выявить проблемы, в наибольшей степени влияющие на безопасность инженерных барьеров предложенной концепции захоронения и, возможно, требующие более точного анализа в дальнейших работах.

Исходные данные

Рассматривались две модели. В первом случае (вариант А) бентонитовый цилиндр 975 × 1400 мм, в котором содержался 1 кг несорбируемой и не распадающейся примеси (загрязнителя), посередине пересекается водопроницающей трещиной в горной породе (ГП) с раскрытием 0,5 мм (см. рис. 1а). Во втором (вариант Б) — тот же цилиндр окружается оболочкой, условно называемой «песком», представляющей собой продукты деградации цемента, окружающего «суперконтейнер» в новой концепции ПГЗРО, и стального СК. Толщина «песка» по бокам — 400 мм, с торцов — по 250 мм.

ГП считалась водонепроницаемой, адвективный перенос примеси в бентоните — пренебрежимо малым. Параметры материалов указаны ниже.

Бентонит:

сухая плотность 1,7 г/см³;
пористость 0,4;
эффективный коэффициент диффузии 10⁻¹⁰ м²/с.

Бентонит водонасыщен, трещина заполнена водой (коэффициент диффузии воды — 10⁻⁹ м²/с).

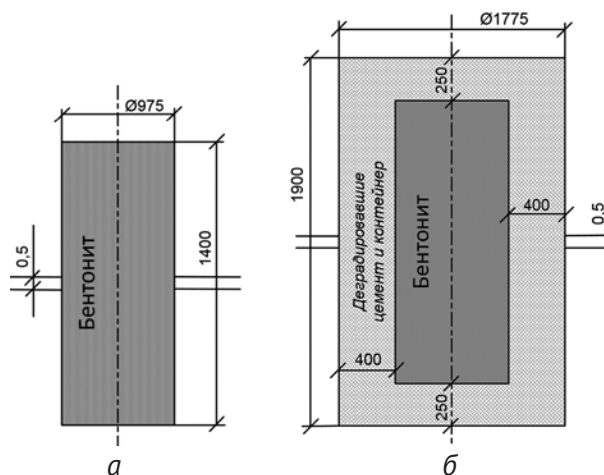


Рис. 1. Бентонитовый цилиндр, пересекаемый водопроницающей трещиной (а); бентонитовый цилиндр в водонепроницаемой оболочке (б)

Деградирующая закладка («песок»):

сухая плотность 1,7 г/см³;
пористость 0,2;
эффективный коэффициент диффузии 2·10⁻¹⁰ м²/с;
коэффициент фильтрации 1 м/сут.

Рассматривались два значения скорости потока подземных вод (ПВ) в пересекающей скважину трещине: 1 и 20 м/год. Первое значение соответствует относительно не нарушенной горной породе, второе — крупной водопроницающей трещине. Задача — рассчитать динамику выхода консервативной примеси в водопроницающую трещину.

Вариант А. Аналитические оценки

Во многих случаях перенос радионуклидов через систему последовательных барьеров определяется их взаимодействием, и время их распределения в пределах каждого барьера намного меньше характерного времени переноса радионуклидов между ними. То есть в предположении их «мгновенного смешивания» в каждом случае систему защитных барьеров (ЗБ) ПГЗРО можно рассматривать в приближении камерной модели, где каждая камера характеризуется массовой долей содержания в ней примеси (радионуклида), переносимой в единицу времени, λ. Проницаемость инженерных ЗБ типа бентонита достаточно низка, и диффузионный перенос является преобладающим.

Для перехода от уравнений диффузии к камерной модели используется следующий подход. Поток радионуклида J [кг/с] в пористой среде через площадь A [м²] определяется градиентом его концентрации в растворе C [кг/м³]:

$$J = -D_e \cdot A \cdot \text{grad } C, \quad (1)$$

где D_e [м²/с] — эффективный коэффициент диффузии. Во многих случаях выражение (1) может быть получено в виде произведения фиктивного

потока, переносящего примесь, Q [$\text{м}^3/\text{с}$], и разности концентраций примеси:

$$J \approx -Q\Delta C = -Q(C_1 - C_2), \quad (2)$$

где C_1 и C_2 — концентрации радионуклида в начале и в конце инженерного барьера соответственно. Если $C_2 \ll C_1$, уравнение (2) можно интерпретировать как:

$$J = \frac{\partial m}{\partial t} \approx -QC_1 = -\frac{Q}{R\varepsilon V} m = -\lambda m, \quad (3)$$

решением которого является зависимость типа $m = m_0 e^{-\lambda t}$, которая обычно используется в камерных моделях. Выражение для перехода от концентрации радионуклида C к его растворенной массе m в объеме V ($m = CVR\varepsilon$) учитывает пористость среды (ε) и сорбцию через коэффициент задержки $R = 1 + \frac{\rho K_d}{\varepsilon}$ (здесь ρ — сухая плотность

барьера, а K_d — коэффициент межфазного распределения для рассматриваемого радионуклида).

Проанализируем диффузию примеси через поверхность бентонитового цилиндра радиусом r и высотой S в пересекающую его плоскую бесконечную трещину с апертурой $2b$. Если консервативно не рассматривать диффузию через торцы цилиндра, то можно воспользоваться решением аналогичной задачи в [3], где рассматривается диффузия через кольцевой слой с внутренним радиусом r_1 и внешним — r_2 . При этом постановка задачи сводится к диффузии через цилиндр с эквивалентным радиусом ρ . В [3] для потока примеси на входе в трещину J получено выражение:

$$J = \pi^2 D_e (r_1 + r_2) \frac{C_1 - C_2}{\ln\left(\frac{\rho}{b}\right)}, \quad (4)$$

где C_1 и C_2 — концентрации примеси в слое и в ПВ в трещине, $2b$ — апертура трещины. В (4):

$$\rho = \sqrt{\frac{2dS}{\pi}}, \quad d = r_2 - r_1, \quad (5)$$

где D_e — эффективный коэффициент диффузии слоя или в приближении (3):

$$Q = \frac{\pi^2 D_e (r_1 + r_2)}{\ln\left(\frac{\rho}{b}\right)}. \quad (6)$$

Учитывая, что цилиндр можно рассматривать как частный случай кольцевого слоя с внутренним радиусом $r_1 = 0$, а $r_2 = r$, объем цилиндра:

$$V = 2\pi r^2 S. \quad (7)$$

Диффузия радионуклидов через кольцевой слой бентонита может аппроксимироваться

камерной моделью с постоянной времени, λ_1 [год^{-1}]:

$$\lambda_1 = \frac{\pi D_e}{rSR\varepsilon \ln\left(\frac{\rho}{b}\right)}, \quad (8)$$

где ε — открытая пористость бентонита, а коэффициент задержки для несорбируемой примеси $R = 1$.

Кроме диффузии в бентоните, проникновение примеси в трещину ограничивается временем контакта ПВ с заполнением скважины, и концентрация примеси в ПВ на границе со скважиной меньше, чем в поровой воде барьерного материала в ней. Данный механизм называют «трещинным сопротивлением», а значение эффективного потока для приближения (3) получено в [4, 5] из баланса между поступлением примеси в трещину за счет диффузии и адвективным выносом примеси по трещине. Соответствующее значение водного потока через пограничный слой Q равно:

$$Q = 4 \cdot 2b \sqrt{urD_w}, \quad (9)$$

где D_w — коэффициент молекулярной диффузии подземных вод, а u — скорость ПВ в трещине. Значение соответствующей постоянной времени в приближении (3), λ_2 , получается делением Q в (6) на объем бентонита (V) и его пористость (ε).

Таким образом, для варианта А выход примеси из бентонита описывается двумя постоянными времени λ_1 и λ_2 , и итоговая постоянная времени выхода в трещину λ_b в приближении камерной модели определяется выражением:

$$\frac{1}{\lambda_b} = \frac{1}{\lambda_1} + \frac{1}{\lambda_2}. \quad (10)$$

Полученные в указанных предположениях аналитические решения для потоков примеси из бентонита в трещину приведены на рис. 2.

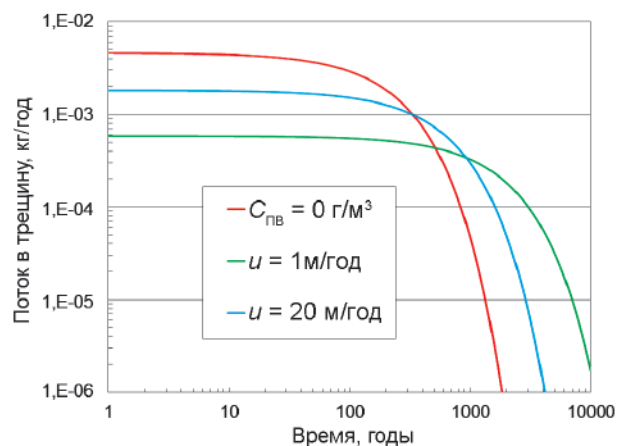


Рис. 2. Поток консервативной примеси в трещину, пересекающую заполненную бентонитом скважину, для разных скоростей подземных вод в трещине (вариант А)

Верхняя кривая ($C_{пв} = 0 \text{ г/м}^3$) соответствует «нулевым» граничным условиям (скорость ПВ $u = \infty$); считается, что концентрация примеси в ПВ на границе трещины все время равна 0, т. е. примесь мгновенно уносится. Большая скорость ПВ, u , соответствует большому разбавлению примеси в ПВ и увеличению ее потока из бентонита.

Вариант Б

В варианте Б бентонит окружается водопроницаемой закладкой и через нее начинается адвективный перенос подземными водами примеси, выходящей из бентонита. Диффузия и адвекция моделировались средствами GoldSim [6, 7]. Для описания диффузионного выхода радионуклидов в трещину из закладки использовалось приближение камерной модели (3)–(10), возможность применения которой также заложена в GoldSim.

Так как водопроницаемость деградировавшей закладки на несколько порядков превышает водопроницаемость ГП, происходит так называемая фокусировка потока — ПВ «втягиваются» в скважину и их поток через нее оказывается больше, чем в невозмущенной ГП. В [8] рассматривалось плоское движение потока ПВ через полость с характерным размером w . Получено, что «фокусировка» потока происходит в области течения ПВ вокруг полости с характерным размером $2w$. Для трехмерной полости можно приближенно считать, что поток через нее определяется гипотетической трещиной, имеющей характерную площадь, определяемую произведением ее апертуры ($2b$) и ширины, равной удвоенному габариту полости, занятой закладкой (в нашем случае за габарит закладки можно принять диаметр скважины $2r$). Поток ПВ через закладку q :

$$q \approx 2 \cdot 2b \cdot 2r \cdot u. \quad (11)$$

Как показывают численные расчеты, приведенные ниже в данной работе и в [8], деградация закладки будет в основном происходить в области, прилегающей к пересекающей скважину трещине, и туда же будет направлена «фокусировка» потока ПВ. Таким образом, даже для полностью деградировавшей закладки в большинстве случаев поток ПВ будет проходить лишь через относительно тонкий слой материала, прилегающего к трещине. В [9] показано, что с удовлетворительной точностью поток ПВ, протекающий через скважину, может быть оценен как поток через эквивалентный объем («пробку») сплошной пористой среды (рис. 3), длина которой составляет 3–8 апертур трещины, в зависимости от взаимной ориентации

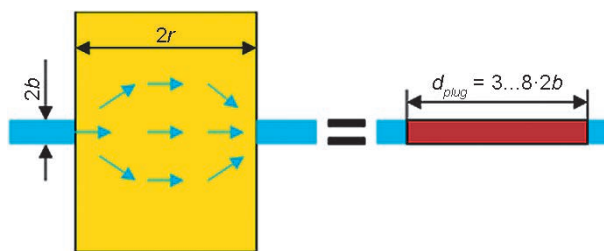


Рис. 3. Иллюстрация модели эквивалентного объема для закладки, способной к адвективному водопереносу

трещины и пересекаемого объема. Для оценок при апертуре трещины $2b$ примем длину пробки d_{plug} равной $10b$. Увеличение градиента гидравлического напора ПВ в невозмущенной ГП, i , для модели «пробки» составит $r/d_{plug} = r/5b$ раз (в данном случае r — радиус скважины), так как падение напора, ранее происходившее на диаметре скважины ($2r$), теперь наблюдается на длине «пробки». Если коэффициент фильтрации «пробки» равен K_{plug} , то, приравнявая потоки через скважину, определяемые водопроницаемостью ГП T , получим:

$$q = iTW = i \cdot \frac{r}{5b} \cdot K_{plug} \cdot 2b \cdot W = K_{plug} Wi \frac{2r}{5}, \quad (12)$$

где W — ширина пересечения скважины трещиной, или:

$$K_{plug} = \frac{5T}{2r}. \quad (13)$$

Если коэффициент фильтрации закладки $K \gg 5T/2r$, то поступление ПВ в скважину описывается формулой (11). При $K = 5T/2r$ поток воды через поврежденный объем определяется потоком в трещине, и если $K < 5T/2r$, то гидравлическое сопротивление закладки достаточно велико и поток ПВ начинает обтекать скважину.

В [9] также решалась задача о распределении адвективного потока по высоте скважины. Получено, что для условия $K = 5T/2r$, когда закладка уже оказывает незначительное сопротивление потоку ПВ, более 90% всего объема проходит через область, высота которой не превышает 10% высоты скважины. В рассматриваемом случае поток сосредоточен в слое закладки, прилегающем к трещине, высотой не более 20 см.

При ожидаемой водопроницаемости трещин на целевой глубине участка «Енисейский» $T \sim 10^{-9} \text{ м}^2/\text{с}$ [10] и $r \approx 0,89 \text{ м}$ значение критерия (13) составляет $5 \cdot 10^{-9} / 2 \cdot 0,89 = 2,8 \cdot 10^{-9} \text{ м/с} \approx 2,4 \cdot 10^{-4} \text{ м/сут}$. При коэффициенте фильтрации деградировавшей закладки $K = 1 \text{ м/сут}$ значение $K \gg 5T/2r$ и течение ПВ через закладку описывается формулой (11).

Для дальнейших оценок принимается геометрия, приведенная на рис. 4а (изображена верхняя часть модели, нижняя — идентична).

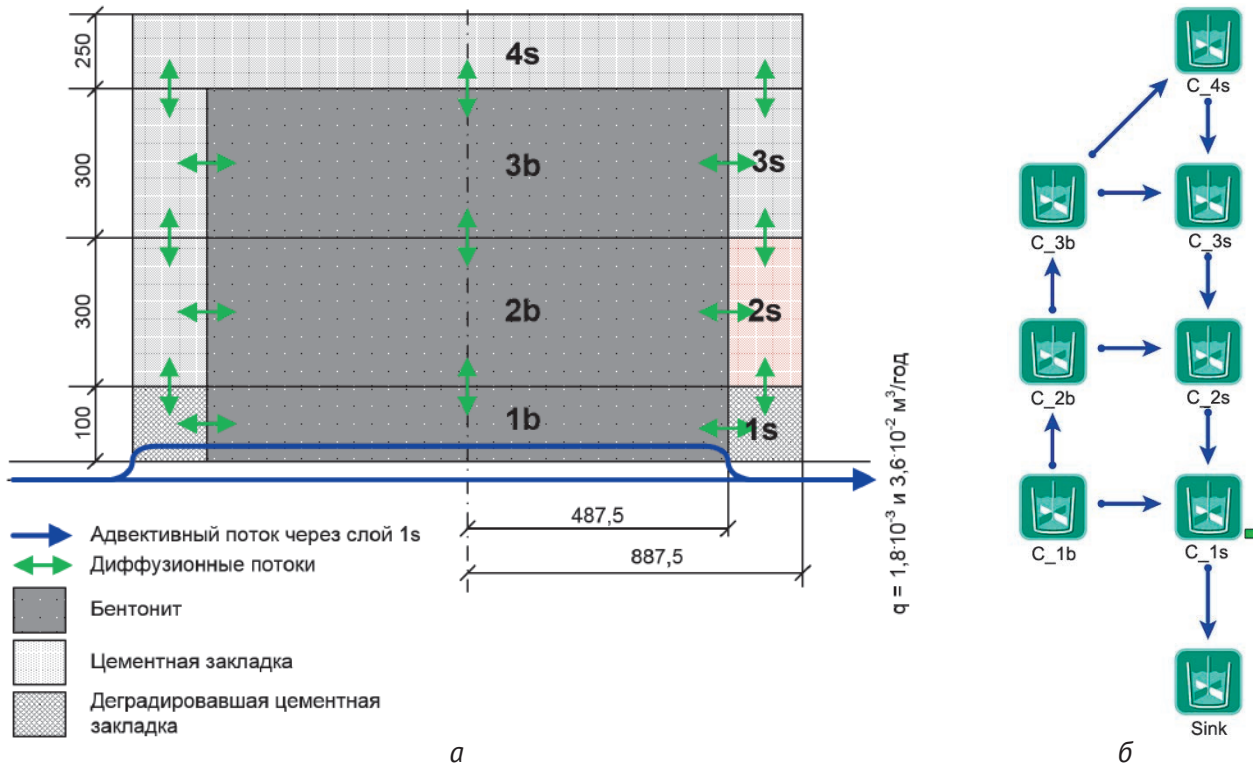


Рис. 4. Геометрия модели с деградировавшей закладкой около трещины (а) и ее представление в виде элементов типа "Cell" в GoldSim (б)

Адвективный поток через деградировавший слой цементной закладки (1s на рис. 4) q равен:

$$q(1 \text{ м/год}) = 2 \cdot 2b \cdot 2r \cdot u = 2 \cdot 5 \cdot 10^{-4} (\text{м}) \cdot 1,775 (\text{м}) \cdot 1 (\text{м/год}) = 1,78 \cdot 10^{-3} (\text{м}^3/\text{год})$$

$$q(20 \text{ м/год}) = 2 \cdot 2b \cdot 2r \cdot u = 2 \cdot 5 \cdot 10^{-4} (\text{м}) \cdot 1,775 (\text{м}) \cdot 20 (\text{м/год}) = 3,55 \cdot 10^{-2} (\text{м}^3/\text{год})$$
(14)

Данный поток сосредоточен на области деградировавшей закладки высотой 20 см.

Полученные в варианте Б результаты приведены на рис. 5. Видно, что максимальное значение потока примеси для $u = 1$ м/год составляет $1,65 \cdot 10^{-3}$ кг/год (через 19 лет); для $u = 20$ м/год — 0,0179 кг/год (через 9 лет).

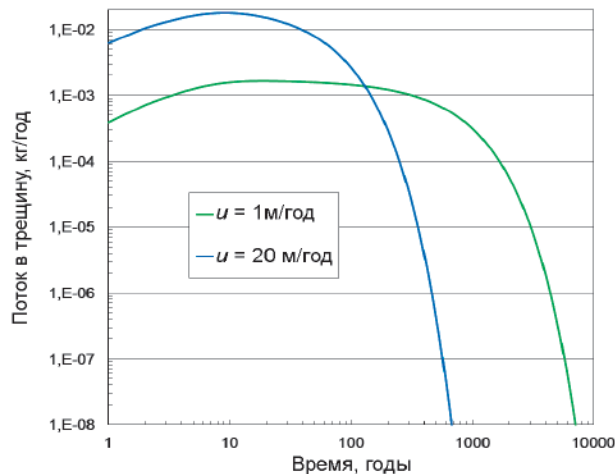


Рис. 5. Поток консервативной примеси в трещину, пересекающую деградировавшую закладку, для разных скоростей подземных вод (вариант Б)

Моделирование задачи в расчетном коде GeRa

В целях кросс-верификации оценок данная задача также решалась с использованием трехмерного моделирования фильтрации и переноса в расчетном коде GeRa [11]. Область моделирования представляла собой фрагмент породы с трещиной, бентонитовым цилиндром и «песчаной» оболочкой (в варианте Б) согласно концептуальной модели, рис. 1. Размер массива ГП $5 \times 5 \times 5$ м подбирался таким образом, чтобы модель охватывала всю область возмущения потока ПВ контейнером. Поток задавался с помощью граничных условий 1-го рода (скорости потоков далеко от скважины, u , приравнивались к скоростям Дарси и задавались соответствующими градиентами напора, $i: u = i \cdot K_{\phi}$). Используя эмпирическую зависимость апертуры трещины ($2b$) от ее водопроводимости (T) из [12] $2b (\text{м}) = 0,117 \cdot (T (\text{м}^2/\text{с}))^{1/3}$ и $K_{\phi} = 2b \cdot T$, коэффициент фильтрации в трещине полагался равным $K_{\phi} = 13,5$ м/сут.

Остальные параметры модели приведены выше. Из соображений симметрии расчет осуществляется только на 1/4 области моделирования (как изображено на рис. 6).

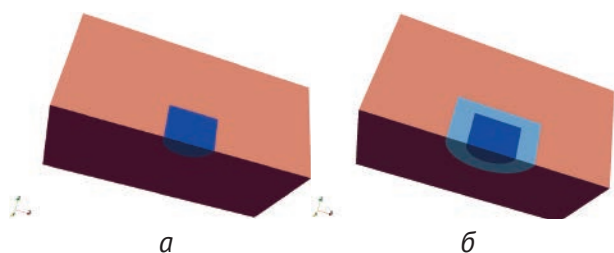


Рис. 6. Геометрическая модель в GeRa для вариантов А (а) и Б (б)

Расчет проводился на треугольно-призматической сетке с использованием численных схем метода конечных объемов, реализованных в GeRa. В ходе вычислительных экспериментов выяснилось (см. в качестве примера рис. 7), что результат расчетов сильно зависит от дискретности разбиения сетки у границ бентонит/трещина (для варианта А) и «песок»/трещина (для варианта Б). В конечном итоге из соображений компромисса между сходимостью результата и скоростью вычисления в качестве основной расчетной сетки был выбран вариант с мелко­стью разбиения $d=3$ мм у границы трещины (см. рис. 8). При этом возможно занижение потока порядка 40%.

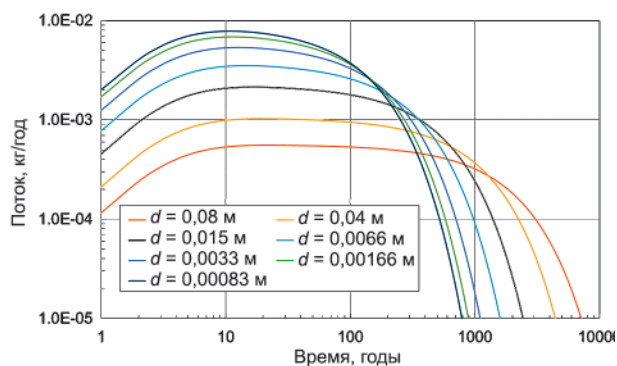


Рис. 7. Интенсивности выхода примеси для различных шагов разбиения у границы трещины (вариант Б без адвекции)

Результаты расчета для бентонитового цилиндра, пересекающего трещину (вариант А), представлены на рис. 9. Как видно, полученные потоки удовлетворительно совпадают с результатами аналитических расчетов, представленными на рис. 2. Максимальное расхождение (примерно в 2 раза) наблюдается для скорости потока в трещине 1 м/год. Модель удовлетворительно воспроизвела эффект «трещинного сопротивления» (увеличение интенсивности выхода с ростом потока в трещине). Расхождение, скорее всего, связано как с упомянутой выше некоторой недооценкой потока при выбранной

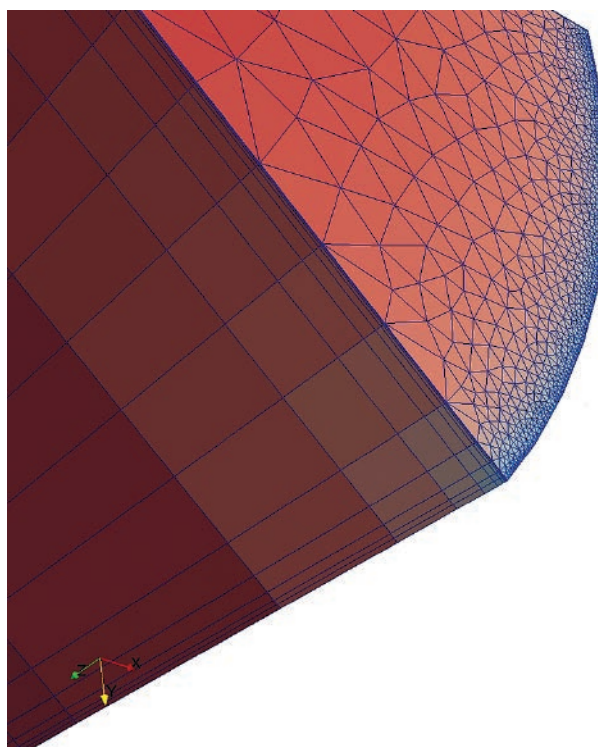


Рис. 8. Разбиение расчетной сетки у границы трещины (мелкость разбиения $d=3$ мм)

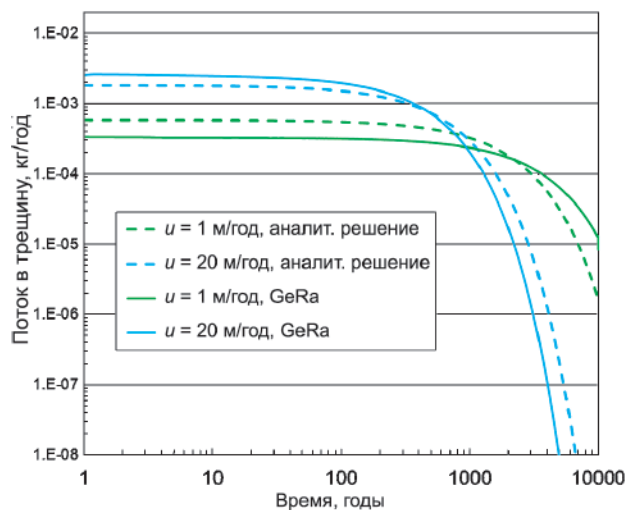


Рис. 9. Результаты расчетов в GeRa в сравнении с аналитическим решением: потоки примеси в трещину для разных скоростей ПВ для варианта А

дискретности разбиения, так и с тем, что аналитическая модель построена с упрощающими допущениями [3–5].

Результаты расчета для варианта Б приведены на рис. 10. Потоки близки к данным, полученным в камерной модели Б (рис. 5): максимальное значение потока для $u=1$ м/год составляет $1,6 \cdot 10^{-3}$ кг/год (через 20 лет); для $u=20$ м/год — $0,0275$ кг/год (через 9 лет). При скорости потока $u=1$ м/год значения практически совпадают, при $u=20$ м/год — выше примерно на 30%.

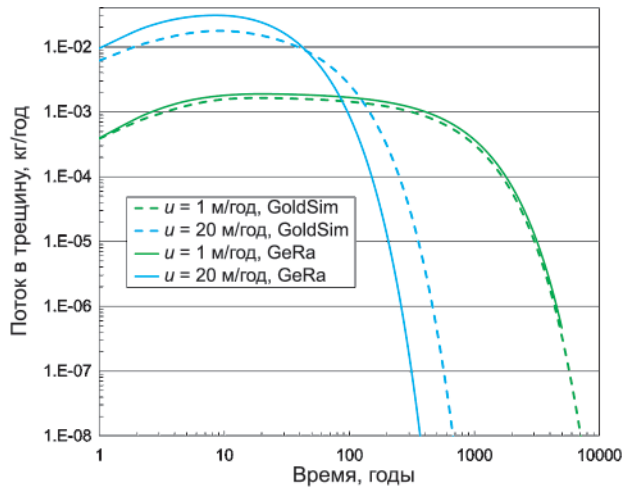


Рис. 10. Результаты расчетов в GeRa в сравнении с GoldSim: потоки примеси в трещину для разных скоростей ПВ для варианта Б

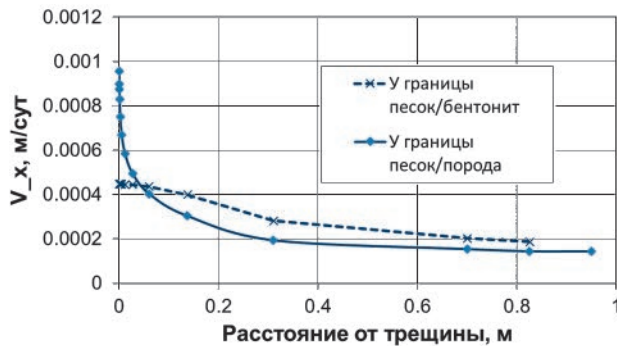


Рис. 11. Зависимость горизонтальной компоненты скорости фильтрации в закладке от расстояния до плоскости трещины (вариант Б, $u = 20$ м/год)

Проиллюстрируем также описанный выше эффект «фокусировки» потока в области закладки, примыкающей к трещине. На рис. 11 показана зависимость рассчитанной скорости фильтрации в закладке от расстояния до плоскости трещины вдоль границ «песок»/бентонит и «песок»/горная порода (выбраны точки вдоль крайних поперек потока образующих цилиндров бентонита и «песка»). Видно, что, как и предполагалось ранее, основной поток ПВ через закладку сосредоточен в слое толщиной ~ 20 см.

Выводы

1) Оценки, проведенные по приближенным аналитическим и трехмерным численным моделям, достаточно хорошо совпадают (см. рис. 9, 10), так что их кросс-верификацию можно считать успешной. Следует отметить, что результаты трехмерного расчета (GeRa) оказались очень чувствительны к дискретности разбиения сетки у границы трещины — неаккуратный выбор

данного параметра мог привести к занижению искомой величины более чем в 10 раз.

2) Трехмерная численная модель (GeRa) удовлетворительно воспроизвела результаты аналитических расчетов для выноса примеси из бентонита (рис. 9). Максимальное расхождение (примерно в 2 раза) наблюдается для скорости потока в трещине 1 м/год. Модель удовлетворительно воспроизвела эффект «трещинного сопротивления», а расхождение вызвано как допущениями аналитических оценок [3–5], так и некоторой недооценкой потока при выбранной дискретности разбиения.

3) В большинстве случаев, даже для полностью деградировавшей внешней закладки, ~ 90% потока ПВ концентрируется в относительно узком слое (~ 10% ее высоты), что было подтверждено расчетами в трехмерной численной модели.

4) Показано, что наличие вокруг блока уплотненного бентонита деградировавшей закладки приводит к увеличению потока загрязнителя в трещину. Максимальное значение составляет для скорости подземных вод $u = 20$ м/год чуть более порядка (примерно в 11 раз — по упрощенной и в 12 раз — по 3D-модели). При этом скорость потока ПВ в трещине 20 м/год на целевом горизонте скорее всего окажется недопустимой по критериям приемлемости кристаллических пород для ПГЗРО [13], так что ухудшение барьерных свойств для концепции [1] будет в несколько раз меньше.

5) Точность полученных результатов для оценок максимальных значений потоков загрязнителя (определяющих радиационное воздействие ПГЗРО) экспертно оценивается в пределах фактора 2 (отличие приведенных результатов от «точных» для данной модели составляет не более двух раз).

6) Степень иных неопределенностей, имеющих в настоящее время для оценок безопасности ПГЗРО в кристаллических породах, составляет существенно больше порядка величины, так что на данном этапе концепцию из [1] можно рассматривать как одну из альтернатив планировочных решений для ПГЗРО участка «Енисейский».

Литература

1. Богатов С. А., Крючков Д. В., Павлов Д. И., Сыченко Д. В. Анализ различных концепций захоронения РАО класса 1 в кристаллических породах // Радиоактивные отходы. 2020. № 3 (12). С. 66–77. DOI: 10.25283/2587-9707-2020-3-66-77.
2. Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar — a first evaluation. Main report of the SR-Can project, SKB Technical Report

TR-06-09. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, Stockholm, Sweden, 2006. 613 p.

3. *Hautajirvi A.* Simplified modelling of mass transport in a fissured rock-clay buffer system // Eng. Geol. 1990. no. 28. Pp. 353–358.

4. *Hillebrand K.* Diffusion of radionuclides from the bentonite buffer into the groundwater flowing in rock fractures. Helsinki, Technical Research Centre of Finland, Nuclear Engineering Laboratory, Technical Report TUMA-2/85. 1985.

5. *Nilsson L., Moreno, L. Neretnieks, I., Romero L.* A resistance network model for radionuclide transport into the near field surrounding a repository for nuclear waste (SKB, Near Field Model 91). Stockholm, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co (SKB), Technical Report 91–30. 1991.

6. GoldSim Probabilistic Simulation Environment. User's Guide. Version 11.1. GoldSim Technology Group, Seattle, USA. 2014.

7. GoldSim Contaminant Transport Module. User's Guide. Version 6.4. GoldSim Technology Group, Seattle, USA. 2014.

8. *Bird R. B., Stewart W. E., Lightfoot E. N.* Transport phenomena. Wiley. 2nd ed., December 2006. 928 p.

9. *Neretnieks I.* Flow and transport through a damaged buffer — exploration of the impact of a cemented and an eroded buffer. SKB Technical Report TR-06-33, December 2006. 36 p.

10. *Богатов С. А., Крючков Д. В.* Упрощенная модель переноса радионуклидов в трещиноватых кристаллических породах для предварительных оценок безопасности захоронения РАО класса 1 на участке «Енисейский» // Материалы XI Российской научной конференции «Радиационная защита и радиационная безопасность в ядерных технологиях», Москва, 26–29 октября 2021 г.

11. *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.

12. *Hartley L., Appleyard P., Baxter S., Hoek J., Roberts D., Swan D.* Development of hydrogeological discrete fracture network model for the Olkiluoto site descriptive model 2011. Volume I. Posiva Oy Working Report 2012–32. June 2012. 246 p.

13. *McEwen T., Aro S., Kosunen P., Mattila J., Pere T., Käpyaho A., Hellä P.* Rock Suitability Classification RSC 2012. POSIVA Report 2012–24, December 2012. 225 p.

Информация об авторах

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

Григорьев Федор Владимирович, младший научный сотрудник, Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН (115191, Москва, Большая Тульская ул., д. 52), e-mail: grig-fedor@ibrae.ac.ru.

Библиографическое описание статьи

Богатов С. А., Григорьев Ф. В. Влияние деградировавшей цементной заливки на выход радионуклидов в концепции захоронения РАО класса 1 в суперконтейнере // Радиоактивные отходы. 2022. № 1 (18). С. 77–85. DOI: 10.25283/2587-9707-2022-1-77-85.

INFLUENCE OF DEGRADED CEMENT BACKFILL ON RADIONUCLIDE RELEASE CONSIDERING RW CLASS 1 DISPOSAL IN SUPER-CONTAINERS

Bogatov S. A., Grigorev F. V.

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

Article received on December 06, 2021

The paper evaluates the influence of degraded cement backfill on contaminant release for geological radioactive waste disposal concept assuming that the waste surrounded by compacted bentonite is emplaced in “supercontainers” into vertical boreholes within cement backfill. The paper demonstrates that simple compartment and more precise

3D-model assessments yield similar results. It also shows how the calculations are affected by mesh discretization and ground water flow in degraded backfill. Considering moderate rock suitability criteria, degraded backfill increases maximum contaminant release not more than by an order of magnitude, which is substantially less compared to other safety assessment uncertainties.

Keywords: radwaste geological disposal, crystalline rock, “supercontainer” with compact bentonite, cement backfill, advective transport, diffusion transport, radioactive waste.

References

1. Bogatov S. A., Kryuchkov D. V., Pavlov D. I., Sychenko D. V. Analiz razlichnykh kontseptsii zakhroneniya RAO klassa 1 v kristallicheskikh porodakh [Analysis of Various Concepts for RW Class 1 Disposal in Crystalline Rocks]. *Radioaktivnyye Otkhody – Radioactive Waste*, 2020, no. 3 (12), pp. 66–77. DOI: 10.25283/2587-9707-2020-3-66-77.
2. *Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation*. Main report of the SR-Can project, SKB Technical Report TR-06-09. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, Stockholm, Sweden, 2006. 613 p.
3. Hautajirvi A. Simplified modelling of mass transport in a fissured rock-clay buffer system. *Eng. Geol.*, 1990, no. 28, pp. 353–358.
4. Hillebrand K. *Diffusion of radionuclides from the bentonite buffer into the groundwater flowing in rock fractures*. Helsinki, Technical Research Centre of Finland, Nuclear Engineering Laboratory, Technical Report TUMA-2/85. 1985.
5. Nilsson L., Moreno L., Neretnieks I., Romero L. *A resistance network model for radionuclide transport into the near field surrounding a repository for nuclear waste (SKB, Near Field Model 91)*. Stockholm, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co (SKB), Technical Report 91–30. 1991.
6. *GoldSim Probabilistic Simulation Environment*. User's Guide. Version 11.1. GoldSim Technology Group, Seattle, USA. 2014.
7. *GoldSim Contaminant Transport Module*. User's Guide. Version 6.4. GoldSim Technology Group, Seattle, USA. 2014.
8. Bird R. B., Stewart W. E., Lightfoot E. N. *Transport phenomena*. Wiley. 2nd ed., December 2006. 928 p.
9. Neretnieks I. *Flow and transport through a damaged buffer – exploration of the impact of a cemented and an eroded buffer*. SKB Technical Report TR-06-33, December 2006. 36 p.
10. Bogatov S. A., Kryuchkov D. V. Uproshchennaya model' perenosa radionuklidov v treshchinovatykh kristallicheskikh porodakh dlya predvaritel'nykh otsenok bezopasnosti zakhroneniya RAO klassa 1 na uchastke “Yeniseyskiy” [A Simplified Model of Radionuclide Transport in Fractured Crystalline Rocks for the Preliminary Safety Assessments of RW Class 1 Disposal at the Yeniseyskiy Site]. *Materialy XI Rossiyskoy nauchnoy konferentsii “Radiatsionnaya zashchita i radiatsionnaya bezopasnost' v yadernykh tekhnologiyakh” (Moscow, October 26–29, 2021)* [Proceedings of the 10th Russian Scientific Conference Radiation Protection and Radiation Safety in Nuclear Technologies]. Moscow, October 26–29, 2021.
11. Kapyrin I. V. et al. Integral'nyy kod GeRa dlya obosnovaniya bezopasnosti zakhroneniya radioaktivnykh otkhodov [Integral code GeRa in Radioactive Waste Disposal Safety Demonstration]. *Gornyi Zhurnal – Mining Journal*, 2015, no. 10, pp. 44–50. DOI: 10.17580/gzh.2015.10.08.
12. Hartley L., Appleyard P., Baxter S., Hoek J., Roberts D., Swan D. *Development of hydrogeological discrete fracture network model for the Olkiluoto site descriptive model 2011*. Volume I. Posiva Oy Working Report 2012–32. June 2012. 246 p.
13. McEwen T., Aro S., Kosunen P., Mattila J., Pere T., Käpyaho A., Hellä P. *Rock Suitability Classification RSC 2012*. POSIVA Report 2012–24, December 2012. 225 p.

Information about the authors

Bogatov Sergey Aleksandrovich, PhD, senior researcher, Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences (52, Bolshaya Tulsкая st., Moscow, 115191, Russia), e-mail: sbg@ibrae.ac.ru.

Grigorev Fedor Vladimirovich, Junior research associate, Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences (52, Bolshaya Tulsкая st., Moscow, 115191, Russia), e-mail: grig-fedor@ibrae.ac.ru.

Bibliographic description

Bogatov S. A., Grigorev F. V. Influence of Degraded Cement Backfill on Radionuclide Release Considering RW Class 1 Disposal in Super-Containers. *Radioactive Waste*, 2022, no. 1 (18), pp. 77–85. DOI: 10.25283/2587-9707-2022-1-77-85. (In Russian).